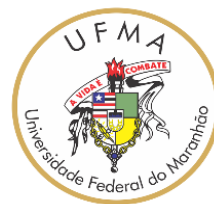




**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
E BIOTECNOLOGIA – REDE BIONORTE**



**BIOMARCADORES E ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS PARA
DETECÇÃO DE POTENCIAIS RISCOS À SAÚDE HUMANA
UTILIZANDO *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) DA
COSTA AMAZÔNICA**

GUSTAVO HENRIQUE RODRIGUES VALE DE MACEDO

**São Luís - MA
2024**

GUSTAVO HENRIQUE RODRIGUES VALE DE MACEDO

**BIOMARCADORES E ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS PARA
DETECÇÃO DE POTENCIAIS RISCOS À SAÚDE HUMANA
UTILIZANDO *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) DA
COSTA AMAZÔNICA**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia – REDE BIONORTE, na Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Biodiversidade e Biotecnologia.

Orientadora: Profa. Dra. Débora Batista Pinheiro Sousa

Coorientadora: Profa. Dra. Raimunda Nonata Fortes Carvalho Neta

**São Luís - MA
Julho/2024**

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Macedo, Gustavo Henrique Rodrigues Vale de.

Biomarcadores e Análises Microbiológicas Para Detecção
de Potenciais Riscos À Saúde Humana Utilizando Sciades
Herzbergii siluriformes: Ariidae da Costa Amazônica /
Gustavo Henrique Rodrigues Vale de Macedo. - 2024.
103 f.

Coorientador(a) 1: Raimunda Nonata Fortes Carvalho
Neta.

Orientador(a): Débora Batista Pinheiro Sousa.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Rede -
Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia
Legal/ccbs, Universidade Federal do Maranhão, São Luís-ma,
2024.

1. Sazonalidade. 2. Ecotoxicologia. 3. Estresse
Oxidativo. 4. Análise Fenotípica de Resistência. 5.

GUSTAVO HENRIQUE RODRIGUES VALE DE MACEDO

**BIOMARCADORES E ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS PARA
DETECÇÃO DE POTENCIAIS RISCOS À SAÚDE HUMANA
UTILIZANDO *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) DA
COSTA AMAZÔNICA**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de
Doutorado do Programa de Pós-Graduação em
Biodiversidade e Biotecnologia – REDE
BIONORTE, na Universidade Federal do Maranhão,
como requisito parcial para a obtenção do Título de
Doutor em Biodiversidade e Biotecnologia.

Aprovada em 15 / 07 / 2024

Banca examinadora



Documento assinado digitalmente

DEBORA BATISTA PINHEIRO SOUSA

Data: 29/07/2024 14:39:20-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Dra. Débora Batista Pinheiro Sousa – UFMA



Documento assinado digitalmente

DEBORA MARTINS SILVA SANTOS

Data: 29/07/2024 23:02:47-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Dra. Débora Martins Silva Santos – UEMA



Documento assinado digitalmente

JONATAS DA SILVA CASTRO

Data: 29/07/2024 14:51:56-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Jonatas da Silva Castro – IFMA



Documento assinado digitalmente

RITA DE CÁSSIA MENDONÇA DE MIRANDA

Data: 30/07/2024 08:28:05-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Dra. Rita de Cássia Mendonça de Miranda – UNICEUMA



Documento assinado digitalmente

WELLYSON DA CUNHA ARAÚJO FIRMO

Data: 30/07/2024 09:15:42-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Wellyson da Cunha Araújo Firmo – UEMASUL

TERMO DE AUTORIZAÇÃO PARA PUBLICAÇÃO

Eu, Gustavo Henrique Rodrigues Vale de Macedo, (x) autorizo () não autorizo a publicação da versão final aprovada de minha Tese de Doutorado intitulada “ Biomarcadores e análises microbiológicas para detecção de potenciais riscos à saúde humana utilizando *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) da costa amazônica ” no Portal do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia – REDE BIONORTE (PPG-BIONORTE), bem como no repositório de Teses da CAPES ou junto à biblioteca da Instituição Certificadora.

Local/Data: São Luís-MA, 05 de agosto de 2024

Documento assinado digitalmente
 GUSTAVO HENRIQUE RODRIGUES VALE DE MAC
Data: 05/08/2024 14:51:11-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Gustavo Henrique Rodrigues Vale de Macedo

CPF: 068.228-773-39
RG: 023245462002-9

Dedico este trabalho...

***...in memoriam*, ao meu amado pai,
que tanto se esforçou em vida e me
apoiou a correr atrás dos meus
sonhos, que eram os seus também. A
ele a minha eterna gratidão.**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me permitido realizar este grandioso sonho, ao me dar forças para seguir em frente, mesmo nos momentos mais difíceis. Sou eternamente grato à minha mãe, Márcia, meus dois irmãos, Glenda e Lucas, e ao meu sobrinho Lucas Gabriel, por sempre estarem ao meu lado me apoiando e incentivando na busca deste objetivo. Dentre muitos fatores, minha base familiar sólida foi o principal aspecto que me permitiu chegar até aqui.

Meu inestimável agradecimento à minha orientadora, Profa. Dra. Débora Batista, que em todos os momentos me auxiliou incansavelmente na concepção, execução, tabulação, análise e redação de experimentos e resultados, além da imensa contribuição para a solidificação da minha carreira acadêmica, sempre com muita competência, dedicação e paciência. Seu acolhimento e olhar cuidadoso com certeza tornaram esta jornada mais leve.

Agradeço a todos os professores que fortemente colaboraram para a execução deste trabalho, em especial ao Prof. Dr. Jonatas Castro, que com sua impecável experiência me norteou em relação a diversas análises fundamentais e à redação dos artigos; ao Prof. Raimundo Costa, pelo excelente auxílio estatístico e gráfico; aos Profs. Luís Cláudio Nascimento, Rita Miranda e Wellyson Firmo, pelo suporte laboratorial e de delineamento experimental; e à Profa. Dra. Raimunda Fortes, minha coorientadora, por toda a orientação em cada etapa de construção e continuidade deste trabalho.

Meus sinceros agradecimentos a todos os meus amigos que direta ou indiretamente sempre me apoiaram e incentivaram a correr atrás deste sonho, mesmo quando diante de inúmeras dificuldades. Agradeço também a todos os colegas que me acompanharam durante as extensas rotinas de campo e laboratorial, em especial à Wanda, Ana Laíssa, Samanda e Rafael – que exaustivamente me auxiliaram na execução de grande parte dos experimentos. Agradeço ainda à FAPEMA e ao BIONORTE pelo contínuo suporte acadêmico e financeiro necessário à conclusão deste projeto. A todos o meu muito obrigado.

“[...] Every teardrop is a waterfall.”

— Coldplay.

MACEDO, Gustavo Henrique Rodrigues Vale de. **Biomarcadores e análises microbiológicas para detecção de potenciais riscos à saúde humana utilizando *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) da costa amazônica.** 2024. 103f. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2024.

RESUMO

Estudos de biomonitoramento em áreas industriais e portuárias são fundamentais para iniciar intervenções que visem minimizar danos econômicos, ambientais e sociais. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo mensurar parâmetros físico-químicos da água, analisar biomarcadores hepáticos de estresse oxidativo, bem como isolar e identificar bactérias Gram-negativas patogênicas na pele, intestinos e músculos e observar alterações histológicas em brânquia e fígado de *Sciades herzbergii*, uma espécie de bagre estuarino capturada próximo a um complexo portuário na costa amazônica brasileira. Parâmetros físico-químicos da água, índices biométricos dos peixes, parâmetros enzimáticos como superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathione (GSH), glutathione S-transferase (GST) e reações de lipoperoxidação (LPO), foram analisados nos períodos chuvoso (maio) e de estiagem (novembro) de 2021 e 2022 em duas regiões: Porto Grande (PG, área potencialmente impactada pelas atividades portuárias) e Ilha dos Caranguejos (IC, área de conservação). A identificação e quantificação das bactérias do grupo coliformes foi realizada através de COLItest® (LKP, São Paulo, Brasil), com a identificação e investigação fenotípica de resistência a antimicrobianos pelo sistema automatizado Vitek®. Amostras de brânquias e fígado foram submetidos à técnica histológica usual. Níveis mais baixos de oxigênio dissolvido e maiores concentrações de metais traço e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos foram detectados em sedimentos de PG. Os peixes PG apresentaram atraso no desenvolvimento, aumento das atividades enzimáticas e aumento da peroxidação lipídica. A análise dos componentes principais mostrou uma maior expressão do estresse oxidativo durante a estação chuvosa, especialmente para o ano de 2022. Os resultados obtidos indicaram também a presença de linhagens patogênicas de *Klebsiella pneumoniae* e *Escherichia coli* (coliforme termotolerante), tendo esta última apresentado fenótipos de resistência a norfloxacin e gentamicina. Foram identificados danos branquiais e hepáticos mais expressivos em bagres provenientes de PG, tais como estreitamento e fusão lamelares, necrose, infiltração de células inflamatórias, hemorragia e células em diferenciação. Assim, a contaminação química dos estuários influencia diretamente a expressão das enzimas de estresse oxidativo em *S. herzbergii*, prejudicando a saúde dos peixes, e as alterações histológicas nos órgãos de exposição também podem ter sido potencialmente influenciadas pela infecção por bactérias patogênicas Gram-negativas, o que traz significativos riscos à saúde humana.

Palavras-chave: Sazonalidade; Ecotoxicologia; Estresse oxidativo; Análise fenotípica de resistência; Poluentes; Bactérias patogênicas.

MACEDO, Gustavo Henrique Rodrigues Vale de. **Biomarkers and microbiological analyzes to detect potential risks to human health using *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) from the Amazon coast.** 2024. 103p. Thesis (PhD in Biodiversity and Biotechnology) - Federal University of Maranhão, São Luís, MA-Brazil, 2024.

ABSTRACT

Biomonitoring studies in industrial and port areas are essential to initiate interventions that aim to minimize economic, environmental and social damage. In this context, this study aimed to measure physicochemical parameters of water, analyze hepatic biomarkers of oxidative stress, as well as isolate and identify pathogenic Gram-negative bacteria in the skin, intestines and muscles and observe histological changes in the gill and liver of *Sciades herzbergii*, a species of estuarine catfish caught near a port complex on the Brazilian Amazon coast. Physicochemical parameters of the water, biometric indices of the fish, enzymatic parameters such as superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathione (GSH), glutathione S-transferase (GST) and lipoperoxidation reactions (LPO), were analyzed in the periods rainy (May) and drought (November) of 2021 and 2022 in two regions: Porto Grande (PG, area potentially impacted by port activities) and Ilha dos Caranguejos (IC, conservation area). The identification and quantification of bacteria from the coliform group was carried out using COLItest® (LKP, São Paulo, Brazil), with the identification and phenotypic investigation of antimicrobial resistance using the Vitek® automated system. Gill and liver samples were subjected to the usual histological technique. Lower levels of dissolved oxygen and higher concentrations of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons were detected in PG sediments. PG fish showed delayed development, increased enzymatic activities and increased lipid peroxidation. The analysis of the main components showed a greater expression of oxidative stress during the rainy season, especially for the year 2022. The results obtained also indicated the presence of pathogenic strains of *Klebsiella pneumoniae* and *Escherichia coli* (thermotolerant coliform), the latter having presented phenotypes resistance to norfloxacin and gentamicin. More significant gill and liver damage was identified in catfish from PG, such as lamellar narrowing and fusion, necrosis, infiltration of inflammatory cells, hemorrhage and cells in differentiation. Thus, chemical contamination of estuaries directly influences the expression of oxidative stress enzymes in *S. herzbergii*, harming fish health, and histological changes in exposure organs may also have potentially been influenced by infection with pathogenic Gram-negative bacteria, which poses significant risks to human health.

Keywords: Seasonality; Ecotoxicology; Oxidative stress; Phenotypic analysis of resistance; Pollutants; Pathogenic bacteria.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Localização geográfica do Porto do Itaqui no Complexo Portuário de São Luís, Maranhão, Brasil.	18
Figura 2.	Principais portos públicos e privados em atividade no Brasil e respectivas toneladas de mercadorias movimentadas, com percentual representativo ao total (período de janeiro a outubro de 2019).	19
Figura 3.	Mapa representativo do Complexo Portuário de São Luís, Maranhão, localizado na Baía de São Marcos.	20
Figura 4.	Estrutura química dos principais hidrocarbonetos policíclicos aromáticos encontrados em regiões costeiras e estuarinas.	23
Figura 5.	Elementos-traço normalmente distribuídos em águas potáveis e superficiais.	24
Figura 6.	Estrutura química dos principais pesticidas organoestânicos comercializados no Brasil: (a) Azocyclotin; (b) Cyhexatin; (c) Vendex; (d) Brestan; (e) Duter.	25
Figura 7.	Estrutura química dos principais pesticidas organoclorados comercializados no Brasil.	27
Figura 8.	Estrutura química dos principais compostos fenólicos com aplicação industrial.	28
Figura 9.	<i>Sciades herzbergii</i> (bagre guribú) amostrados na área de influência direta da região industrial e portuária de São Luís, Maranhão.	37
Figura 10.	Mapa da área estuarina da Baía de São Marcos. PG: Porto Grande; IC: Ilha dos Caranguejos.	40
Figura 11.	Atividade de superóxido dismutase (SOD), atividade de catalase (CAT), níveis de tiol/glutationa (GSH), atividade de glutathione S-transferase (GST) e produtos de lipoperoxidação (LPO) nos fígados de <i>S. herzbergii</i> do estuário da Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.	53
Figura 12.	<i>Geobubble</i> com indicação dos níveis de coliformes totais (UFC/mL) na pele, músculos e trato intestinal de <i>S. herzbergii</i> e amostras de água coletadas durante as estações chuvosa (a) e de estiagem (b) na Ilha dos Caranguejos (IC) e no Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.	56
Figura 13.	<i>Geobubble</i> com indicação dos níveis de coliformes termotolerantes (UFC/mL) na pele, músculos e trato intestinal de <i>S. herzbergii</i> e amostras de água coletadas durante as estações chuvosa (a) e de estiagem (b) na Ilha	57

dos Caranguejos (IC) e no Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.

- Figura 14.** Alterações histológicas observadas em brânquias e fígados de *S. herzbergii* capturados durante os períodos chuvoso e de estiagem na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil. **60**
- Figura 15.** Análise multivariada de lesões branquiais e hepáticas em *S. herzbergii* capturados durante os períodos chuvoso e de estiagem na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil. **61**
- Figura 16.** Análise multivariada de parâmetros abióticos da água e da quantificação de metais-traço nos sedimentos durante os períodos chuvoso e de estiagem na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil. **63**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Parâmetros físico-químicos da água do estuário da Baía de São Marcos.	47
Tabela 2.	Metais-traço e níveis de HPAs em sedimentos do Estuário da Baía de São Marcos.	49
Tabela 3.	Parâmetros biométricos, índice gonadossomático (IGS) e índice hepatossomático (IHS) em <i>S. herzbergii</i> do estuário da Baía de São Marcos.	52
Tabela 4.	Análise de Componentes Principais (PCA) de biomarcadores de estresse oxidativo em <i>S. herzbergii</i> do estuário da Baía de São Marcos durante os períodos chuvoso e de estiagem de 2021 e 2022. As variâncias são dadas como uma percentagem da variância total nas matrizes de dados originais.	55
Tabela 5.	Identificação de bactérias patogênicas e análise fenotípica de resistência em isolados da pele, músculos e intestinos de <i>S. herzbergii</i> e da água amostrados na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AChE	Acetilcolinesterase
ACP	Análise de Componentes Principais
Al	Alumínio
ANOVA	Análise de Variância
ANTAQ	Agência Nacional de Transportes Aquaviários
B	Boro
CAT	Catalase
Cd	Cádmio
CDNB	1-cloro-2,4 dinitrobenzeno
CG	Cromatografia gasosa
Co	Cobalto
Cr	Cromo
CT	Comprimento total
Cu	Cobre
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DNA	Ácido desoxirribonucleico
EMAP	Empresa Maranhense de Administração Portuária
ESBL	Beta-lactamase de espectro estendido
EST	Esterase
F	Flúor
Fe	Ferro
G6PDH	Glicose-6-fosfato desidrogenase
GPx	Glutathione peroxidase
GR	Glutathione reductase
GSH	Glutathione
GST	Glutathione S-transferase
HCl	Ácido clorídrico
Hg	Mercúrio
HNO ₃	Ácido nítrico
HPA	Hidrocarboneto policíclico aromático
I	Iodo
IC	Ilha dos Caranguejos
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
IGS	Índice gonadossomático
IHS	Índice hepatossomático
KMnO ₄	Permanganato de potássio
LDH	Lactato desidrogenase
MDR	Resistência a múltiplas drogas
MTG	Gene de resistência a metais
LPO	Lipoperoxidação
MATOPIBA	Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia

MDR	Resistência a múltiplas drogas
mL	Mililitro
MMC	Centro melanomacrófago
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
MS	Espectrometria de massas
Ni	Níquel
Nm	Nanômetro
NMP	Número mais provável
OC	Organoclorado
OD	Oxigênio dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
OT	Organo estanho
PA	Pureza analítica
Pb	Chumbo
PCA	<i>Principal Component Analysis</i>
PCB	Bifenila policlorada
PG	Porto Grande
pH	Potencial hidrogeniônico
PT	Peso total
ROS	Espécie reativa de oxigênio
Se	Selênio
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Naturais
SOD	Superóxido dismutase
Tegram	Terminal de Grãos
UEMA	Universidade Estadual Do Maranhão
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
V	Vanádio
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
1.1 OBJETIVO GERAL.....	16
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1. REGIÕES PORTUÁRIAS E IMPORTÂNCIA ECONÔMICA.....	17
2.1.1 Atividades Portuárias em São Luís, Maranhão.....	18
2.2 CONTAMINAÇÃO AQUÁTICA EM REGIÕES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS	21
2.2.1 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos.....	21
2.2.2 Elementos-traço	23
2.2.3 Organo Estanhos.....	25
2.2.4 Organoclorados.....	26
2.2.5 Compostos Fenólicos	28
2.3 BIOMONITORAMENTO EM REGIÕES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS	29
2.4 PEIXES COMO ORGANISMOS BIOMONITORES	30
2.5 ÍNDICES BIOMÉTRICOS	31
2.6 BIOMARCADORES.....	32
2.7 TIPOS DE BIOMARCADORES	33
2.7.1 Biomarcadores enzimáticos e/ou bioquímicos.....	33
2.7.2 Biomarcadores histológicos.....	35
2.8 BIOINDICADORES MICROBIOLÓGICOS	36
2.9 <i>Sciades herzbergii</i> COMO ESPÉCIE BIOMONITORA PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM REGIÕES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS	37
3 MATERIAL E MÉTODOS	39
3.1 ÁREA DE ESTUDO	39
3.2 COLETA DOS PEIXES E OBTENÇÃO DOS DADOS ABIÓTICOS.....	40
3.3 DETECÇÃO DE METAIS-TRAÇO E HPAS EM SEDIMENTOS.....	41
3.4 BIOMETRIA DOS PEIXES.....	42
3.5 ANÁLISES BIOQUÍMICAS	42
3.6 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS.....	43
3.7 ANÁLISES HISTOLÓGICAS	43
3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	44
4 RESULTADOS	45
4.1 PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA E PARÂMETROS QUÍMICOS DOS SEDIMENTOS	45

4.2	PARÂMETROS BIOMÉTRICOS	50
4.3	BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS	52
4.4	ANÁLISE MULTIVARIADA DE BIOMARCADORES	54
4.5	ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS.....	55
4.6	ANÁLISES HISTOLÓGICAS	60
4.7	ANÁLISES MULTIVARIADAS DE PARÂMETROS ABIÓTICOS DA ÁGUA E QUANTIFICAÇÃO DE METAIS-TRAÇO	62
5	DISCUSSÃO.....	65
6	CONCLUSÃO.....	74
	REFERÊNCIAS.....	75
	ANEXOS.....	97

1 INTRODUÇÃO

Impactos ambientais causados por ações antrópicas em áreas economicamente importantes e muito ativas são, indiscutivelmente, altos. Nesse contexto, regiões industriais e portuárias são grandes responsáveis pela constante descarga de substâncias tóxicas, que afetam de forma direta espécies aquáticas residentes (CARVALHO-NETA; TORRES; ABREU-SILVA, 2012; PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021) e, consequentemente, a saúde humana.

Como o maior ponto de conexões no transporte de cargas da região amazônica e da América Latina, o Complexo Portuário de São Luís, localizado na Baía de São Marcos, é extremamente importante para o desenvolvimento econômico do Maranhão (PEREIRA RIGHI *et al.*, 2022). Entretanto, estas atividades industriais e portuárias também exercem forte influência nos processos de contaminação da costa estuarina maranhense (DE OLIVEIRA *et al.*, 2019). Dentre os principais xenobióticos químicos despejados nesta área, destacam-se as bifenilas policloradas (PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e metais-traço (ARAÚJO *et al.*, 2018; SOARES *et al.*, 2020).

Por se tratar de uma área industrial, a maior parte destes poluentes também está relacionada ao aumento acentuado de atividades domésticas, industriais, comerciais e agrícolas em locais próximos (VIEIRA *et al.*, 2019; YEH *et al.*, 2020). Além disso, há estudos que comprovam que a bacia do rio Mearim exerce grande influência antrópica na Baía de São Marcos em relação ao transporte de resíduos de pesticidas e outros poluentes carregados até o rio que desaguam no estuário (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021).

A utilização de biomonitores, como o bagre guribú (*Sciades herzbergii*), permite um maior detalhamento nestes estudos sobre as diversas formas de interação entre seres humanos e o ambiente (FORTES CARVALHO NETA *et al.*, 2017; LIMA *et al.*, 2018; ABDEL-TAWWAB *et al.*, 2019; SAULIUTĖ; MARKUCKAS; STANKEVIČIŪTĖ, 2020; RBBANI *et al.*, 2021). Avanços na ecotoxicologia moderna possibilitam a descrição de uma maior variedade de biomarcadores e microrganismos bioindicadores associados a estes importantes biomonitores que podem ser empregados para avaliar os efeitos decorrentes de contaminação química e/ou biológica (ARAÚJO *et al.*, 2018).

Em ambientes poluídos, bagres da espécie *S. herzbergii* podem apresentar uma série de respostas biológicas provocadas por xenobióticos, o que pode afetar a sanidade da espécie e, consequentemente, a saúde humana. Tais marcadores biológicos podem ser

mensurados através de diversos níveis de organização biológica, onde se destacam as respostas celulares, histológicas, enzimáticas, bioquímicas e microbiológicas, desde que permitam avaliar condições específicas de sanidade dos peixes (LAM; GRAY, 2001). A atividade de enzimas de estresse oxidativo, como SOD (superóxido dismutase), CAT (catalase), GSH (glutathione), GST (Glutathione S-Transferase), de reações de lipoperoxidação (LPO), da presença de xenobióticos na bile e de alterações histológicas nas brânquias, rins, fígado e tecido nervoso têm sido descritas para o bagre estuarino *S. herzbergii* (DA SILVA CASTRO *et al.*, 2019; NUNES *et al.*, 2020; PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021).

No âmbito microbiológico, a procura por microrganismos bioindicadores tem se tornado essencial em regiões portuárias com intensas atividades industriais, comerciais e até domésticas, visto que a água pode ser facilmente atingida por eventos de contaminação biológica (ONYANGO *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2020). A frequente liberação de resíduos orgânicos e químicos por esgotos leva à dispersão de microrganismos que são importantes marcadores de contaminação ambiental (AGENSI *et al.*, 2019) e pode, ainda, induzir multirresistência em patógenos clinicamente relevantes (CUNHA *et al.*, 2021).

Adicionalmente, respostas físico-químicas da água e de crescimento associadas a espécies residentes são mecanismos básicos de monitoramento ambiental aquático amplamente utilizados em cenários de contaminação química e/ou biológica, pois revelam dados fidedignos, de forma rápida, prática e sem altos custos (COSTALAGO *et al.*, 2020). Outras formas de controle incluem, ainda, a medição de matéria orgânica dissolvida e características organolépticas dos estuários (GÓMEZ-GUTIÉRREZ *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2014; SHI *et al.*, 2021).

Em um contexto geral, o desenvolvimento deste trabalho se justifica pela necessidade e continuidade de compreensão dos aspectos da sanidade do bagre guribú (*S. herzbergii*) em pontos distintos da Baía de São Marcos. Desta forma, podem ser realizados mapeamentos da possível rota dos contaminantes da espécie estuarina nesta região e dos riscos ecotoxicológicos, além de se estabelecer correlações destes com o surgimento de patógenos multirresistentes e potencialmente mais virulentos. Para tal, as análises das respostas biológicas em *S. herzbergii* podem ser posteriormente associadas entre si na forma de metodologias inovadoras que direcionem as intervenções em tempo hábil, visando interligar os impactos ambientais aos riscos à saúde humana.

Paralelamente, ao se investigar a sanidade dos bagres estuarinos em áreas com grau de impacto baixo (Ilha dos Caranguejos) e alto (região portuária de São Luís), são evidenciados aspectos diretos que envolvem a relação saúde-ambiente, visto que esta espécie é amplamente comercializada e consumida pela população maranhense.

Assim, este trabalho busca avaliar parâmetros ecotoxicológicos utilizando a espécie *S. herzbergii* em pontos distintos da baía de São Marcos e os potenciais riscos à saúde humana. Esses dados poderão ser utilizados como ferramentas de biomonitoramento na área de influência direta do complexo industrial e portuário de São Luís, Maranhão, permitindo, ainda, o estabelecimento de um panorama sanitário para a relação saúde-ambiente da população maranhense.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar biomarcadores e parâmetros microbiológicos para detecção de potenciais riscos à saúde humana utilizando *S. herzbergii* capturados na Baía de São Marcos.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os parâmetros físico-químicos da água e químicos (elementos-traço e HPA) do sedimento nos locais de captura de *S. herzbergii*;
- Averiguar as atividades enzimáticas de SOD, CAT, GSH, GST e LPO no fígado de *S. herzbergii*;
- Identificar e quantificar lesões branquiais e hepáticas em *S. herzbergii*;
- Correlacionar a presença de patógenos à exposição de contaminantes aquáticos através do isolamento e investigação fenotípica e molecular de microrganismos presentes na pele, músculos e intestinos de *S. herzbergii*;
- Avaliar os potenciais riscos à saúde humana através das microbiotas na pele, músculos e intestinos de *S. herzbergii*.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. REGIÕES PORTUÁRIAS E IMPORTÂNCIA ECONÔMICA

De forma incontestável, grande parte das riquezas produzidas por um país são atribuídas ao intenso fluxo comercial em áreas econômicas estratégicas, como as regiões portuárias (NGUYEN *et al.*, 2022). Como resultado da rápida expansão dos processos de globalização, a integração direta entre as cadeias produtiva, de circulação e de consumo a níveis mais abrangentes elevaram o patamar de flexibilidade e essencialidade destas regiões-chave para a economia (MONIÉ; VIDAL, 2006).

Por serem pilares fundamentais da cadeia de transportes, os portos impulsionam contínuo desenvolvimento às áreas onde estão inseridos, através da movimentação contínua de mercadorias e bens (PÉREZ; GONZÁLEZ; TRUJILLO, 2020). Acrescido a isto, as atividades portuárias requerem uma alta demanda de recursos humanos especializados, o que contribui para o aumento das ofertas de empregabilidade e carreira, gerando concorrência acirrada entre as empreiteiras (BAE *et al.*, 2019; HEMALATHA; DUMPALA; BALAKRISHNA, 2018).

Ao redor do mundo, os portos viabilizam enormes operações financeiras que geram receitas trilionárias ao movimentarem os mais diversos segmentos da economia (VROOMANS; GEERLINGS; KUIPERS, 2022). As vias portuárias são, inclusive, as mais utilizadas para o comércio internacional, pois mesmo com tempo de transporte superior em comparação ao aéreo, apresentam maior capacidade em volume de cargas e em flexibilidade de itinerários, além de custos consideravelmente menores para fretes e, portanto, mais viáveis (FIORESI DE SOUSA *et al.*, 2021). Logo, quando procedida de maneira adequada, a logística portuária favorece a menores taxas para exportação, o que aumenta a competitividade de bens e serviços nacionais em mercados de outros países (SCHØYEN *et al.*, 2018).

No Brasil, dados recentes mostram que o setor portuário – composto por portos estatais e terminais vinculados à iniciativa privada – movimentou 581 milhões de toneladas de mercadorias no período de janeiro a junho de 2022 (BRASIL, 2022). Estima-se que as atividades portuárias brasileiras concentrem cerca de 90-95% de todas as movimentações de cargas feitas além das fronteiras, o que reflete a dimensão de influência que este setor exerce na economia (O’CONNOR; EVERS; VEGA, 2023).

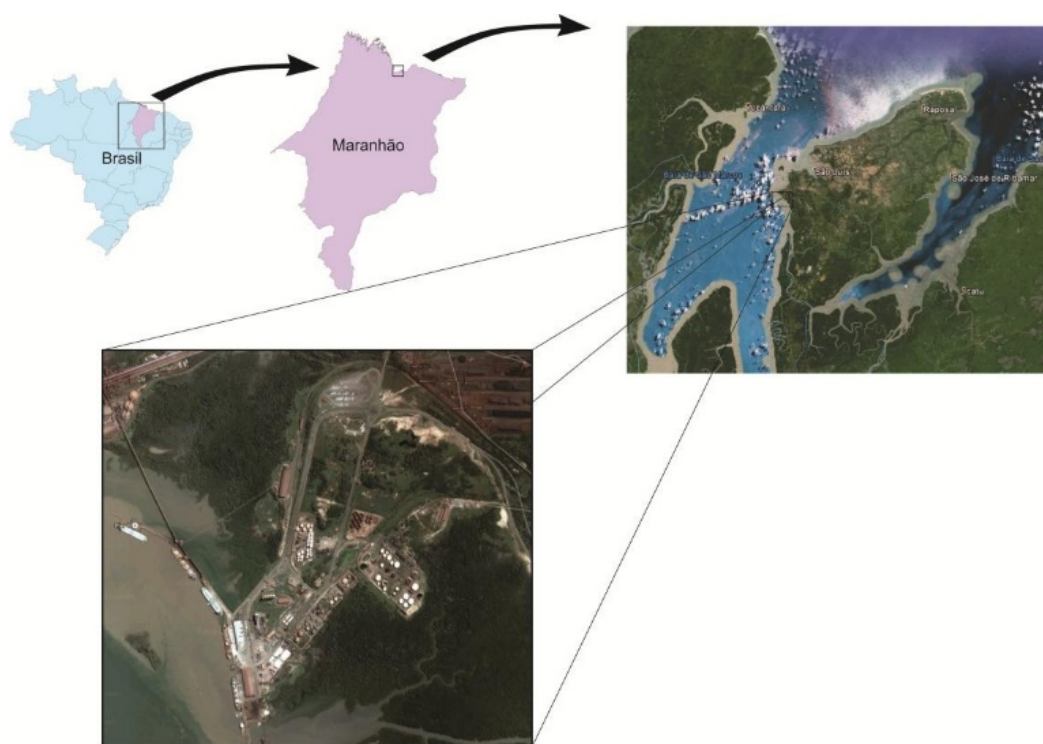
Historicamente, são observados alguns tipos de mercadorias principais de fluxo, como o minério de ferro, o petróleo e seus derivados (com e sem óleo bruto), a soja e o de contêineres (ILOS, 2022).

A delimitação e exploração de regiões portuárias estratégicas para o país funcionam como mecanismo para atrair o interesse de investidores e empresas multinacionais que veem no segmento uma chance de alavancar seus negócios (FIORESI DE SOUSA *et al.*, 2021). Assim, estes investimentos em cidades portuárias impactam não apenas o setor em si, mas toda a cadeia adjacente que atua no contexto operacional de portos e terminais marítimos de embarque/desembarque do país (PÉRICO; RIBEIRO DA SILVA, 2020).

2.1.1 Atividades Portuárias em São Luís, Maranhão

Atualmente, o Maranhão dispõe de um dos mais importantes portos para a economia no setor de transportes no Brasil (DA SILVA MONTES *et al.*, 2023): o Porto do Itaqui (Figura 1), atualmente administrado pela Empresa Maranhense de Administração Portuária – EMAP.

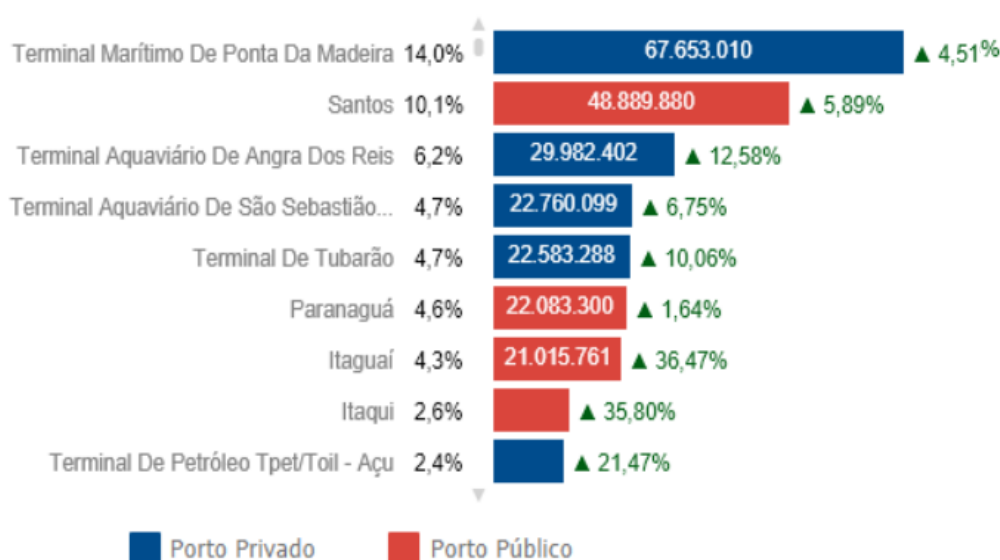
Figura 1. Localização geográfica do Porto do Itaqui no Complexo Portuário de São Luís, Maranhão, Brasil.



Fonte: Empresa Maranhense de Administração Portuária – EMAP, 2023.

Segundo a ANTAQ (2020), o Porto do Itaqui é o quarto maior porto público do país em volume anual de movimentações (Figura 2) e o primeiro em profundidade. Com área portuária de 174.000 m², o Porto do Itaqui possui 1.937 m de cais, divididos em uma parte contínua maior de 1.517 m e uma região secundária voltada exclusivamente para graneis líquidos, com 420 m (EMBRAPA, 2011).

Figura 2. Principais portos públicos e privados em atividade no Brasil e respectivas toneladas de mercadorias movimentadas, com percentual representativo ao total (período de janeiro a outubro de 2019).



Fonte: Agência Nacional de Transportes Aquaviários – ANTAQ, 2020.

Situado no Complexo Portuário do Maranhão (Figura 3), localizado à leste da Baía de São Marcos, em São Luís, o Porto do Itaqui é privilegiado por possuir amplitude da maré de até 7,2 m e profundidade de atracagem que pode atingir os 20 m (LIMA *et al.*, 2005). Estas características conferem maior facilidade no embarque e desembarque de embarcações de grande porte, o que promove um considerável aumento no fluxo de exportações e importações.

Com grande tendência à movimentação de cargas líquidas e sólidas, as atividades portuárias maranhenses são essencialmente voltadas à exportação de grãos, como milho, soja e arroz – através do Terminal de Grãos (Tegram) –, além da importação de combustíveis à base de petróleo, como a gasolina e o diesel (EMAP, 2023a). Outras importantes mercadorias frequentemente transportadas pelo complexo incluem

fertilizantes, carvão, clínquer, etanol, metais e seus subprodutos (como cobre, manganês, ferro-gusa e escória), além de produtos químicos.

Do ponto de vista logístico nacional, o Porto do Itaqui é reconhecido por permitir a circulação fluida de mercadorias provenientes das regiões norte e central do país e concentra cerca de 35% de todo o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) arrecado no estado do Maranhão (EMAP, 2023b). As principais áreas de influência do Porto do Itaqui incluem a região denominada MATOPIBA, composta por Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, além de atividade indireta sobre estados adjacentes, como o Pará e até mesmo os que compõem a região centro-oeste.

Já no contexto internacional, um dos grandes pontos fortes é a localização geográfica favorável mais próxima à América do Norte, Europa e ao Canal do Panamá, que garante acesso mais rápido à Ásia (LIMA *et al.*, 2005). Nos últimos anos, as interações comerciais do porto maranhense com o intenso mercado asiático têm aumentado expressivamente, fator importante no fortalecimento nas relações exteriores do país.

Figura 3. Mapa representativo do Complexo Portuário de São Luís, Maranhão, localizado na Baía de São Marcos.



Fonte: Empresa Maranhense de Administração Portuária – EMAP, 2019.

2.2 CONTAMINAÇÃO AQUÁTICA EM REGIÕES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS

As instalações de grandes e movimentados complexos portuários ao longo da costa brasileira são, em parte, importantes responsáveis por eventos de contaminação aquática. O intenso fluxo de embarcações e as contínuas atividades antrópicas nessas regiões aumentam o lançamento de efluentes que carregam substâncias tóxicas ao ambiente aquático e às espécies residentes (GRMASHA *et al.*, 2023; GURGATZ *et al.*, 2023; LAKHMANOV *et al.*, 2022).

Desta forma, muitos estudos relatam a detecção de diversos poluentes que são frequentemente lançados nas regiões portuárias (DIESBOURG *et al.*, 2023; SHAW; BLANCHARD, 2021). Entre os principais, estão produtos oriundos da produção de coque e da queima de combustíveis fósseis e biomassas, petroquímicos, resíduos de óleos e refinados de petróleo (DUAN *et al.*, 2018). As constantes movimentações portuárias e industriais também afetam diretamente a pesca, pois promovem a deposição de compostos tóxicos, além do vazamento de materiais químicos provenientes do fluxo de grandes embarcações; estas restringem, ainda, as áreas que antes seriam destinadas às atividades pesqueiras (FREITAS; RODRIGUES, 2014).

Dentre os mais importantes xenobióticos químicos despejados na região do Complexo Portuário de São Luís, Maranhão, destacam-se os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), grupos de elementos-traço, organo estanhos, organoclorados e compostos fenólicos (ARAÚJO *et al.*, 2018; SOARES *et al.*, 2020). Por se tratar também de uma área industrial, grande parte da contaminação por estes poluentes está correlacionada ao aumento acentuado de atividades domésticas, industriais, comerciais e agrícolas em locais próximos (VIEIRA *et al.*, 2019; YEH *et al.*, 2020). Além disso, a bacia do rio Mearim exerce grande influência antrópica na Baía de São Marcos no que diz respeito ao transporte de resíduos de pesticidas e outros poluentes carregados até o rio e que desaguam no estuário (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021).

2.2.1 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são compostos orgânicos que apresentam, quimicamente, cadeias aromáticas (1 a 6 anéis benzênicos fundidos) e alifáticas (isoalcanos, n-alcanos, cicloalcanos etc.) intercaladas (DE LUCA REBELLO

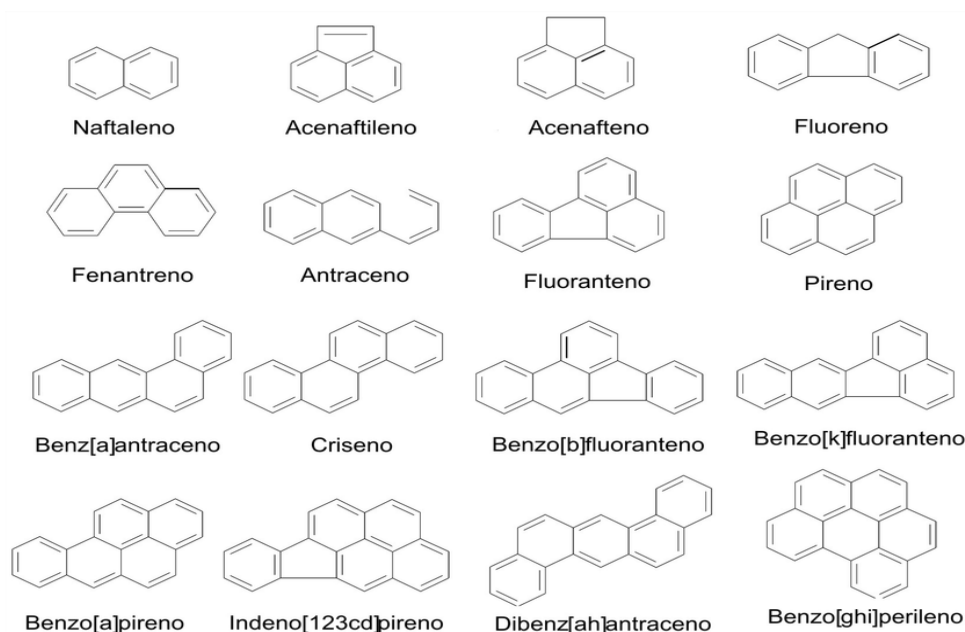
WAGENER *et al.*, 2017). Estes HPAs podem ser provenientes de fontes naturais, como por síntese de espécies aquáticas ou terrestres e erosão sedimentar, e são classificados como compostos marinhos de distribuição normal (QIAO *et al.*, 2022). As mais diversas formas de intoxicação por HPAs incluem contato direto com a pele, além do solo, inalação de ar e/ou a ingestão de águas e alimentos contaminados ou com concentrações acima do permitido (OMS, 1998).

Entretanto, grande parte dos HPAs detectados em ambientes aquáticos advém do excesso de atividades antrópicas em áreas próximas, como a combustão de produtos fósseis e plásticos (LIU *et al.*, 2021). Em regiões costeiras e estuarinas, estes poluentes são abundantes devido aos processos de escoamento de regiões urbanas, manipulação de óleos, bem como por atividades portuárias comerciais e de navegação (BLANCHARD; SHAW, 2021; CHEN *et al.*, 2022).

Os HPAs têm sido frequentemente quantificados nos tecidos de organismos aquáticos e em sedimentos, inclusive de estuários (DE LEMOS SCOFIELD *et al.*, 2017). A fraca capacidade de solubilidade são características que explicam a sua intensa deposição por precipitação ou floculação, sendo um fator determinante de potencial risco ecotoxicológico aquático (DE LUCA REBELLO WAGENER *et al.*, 2017). Índices elevados de HPAs em estuários, lagos e sedimentos marinhos afetam significativamente a biota, causando impactos negativos a curto e longo prazo (ZOVEIDADIANPOUR *et al.*, 2023).

Estudos já têm mostrado que regiões estuarinas sofrem com processos contínuos de contaminação por HPAs (Figura 4) e que estes impactam diretamente na ecologia e no desenvolvimento das espécies (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021; DA SILVA CASTRO *et al.*, 2019; DE JESUS *et al.*, 2021). Uma vez que estes contaminantes frequentemente são lançados em ambientes aquáticos, são considerados importantes agentes causadores de dano ambiental. Alguns HPAs de 2 a 6 anéis benzênicos são, inclusive, classificados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) como poluentes prioritários (AMEUR *et al.*, 2023), pois quando em baixas torna-se inviável diagnosticar a rota destes poluentes – se natural ou mista.

Figura 4. Estrutura química dos principais hidrocarbonetos policíclicos aromáticos encontrados em regiões costeiras e estuarinas.



Fonte: MEIRE; AZEREDO; TORRES, 2007.

2.2.2 Elementos-traço

Os elementos-traço (oligoelementos) estão, normalmente, presentes em pequenas quantidades (menos que 100 mg/dia) em diversos seres vivos e a maioria desempenha funções biológicas essenciais, como de crescimento e metabolismo (ZHANG *et al.*, 2016). Dentre eles, se destacam: alumínio (Al), boro (B), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), flúor (F), iodo (I), manganês (Mn), molibdênio (Mo), selênio (Se), vanádio (V) e zinco (Zn) (CARNEIRO *et al.*, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2020).

Em concentrações normais, esses compostos geralmente trazem benefícios à saúde, porém em níveis acima dos limites permitidos pela legislação podem gerar distúrbios que afetam a homeostase de um organismo. Por exemplo, a exposição crônica a alguns desses elementos pode estar associada a surgimento de distúrbios psicomotores e cognitivos (JANKA, 2019), e sua falta pode favorecer problemas reprodutivos e de fertilidade (MIRNAMNIHA *et al.*, 2019).

No ambiente aquático, os oligoelementos estão normalmente distribuídos (Figura 5) (VASCONCELLOS *et al.*, 2021), porém pela crescente liberação de resíduos decorrentes de atividades antrópicas, estão entre os compostos mais comumente

encontrados nos ecossistemas marinhos, sendo considerados poluentes graves e muito prevalentes (PARRINO *et al.*, 2021). Segundo El Idrissi e colaboradores (2023), estes elementos são de fácil disseminação aquática e tendem a se bioacumular nos mais diversos órgãos dos animais residentes, como intestino e gônadas.

Figura 5: Elementos-traço normalmente distribuídos em águas potáveis e superficiais.

Elemento-traço	Água potável	Sistema aquático superficial
	$\mu\text{g L}^{-1}$	
Al	37 (< 10-149)	200 (< 10-524)
Fe	121 (7-607)	844 (78-3.093)
Mn	41 (3-136)	146 (55-697)
Pb	1 (< 1-4)	30 (< 1-153)
Zn	30 (10-58)	115 (21-612)
Cu	11 (< 1-72)	8 (< 3-14)
Co	21 (< 1-64)	78 (7-113)
Cd	-	7 (< 3-13)
Cr	-	13 (6-46)

Fonte: GUILHERME *et al.*, 2005.

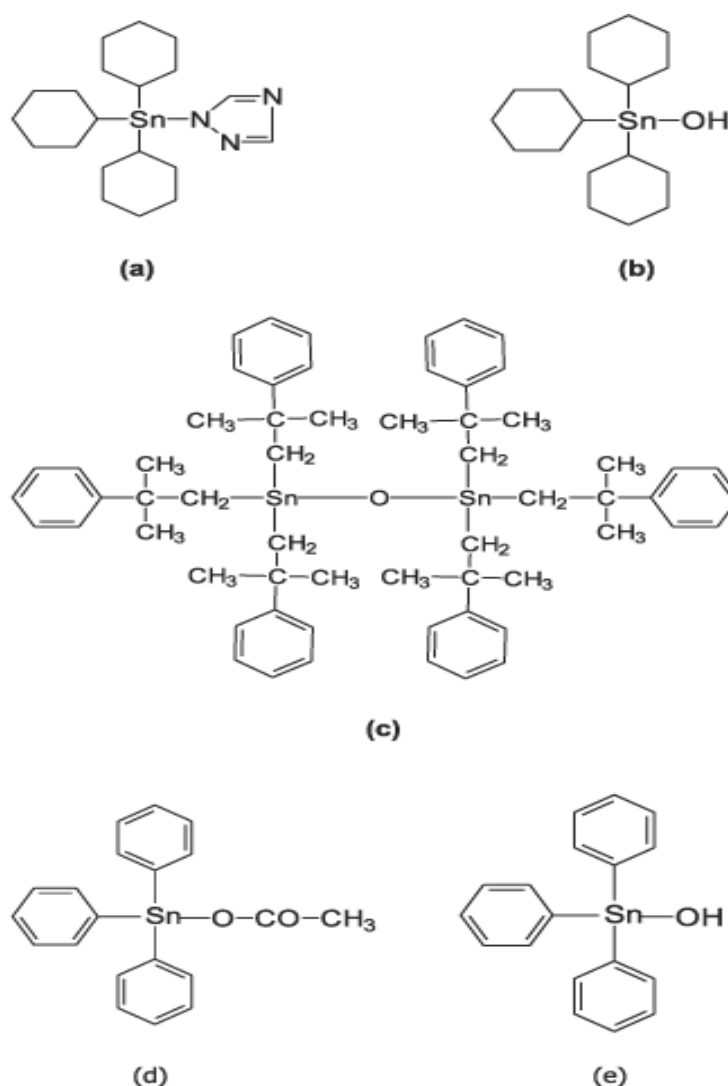
Naturalmente, os elementos-traço seguem a dinâmica de escoamento e eliminação em ambientes aquáticos através de matéria orgânica dissolvida na água, sendo absorvidos por minerais de argila ou formando sulfetos à medida que sofrem processos sedimentares (WANG *et al.*, 2023). Entretanto, pela deposição frequentes destes compostos, fenômenos de bioacumulação e distribuição em organismos são recorrentes e podem ser considerados fatores de risco para a regulação e funcionalidade das espécies (ZHANG *et al.*, 2016).

As atividades portuárias são grandes responsáveis pela liberação de elementos-traço provenientes de produtos químicos, minérios e outras substâncias que depositam estes resíduos em regiões costeiras (DI BENEDITTO *et al.*, 2020). Estudos de biomonitoramento ambiental já têm sido relatados (JAHAN; STREZOV, 2019), entretanto episódios frequentes os tornam insuficientes para o estabelecimento de estratégias efetivas de controle destes poluentes.

2.2.3 Organo Estanhos

Organo estanhos (OTs) são compostos orgânicos à base de estanho que geralmente possuem em sua estrutura uma ou mais ligações carbono-estanho (OKORO *et al.*, 2011). Ao longo dos anos, os OTs costumaram a ser utilizados como pesticidas em plantações de grande porte (Figura 6) e, principalmente, como moléculas biocidas com aplicação em tintas anti-incrustantes para revestimentos de embarcações, a fim de evitar a proliferação de vermes e organismos marinhos aderentes (GODOI; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003).

Figura 6. Estrutura química dos principais pesticidas organoestânicos comercializados no Brasil: (a) Azocyclotin; (b) Cyhexatin; (c) Vendex; (d) Brestan; (e) Duter.



Fonte: GODOI; FAVORETO; SANTIAGO-SILVA, 2003.

A contaminação aquática por resíduos de organo estanhos tem sido cada vez mais preocupante. O estanho e resíduos derivados estão entre os mais agravantes poluentes detectados em regiões estuarinas, principalmente onde há intensa movimentação portuária e/ou industrial, representando uma seria problemática para os ecossistemas aquáticos (KUCHARSKI *et al.*, 2022; MOUNTFORT *et al.*, 2007).

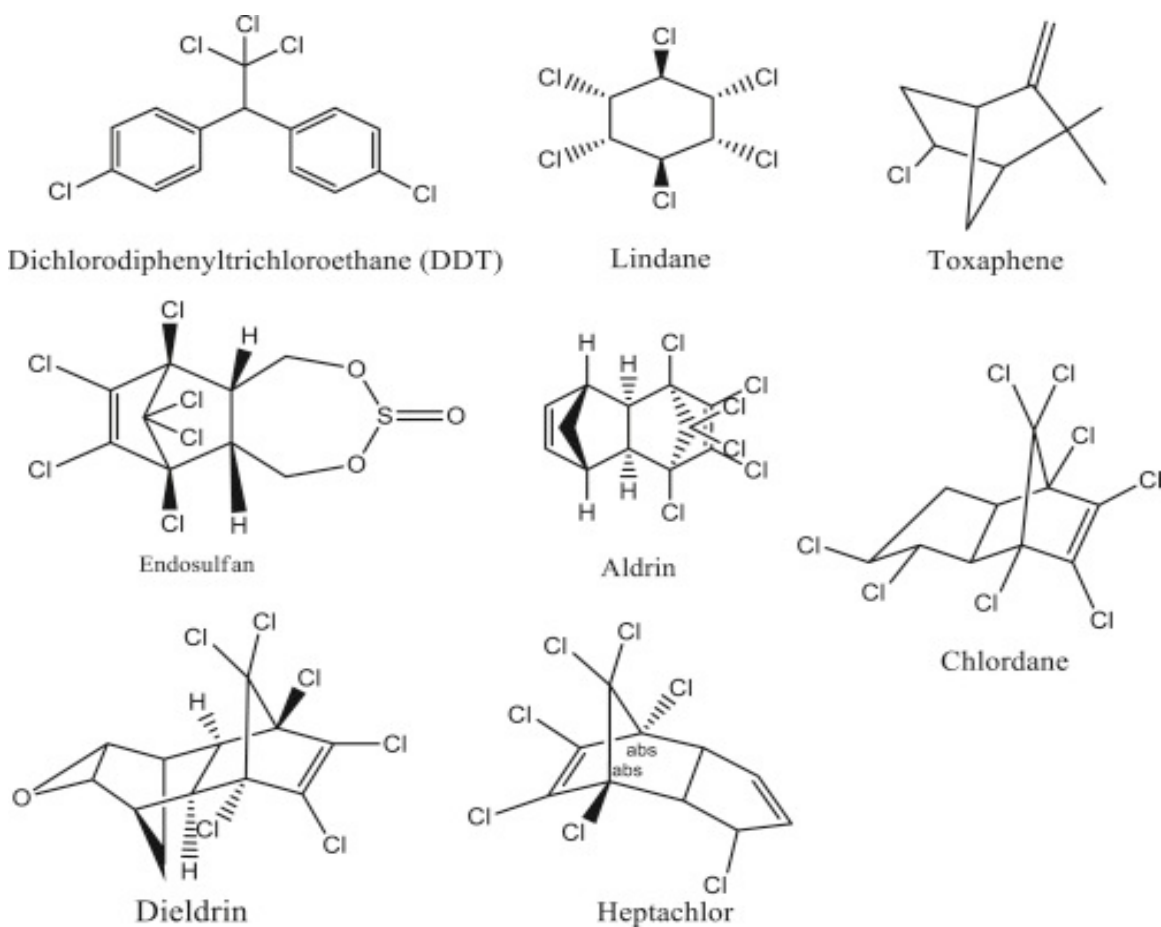
A bioacumulação destes compostos tóxicos em tecidos de espécies residentes já tem sido relatada há um tempo (QUEVAUVILLER *et al.*, 1989) e ocorre, geralmente, pela absorção direta destes derivados químicos. Os organo estanhos exibem expressiva ligação ao esqueleto do DNA e podem alterar o metabolismo intracelular de fosfolipídeos que constituem o retículo endoplasmático do organismo exposto (ARJMAND *et al.*, 2014). Entretanto, por mais que a contaminação por OTs venha aumentando, mais estudos que busquem compreender a rota destes poluentes são necessários para que eles possam ser corretamente abordados e redirecionados.

2.2.4 Organoclorados

Compostos organoclorados (OCs) são pesticidas atualmente muito utilizados nos mais diversos setores da agricultura. Ainda que sejam proibidos em diversos países no mundo, no Brasil a utilização de organoclorados é plenamente difundida, gerando distúrbios nos mais diversos ecossistemas, inclusive os aquáticos (MOHAMMED *et al.*, 2011). Neste contexto, regiões estuarinas e portuárias – que geralmente abrigam também intensas atividades industriais e agrícolas – estão diretamente associadas à frequente liberação de organoclorados em estuários (OLIVA *et al.*, 2022; PEREIRA RIGHI *et al.*, 2022).

Os pesticidas OCs são reconhecidos pela ação permanente e duradoura, e podem apresentar toxicidade a diversos sistemas de um organismo (SILVA; GARRIDO, 2021). Estes compostos apresentam estruturas cíclicas (Figura 7), onde um ou vários átomos de hidrogênio são substituídos por cloro. Dentre os principais OCs, o diclorodifeniltricloroetano (DDT), o dieldrin e o toxafeno têm sido comumente relatados por apresentarem efeitos teratogênicos e nocivos ao sistema neuroendócrino, além de significativa depressão imunológica e reprodutiva (MARTYNIUK; MEHINTO; DENSLOW, 2020).

Figura 7. Estrutura química dos principais pesticidas organoclorados comercializados no Brasil.



Fonte: ABUBAKAR *et al.*, 2020.

Por serem bastante lipofílicos, ao serem despejados em ambientes aquáticos, estes poluentes são altamente resistentes aos mecanismos de degradação presentes nos ecossistemas, o que favorece a sua bioacumulação nos tecidos adiposos, o que leva à intoxicação de espécies residentes ou até mesmo transitórias, através das dinâmicas das cadeias tróficas por biomagnificação (ABUBAKAR *et al.*, 2020).

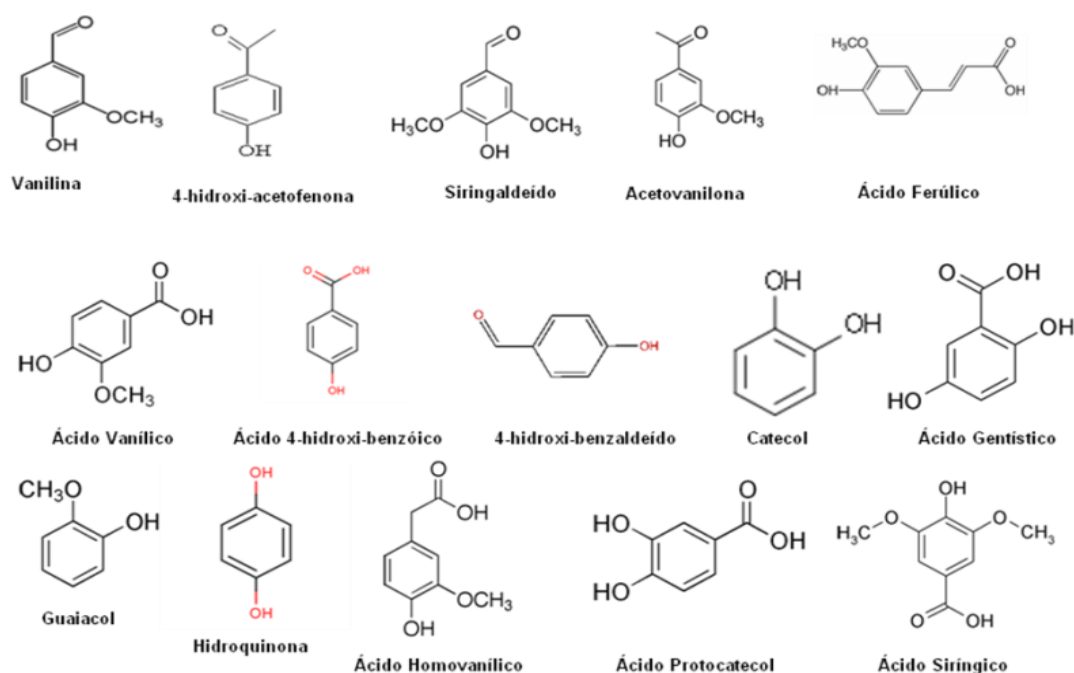
Uma vez absorvidos, esses compostos são lentamente biotransformados devido à sua complexidade química estrutural por inúmeros grupamentos de cloro, o que dificulta a excreção por processos enzimáticos naturais (MEDEIROS; ACAYABA; MONTAGNER, 2021). Assim, são descritas intoxicações múltiplas que afetam principalmente os sistemas nervoso, imunológico, digestivo e urinário, além de causarem disfunções gênicas.

2.2.5 Compostos Fenólicos

Os fenóis são compostos caracterizados quimicamente pela presença de um grupamento de anel benzênico, onde um átomo de carbono é substituído por um outro grupamento hidroxila e há notável reatividade dos demais cinco átomos de carbono a radicais alquilas e/ou halogênicos, com a produção direta de fenóis alquilados ou halogenados (DE LUCA REBELLO WAGENER *et al.*, 2017). Em concentrações normais, estes compostos apresentam expressiva atividade antioxidante direta e dificultam o surgimento de patologias ao eliminarem radicais livres e lipoxigenases, além de quelarem metais (MARTÍNEZ-VALVERDE; PERIAGO; ROS, 2000).

Com ampla aplicação industrial (Figura 8), os fenóis estão, geralmente, associados a produtos petroquímicos, refinarias de petróleo, no processamento de carvão, celulose e papel, nos setores farmacêuticos, de pesticidas, de siderúrgicas, de plásticos, de resinas poliméricas e de materiais têxteis, podendo ser liberados nos ambientes aquáticos como resíduos orgânicos em decomposição (EL ZOKM; EL-SAID; EL ASHMAWY, 2022). Assim, a exposição crônica a estes poluentes decorrente do excesso de atividades antrópicas, inclusive em regiões estuarinas, pode gerar danos diretos à pele, disfunções gastrointestinais, renais e nervosas, bem como a indução de processos mutagênicos (DE LUCA REBELLO WAGENER *et al.*, 2017).

Figura 8. Estrutura química dos principais compostos fenólicos com aplicação industrial.



Fonte: FONSECA, 2009.

Os compostos fenólicos podem estar presentes de forma natural em ecossistemas aquáticos, pois são sintetizados por diversos organismos, sobretudo bactérias, plantas e animais. Estes compostos são bioacessíveis e biodisponíveis em rotas químicas, enzimáticas e mecânicas, desempenhando funções metabólicas essenciais, porém também demonstram perfil de bioacumulação (CERECERES ARAGÓN *et al.*, 2018). Devido a isso, esses grupamentos são considerados poluentes de grande relevância, pois podem se acumular por longos períodos de tempo no ambiente e nas espécies residentes (MONEER *et al.*, 2021).

Os fenois podem, ainda, alterar características organolépticas dos ambientes aquáticos, como sabor e odor, tornando-os hostis ecologicamente (PANIGRAHY *et al.*, 2022; SHAZRYENNA *et al.*, 2015). Os fenois e seus bioisómeros – como os nitrofenóis e clorofenois – em concentrações elevadas já são relatados como tóxicos para peixes e outros organismos marinhos (SINGH *et al.*, 2022), podendo neles causar efeitos nocivos diretos e desregulações endócrinas (PAPAZI; KOTZABASIS, 2007). Assim, os compostos fenólicos necessitam ser corretamente processados em efluentes para que possam ser evitados eventos de contaminação aquática.

2.3 BIOMONITORAMENTO EM REGIÕES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS

Como grandes responsáveis por eventos de contaminação, regiões industriais e portuárias necessitam de constante biomonitoramento, de modo que seja garantido o alto fluxo das atividades, porém sem o comprometimento da dinâmica dos ecossistemas aquáticos (BARBARIN *et al.*, 2023). Este paralelo é estabelecido a partir das ininterruptas movimentações de embarcações de médio e grande porte nestas áreas que favorecem a liberação cada vez mais frequente de poluentes (CUTRONEO *et al.*, 2017).

Atualmente, diversas ferramentas de biomonitoramento podem ser aplicadas em regiões industriais e portuárias. Com uma das mais utilizadas, a análise de biomonitores é um excelente mecanismo para avaliação ecológica das espécies, evidenciando como a presença de prováveis poluentes no ambiente aquático pode alterar a dinâmica de desenvolvimento, migração e reprodução (KILIÇ; YÜCEL, 2022; RECABARREN-VILLALÓN *et al.*, 2021). Assim, diversas espécies já são descritas na literatura como biomonitores estuarinos e costeiros (BOLUDA-BOTELLA; SAQUETE; SANZ-

LÁZARO, 2023; BONANNO; VENEZIANO; PICCIONE, 2020; GARCIA-GARIN *et al.*, 2019; SMALLING *et al.*, 2016).

Por outro lado, a investigação qualitativa e quantitativa de biomarcadores em organismos residentes constitui uma técnica de biomonitoramento mais abrangente. A utilização de biomonitores promove um estudo aprofundado de como poluentes na água e nos sedimentos podem afetar a fisiologia dos indivíduos, que irão apresentar respostas biológicas indicativas de estresse ou lesões (FU *et al.*, 2017; MEENA *et al.*, 2022).

Adicionalmente, respostas físico-químicas associadas aos ambientes aquáticos também são mecanismos básicos de monitoramento ambiental amplamente utilizados em cenários de contaminação química e/ou biológica, pois revelam dados fidedignos, de forma rápida, prática e sem altos custos (COSTALAGO *et al.*, 2020). Dentre as formas mais comuns de controle estão a medição de matéria orgânica dissolvida, índices de pH, turbidez e temperatura, e características organolépticas e microbiológicas dos estuários (GÓMEZ-GUTIÉRREZ *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2014; SHI *et al.*, 2021).

2.4 PEIXES COMO ORGANISMOS BIOMONITORES

A procura por organismos biomonitores tem se tornado essencial em regiões industriais e portuárias com intensas atividades, visto que a água pode ser facilmente atingida por eventos de contaminação (ONYANGO *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2020). Como ferramenta para o biomonitoramento de regiões costeiras com intenso fluxo portuário, a utilização de peixes como espécies biomonitoras tem sido extremamente útil.

Em análises qualitativas e quantitativas, estes organismos podem ser empregados para mensurar os efeitos nocivos dos poluentes e auxiliar no desenvolvimento de estratégias que busquem a diminuição de perturbações nos ecossistemas (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003). A aplicação de peixes como biomonitores fornece um panorama de como os poluentes lançados no ambiente podem afetar a fauna residente, muitas vezes sensível aos xenobióticos e com alta capacidade de filtração/bioacumulação (GALLEGO-RÍOS; PEÑUELA; MARTÍNEZ-LÓPEZ, 2021).

As análises comportamental e de respostas biológicas geradas em peixes sob condições de estresse por exposição a agentes tóxicos são muito utilizadas por serem semelhantes às dos mamíferos, como os humanos (ALMEIDA *et al.*, 2021). Entretanto, variáveis ambientais e endógenas, além de suas correlações provocadas pela

sazonalidade, limitações alimentares e alterações hepáticas pontuais são fatores que reconhecidamente têm influência nas respostas de organismos aquáticos, inclusive peixes (AHVO *et al.*, 2020).

Contudo, a quantificação de poluentes derivados de embarcações ou atividades dos portos que possam estar bioacumulados em tecidos de peixes é uma ótima alternativa para análise de risco ambiental e de saúde pública, uma vez que grande parte das espécies são amplamente comercializadas para consumo. Alguns fatores que tornam uma espécie um bom biomonitor são a abundância no ecossistema ou área de estudo, não-migração e resistência às dinâmicas do ambiente aquático (VIEIRA *et al.*, 2020). Diversas espécies já têm sido relatadas na literatura como organismos-modelo para análise dos processos de contaminação portuária (FANG *et al.*, 2019; KUMAR-ROINÉ *et al.*, 2022; MONIER; SOLIMAN; AL-HALANI, 2023; REBOA *et al.*, 2022).

2.5 ÍNDICES BIOMÉTRICOS

Os índices biométricos são importantes ferramentas na avaliação de como poluentes lançados em regiões industriais e portuárias podem afetar o desenvolvimento de organismos residentes. Assim, por conta de atenuadas ações antrópicas, como a superexploração de recursos petroquímicos, as espécies tendem a manifestar atrasos no crescimento e na reprodução (ISLAM; SHAMSUDDOHA, 2018).

Neste cenário, os estudos biométricos são importantes alternativas de biomonitoramento, pois permitem a observação precisa da biomassa de espécies em habitats específicos (JISR *et al.*, 2018; ROBIUL HASAN; MAMUN; YEAMIN HOSSAIN, 2021) como as regiões costeiras e estuarinas. Além disso, a partir da biometria também podem ser elaboradas melhores estratégias de manejo e conservação (HOSSAIN *et al.*, 2016).

Dentre as principais variáveis estudadas, as relações entre peso e comprimento se sobressaem (ROBIUL HASAN; MAMUN; YEAMIN HOSSAIN, 2021) ao permitirem avaliar as taxas de desenvolvimento das espécies, bem como os estoques populacionais no ecossistema (ULLAH; MREDUL, 2022). Vale ressaltar que todos os demais parâmetros biométricos – índices hepatossomático (IHS) e gonadossomático (IGS) – podem, ainda, ser correlacionados com outros objetos de investigação, como a

quantificação de bioacumulação tecidual por metais-traço potencialmente tóxicos (RAMOS-MIRAS *et al.*, 2019).

A coleta e análise biométricas têm sido relatadas para diversos táxons e nichos aquáticos de regiões industriais e portuárias. Todavia, grande parte dos estudos tendem ao foco principal em peixes (BHARTI; RASOOL, 2021; POLAK-JUSZCZAK *et al.*, 2022), onde estes dados podem ser utilizados até mesmo para mensurar graus de risco de extinção.

Contudo, é importante ressaltar que não apenas poluentes estão associados a alterações de biometria; estes parâmetros também podem ser afetados por fatores abióticos, como temperatura e salinidade, além da disponibilidade direta de nutrientes na água (HENEISH; RIZKALLA, 2021). Assim, entende-se por consenso que não é recomendada a avaliação isolada de parâmetros biométricos para mensurar o grau de contaminação em ecossistemas aquáticos, como os estuarinos e costeiros.

2.6 BIOMARCADORES

Biomarcadores são definidos como respostas biológicas atribuídas a organismos frente à exposição a agentes potencialmente nocivos, onde possam ser mensurados danos a níveis molecular, celular e/ou histológico (IFTIKHAR; ZAFAR; HASHMI, 2022). Estes marcadores podem ser classificados de acordo com a natureza da resposta, que pode ser de exposição – onde se destacam alterações na atividade de enzimas e sinalizadores metabólicos – ou de efeito, muito associada a eventos de estresse oxidativo (BLANK DO AMARAL *et al.*, 2020).

Os biomarcadores representam propriedades que indicam alterações nas atividades biológicas de homeostase ou patogênese oriunda de determinada agressão, estímulo ou reparo; podem ser avaliados em diversos tipos de amostras biológicas (JULIÁN-JIMÉNEZ; GONZÁLEZ DEL CASTILLO; CANDEL, 2017) e permitem a obtenção de dados ecotoxicológicos fidedignos de forma simples ou até mais complexa (ORNELAS-GONZÁLEZ *et al.*, 2021). Estas respostas biológicas podem ser diversas, com destaque às histológicas, biométricas, enzimáticas, bioquímicas e microbiológicas, e para que sejam corretamente analisadas, as técnicas e reagentes-padrão devem demonstrar alta especificidade (GARCÍA-RÍO *et al.*, 2022).

Entretanto, mesmo que já existam diversos estudos que utilizem biomarcadores associados a espécies ícticas estuarinas residentes no complexo portuário de São Luís, Maranhão (CARVALHO NETA *et al.*, 2014; CARVALHO-NETA; TORRES; ABREU-SILVA, 2012; PINHEIRO-SOUSA; DA SILVA DE ALMEIDA; FORTES CARVALHO-NETA, 2013), estratégias de monitoramento que utilizem dessas metodologias ainda não foram concretamente empregadas pelo poder público. Todavia, o desenvolvimento e aprimoramento dessas metodologias abre um campo promissor para a realização de estudos mais amplos e com maiores perspectivas reais de monitoramento destas áreas.

2.7 TIPOS DE BIOMARCADORES

Dentre os principais tipos de biomarcadores mensuráveis em peixes estão: enzimas de biotransformação, como SOD, CAT e GST, consideradas excelentes biomarcadores ícticos (CARVALHO NETA *et al.*, 2014; RIBEIRO *et al.*, 2005); bioquimicamente, a quantificação de metalotioneínas, proteínas indicadoras da presença de metais-traço nos ambientes aquáticos (RODRIGUES, 2007); além de índices biométricos e lesões hepáticas/branquiais como ótimos marcadores biológicos diretos pela rapidez e baixo custo associado (PINHEIRO-SOUSA; DA SILVA DE ALMEIDA; FORTES CARVALHO-NETA, 2013).

Além dos parâmetros acima descritos, a sensibilidade e especificidade de técnicas microbiológicas complementares possibilitam a busca por patógenos bioindicadores na superfície e no interior de espécies residentes. Estas análises se baseiam na correlação direta entre eventos de contaminação química – principalmente por metais-traço – e biológica, provenientes da liberação de resíduos domésticos e industriais (DAUD *et al.*, 2017), e o surgimento de patógenos com fenótipos de multirresistência.

2.7.1 Biomarcadores enzimáticos e/ou bioquímicos

A análise de biomarcadores enzimáticos em peixes utiliza substratos específicos e concentrações como padrões indicadores, e são muito utilizados para a avaliação de estresse oxidativo por meio da quantificação de enzimas antioxidantes – sobretudo hepáticas – em indivíduos expostos a xenobióticos (NUNES *et al.*, 2020). Alguns marcadores avaliados incluem as enzimas SOD, CAT, GSH, GST e reações de

lipoperoxidação (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021), além de acetilcolinesterase muscular (AChE) e lactato desidrogenase (LDH), correlacionando estas últimas com outros fatores celulares como intensidade dos centros melanomacrófagos (MMC) esplênicos e granulomas hepáticos (DALLARÉS *et al.*, 2014).

Além disso, a frequente exposição a contaminantes pode atuar como agente pró-oxidante, o que promove a síntese intracelular de espécies reativas de oxigênio (ROS) que despertam mecanismos antioxidante enzimáticos e moleculares nos animais, principalmente pela indução da expressão de outras enzimas como glutathione peroxidase (GPx), glutathione reductase (GR) e glicose-6-fosfato desidrogenase (G6PDH) (FERREIRA *et al.*, 2021). Através de técnicas genômicas e proteômicas, são descritos diversos mecanismos distintos para biomarcadores enzimáticos, a exemplo da GST como importante composto de biotransformação de xenobióticos em eucariontes, além da investigação de interleucinas e citocinas (RIGHETTI *et al.*, 2019).

O aumento da atividade de enzimas antioxidantes em espécies aquáticas – sobretudo CAT e GST – tem sido frequentemente detectado no fígado e nas brânquias, sendo um importante mecanismo primário na desintoxicação de metais pesados, como Cd, Cr, Hg, Ni e Pb que estão normalmente presente em regiões portuárias (RIBEIRO *et al.*, 2020). A atividade elevada de GST em resposta à exposição química também já tem sido descrita em amostras de glândulas digestivas (LÜCHMANN *et al.*, 2011).

A aplicação de biomarcadores enzimáticos mostrou, ainda, que altos índices de poluentes em ambientes aquáticos também induzem alterações no metabolismo da microbiota residente. O aumento da atividade de esterases (EST) resulta em uma maior hidrólise de matéria orgânica, o que causa a liberação de metais e outros contaminantes (MOREIRA *et al.*, 2021). Assim, em efeito cascata, níveis maiores destes metais e contaminantes podem ser prejudiciais e até mesmo letais aos peixes residentes, mesmo que estes possuam habilidades intrínsecas de tolerância por adaptação a xenobióticos.

Por outro lado, alguns marcadores bioquímicos, como as metalotioneínas, tendem a apresentar níveis mais elevados na presença de anormalidades causadas por metais-traço, sendo um importante mecanismo de desintoxicação (BLANK DO AMARAL *et al.*, 2020). Estes biomarcadores são frequentemente aplicados com sucesso na análise e mapeamento das rotas de contaminantes químicos em ambientes marinhos (LÜCHMANN *et al.*, 2011). É importante abordar, ainda, um dos principais biomarcadores bioquímicos hormonais em peixes: o cortisol. Em situações de estresse

agudo ou crônico, os níveis séricos deste hormônio podem se alterar rapidamente através da ativação do eixo hipotálamo-hipófise-interrenal, que uma vez acionado pode levar a uma série de reações que causam desequilíbrio metabólico e iônico (KOAKOSKI *et al.*, 2014).

2.7.2 Biomarcadores histológicos

Os biomarcadores histológicos fornecem uma visão mais detalhada de como os poluentes oriundos de atividades portuárias podem lesionar os mais diversos organismos aquáticos residentes, como os peixes. A bioacumulação tecidual de contaminantes químicos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), pode influenciar no ciclo reprodutivo e demais aspectos que envolvam o desenvolvimento e ecologia das espécies, sendo observadas respostas histológicas e moleculares tanto em fêmeas quanto machos (MARTINS DOS REIS *et al.*, 2023). Alguns dos principais biomarcadores histológicos mais estudados incluem alterações em órgãos-chave dos animais, como o fígado e as brânquias. Quando constatadas, estas lesões teciduais são importantes indicadores na presença de contaminantes em ecossistemas aquáticos (SOARES *et al.*, 2020).

A avaliação histológica e também biométrica em peixes já tem sido explorada em estudos de monitoramento estuarino (CARVALHO NETA *et al.*, 2014b). Estes ensaios apresentam um banco de dados para o bagre guribú (*Sciades herzbergii*) e avaliam os danos segundo padrões de reação, como distúrbios circulatórios e/ou inflamatórios, além de mudanças regressivas ou progressivas. São descritas análises dos tecidos hepático e branquial na investigação histopatológica e da bioacumulação de xenobióticos, o que pode confirmar suspeitas de contaminação, aumentos dos riscos de biomagnificação e, conseqüentemente, à população que os consome. Outras análises branquiais em peixes que mostraram lesões confirmaram que estas também ocorreram em decorrência do estresse ambiental (NUNES *et al.*, 2020), o que fomenta a utilização destes biomarcadores como estratégia na criação de modelos que avaliem parâmetros ecotoxicológicos costeiros de forma mais precisa.

De maneira complementar, a avaliação do tecido renal também tem sido uma importante ferramenta na investigação de poluentes em ambientes aquáticos, visto que estes órgãos estão diretamente associados à osmorregulação e homeostase das espécies

ícticas (DA SILVA CASTRO *et al.*, 2019). Logo, ao serem observados estes critérios, poderão ser adotadas estratégias que evitem prejuízos em níveis mais elevados de organização biológica, visto que estas alterações podem gerar impactos diretos no equilíbrio ecológico marinho (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021).

2.8 BIOINDICADORES MICROBIOLÓGICOS

Ambientes estuarinos que abrigam intensas atividades portuárias sofrem com a frequente liberação de efluentes que carregam resíduos orgânicos e químicos. Estes fenômenos levam à dispersão de microrganismos e podem, ainda, induzir fenótipos de multirresistência em patógenos clinicamente relevantes (CUNHA *et al.*, 2021) e que são importantes marcadores de contaminação ambiental, como *Escherichia coli* (AGENSI *et al.*, 2019) e *Enterococcus* spp. (NNADOZIE; ODUME, 2019; RAHMAN *et al.*, 2017).

Em peixes de forma geral, a microbiota natural desempenha funções importantes ao equilíbrio homeostático, como suporte imunológico e nutricional. A presença de patógenos na água provocado por essa liberação de esgotos e materiais sanitários, como lixo hospitalares, pode afetar todo o microbioma dos indivíduos, pois a sua ingestão pode causar distúrbios inflamatórios e metabólicos, sobretudo nas glândulas digestivas, resultando em dano tecidual e diminuição da atividade enzimática, como já relatado em peixes (ZHU *et al.*, 2022).

Desta forma, estudos que busquem investigar através de isolamento e identificação os microrganismos residentes implicam na avaliação direta do estado fisiológico dos peixes e, conseqüentemente, das condições ambientais em que estes estão inseridos (DUARTE *et al.*, 2014). Para a análise de biomarcadores microbiológicos geralmente são utilizados múltiplos métodos de investigação fenotípica voltados a linhagens com perfil de resistência e genotípica para expressão de genes de virulência, bem como a detecção de alvos específicos dos microrganismos de interesse, como estruturas-chave da parede celular, proteínas de superfície e hifas/micélios (GARCÍA; PEMÁN, 2018).

Acrescido a isto, os impactos causados em regiões estuarinas pela construção de estruturas portuárias, crescentes atividades agrícolas e contínuo processo de urbanização também afetam a microbiota de peixes residentes e que pode ser utilizada como ferramenta bioindicadora. A contaminação por metais-traço e outros compostos químicos

– até mesmo antimicrobianos presentes nos efluentes – pode favorecer o surgimento de patógenos com linhagens de resistência a múltiplas drogas (MDR), com expressão de enzimas líticas, como β -lactamases, e de tolerância/resistência a metais (MTGs) (FURLAN *et al.*, 2022).

2.9 *Sciades herzbergii* COMO ESPÉCIE BIOMONITORA PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM REGIÕES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS

Sciades herzbergii (Figura 9), comumente conhecida como bagre guribú, é uma espécie íctica de caráter bentônico selvagem presente desde o sul do Caribe até a costa nordestina brasileira (FOGEL *et al.*, 2017), sendo muito prevalente em regiões de manguezais entre marés. Estes peixes pertencem à família Ariidae e à grande ordem dos siluriformes, o que os enquadra no nicho de espécies com a afinidade aos climas tropical e subtropical, podendo habitar águas salgadas, salobras e doces (AL-HUSAINI *et al.*, 2021).

Os hábitos alimentares mais comuns de *S. herzbergii* incluem comportamentos carnívoros, como a predação de pequenos caranguejos, crustáceos e peixes menores, porém também costumam consumir vegetais (KRUMME; BRENNER; SAINT-PAUL, 2008). A frequência alimentar de *S. herzbergii* pode variar ainda de acordo com a fase de maré, onde em marés vivas o consumo diário pode ser até 3,8x maior.

Figura 9. *Sciades herzbergii* (bagre guribú) amostrados na área de influência direta da região industrial e portuária de São Luís, Maranhão, Brasil.



Fonte: PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021.

Por ser um peixe de porte volumoso, grande abundância local e carne de qualidade, *S. herzbergii* é um importante produto para a pesca comercial e interior.

Entretanto, aspectos que podem tornar esta espécie menos atraente economicamente são o fato de os machos serem incubadores orais (criadores de boca) em todos os estágios de desenvolvimento, desde ovos até larvas e pós-larvas, e não apresentaram altas taxas reprodutivas e de fecundidade. Para concluir os rituais reprodutivos de desova, os machos geralmente se deslocam à foz de rios ou lagos (DA SILVA MOURÃO; BARBOSA FILHO, 2018).

Devido ao seu alto valor comercial regional, anatomofisiologia desejável e aspectos ecológicos conhecidos, o bagre guribú é um importante organismo biomonitor de ambientes marinhos expostos à contaminação química e/ou biológica por atividades portuárias (DA SILVA CASTRO *et al.*, 2019). Alguns fatores considerados na escolha de *S. herzbergii* incluem o fato de serem um dos principais produtos da pesca interior, possuírem grande tolerância a condições ambientais adversas, sofrerem com alta atividade de bioacumulação tecidual de xenobióticos e não apresentarem comportamentos migratórios (ALMEIDA *et al.*, 2021).

A utilização do bagre guribú (*S. herzbergii*) como espécie biomonitora permite um maior detalhamento nos estudos sobre as diversas formas de interação entre seres humanos e o ambiente (ABDEL-TAWWAB *et al.*, 2019; FORTES CARVALHO NETA *et al.*, 2017; LIMA *et al.*, 2018; RBBANI *et al.*, 2021; SAULIUTĖ; MARKUCKAS; STANKEVIČIŪTĖ, 2020). Avanços na ecotoxicologia moderna possibilitam a descrição de uma maior variedade de biomarcadores associados a estes importantes biomonitores que podem, inclusive, ser empregados para avaliar os efeitos decorrentes de contaminações por atividades antrópicas em regiões portuárias (ARAÚJO *et al.*, 2018). Assim, por ser um peixe amplamente difundido, quaisquer alterações ou distúrbios detectados em *S. herzbergii* representam prováveis impactos em todo o ecossistema em que ele está inserido.

Diversos estudos de biomonitoramento utilizando diferentes tipos de biomarcadores já têm sido descritos na literatura para o bagre estuarino *S. herzbergii*, o que o torna uma confiável espécie biomonitora. Dentre os mais frequentemente relatados estão os de quantificação da atividade de enzimas de estresse oxidativo – sobretudo hepáticas – como SOD, CAT, GSH, GST e LPO; da presença de xenobióticos na bile; variações nos índices biométricos; isolamento e investigação de microbiotas residentes e transitórias; e alterações histológicas nas brânquias, rins, fígado e tecido nervoso (DA SILVA CASTRO *et al.*, 2019; NUNES *et al.*, 2020; PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021).

3 MATERIAL E MÉTODOS

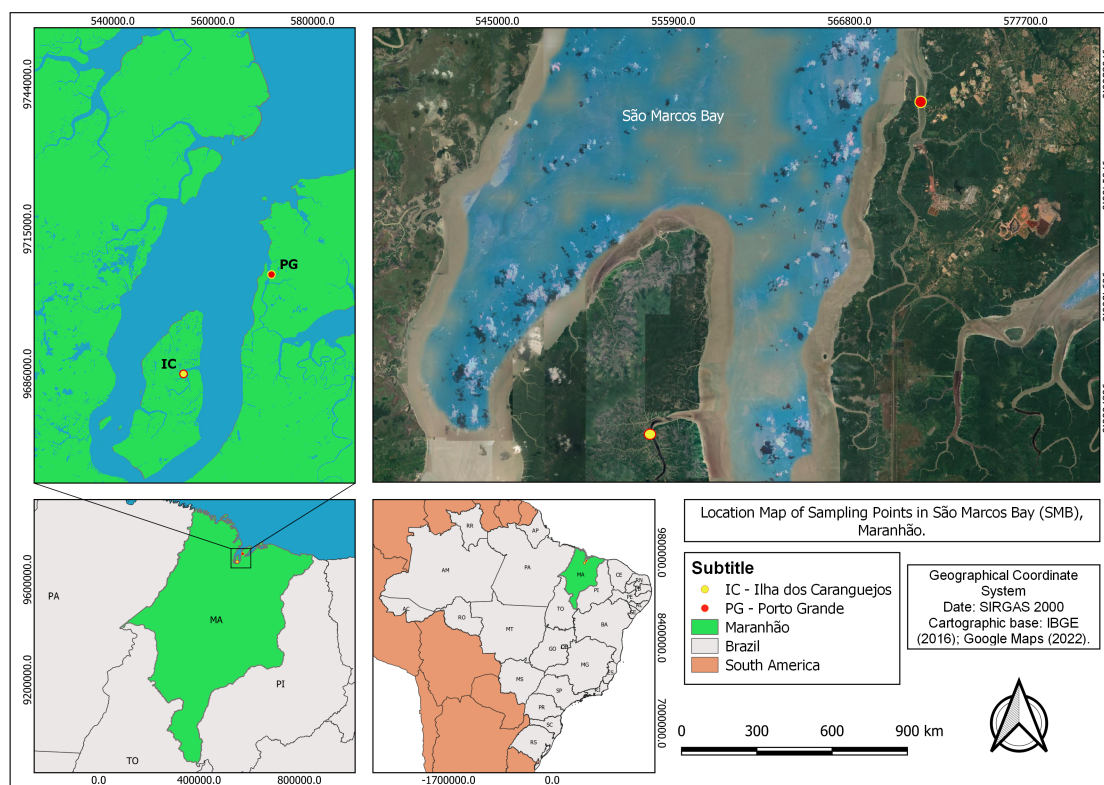
3.1 ÁREA DE ESTUDO

Em termos de importância econômica, a Baía de São Marcos é classificada como uma das mais importantes do litoral brasileiro, devido à instalação do complexo portuário do Estado do Maranhão (1960), onde atuam cerca de 30 empresas, dentre elas a VALE, ALUMAR/ALCOA e Petrobras, responsáveis pela movimentação de cargas para o Brasil e todo o mundo.

O complexo portuário de São Luís – Porto Grande (PG, 02°39.460'S, 44°21.401'W), aqui referenciado como área potencialmente contaminada em função dos múltiplos poluentes registrados em estudos recentes de química ambiental e conservação, está localizado no noroeste da Ilha do Maranhão, tendo como limites a norte, manguezais e matas de terra firme; manguezais a leste e sudeste; e a baía de São Marcos de noroeste a sul (CARVALHO-NETA, 2010; SOUSA, 2012).

Em contrapartida, a oeste da Baía de São Marcos encontra-se a Ilha dos Caranguejos (IC, 02°50.61'S, 044°30.614'W), região aqui utilizada como zona de referência, por ser uma Área de Proteção Ambiental estadual, considerada em extensão a segunda maior ilha do Estado do Maranhão. Essa Unidade de Conservação enquadra-se no setor norte da plataforma continental brasileira e recebe águas do rio Mearim (SOUSA, 2012), estando a 30 km da zona de influência (Figura 10).

Figura 10. Mapa da área estuarina da Baía de São Marcos. PG: Porto Grande; IC: Ilha dos Caranguejos.



Fonte: Próprio autor, 2022.

3.2 COLETA DOS PEIXES E OBTENÇÃO DOS DADOS ABIÓTICOS

Os peixes ($n = 80$; machos = 48 e fêmeas = 32) foram coletados com armadilhas fixas de pesca (tapagem) nas épocas chuvosa e de estiagem dos anos de 2021 e 2022. A coleta dos exemplares de *S. herzbergii* foi autorizada pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Naturais – SEMA (015/2020) e todos os procedimentos metodológicos para a manipulação dos peixes foram aprovados pelo Comitê de Ética em Pesquisa Animal da Universidade Estadual do Maranhão – UEMA (04/2020), cumprindo as diretrizes do Colégio Brasileiro de Experimentação Animal/Sociedade Brasileira da Ciência em Animais de Laboratório – SBCAL/COBEA (COBEA, 205).

Paralelo a captura dos peixes, os dados foram georreferenciados e, *in situ*, obtidos em triplicata dados de salinidade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido (OD), medidos aproximadamente às 10h00 nos locais delimitados durante as estações chuvosa e de estiagem, utilizando um medidor multiparâmetro HI 9829 (Hanna Instruments, Woonsocket, RI, EUA).

3.3 DETECÇÃO DE METAIS-TRAÇO E HPAS EM SEDIMENTOS

Sedimentos foram coletados a uma profundidade de 20 cm do manguezal, com duto coletor lançado três vezes, rendendo amostras compostas de aproximadamente 500 g para a realização de análises de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (tais como naftaleno, benzoantraceno, benzoapireno) e dos metais-traço Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn.

As amostras de sedimento de fundo foram padronizadas granulometricamente em malha 200 (74 μ m), secas a 40 °C, maceradas e armazenadas em frascos de propileno. Cerca de 1,0 g (peso seco) foi utilizado em duplicata para determinação de metais-traço após digestão ácida com ácido nítrico (HNO₃ 65%, Merck) e ácido clorídrico (HCl 37%, Merck), aquecido a 80 °C em um bloco de digestão e posteriormente medido em 15 mL com HCl 0,1N. A determinação dos metais-traço foi realizada por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES Optima 8300, Perkin Elmer).

O método descrito por Bastos *et al.* (1998) foi utilizado para determinar o mercúrio total (THg). Foram utilizados 500 mg (peso seco) do sedimento de fundo com HCl:HNO₃ (3:1, Merck) e KMnO₄ (5% p/v, Merck). Após digestão em bloco digestor por 60 minutos a 60 °C, as amostras foram tituladas com cloridrato de hidroxilamina 12% (p/v, Merck) e medidas em 12 mL com água ultrapura. As medições de THg foram realizadas por espectrofotometria de absorção atômica de vapor frio (CV-AAS, Flow Injection Mercury System-FIMS-400-Perkin Elmer).

Reagentes com alto grau de pureza analítica (PA, Merck) e amostra de referência certificada (Sedimento: SS2 SSP-SCIENCE) foram utilizados para controle de qualidade analítica. As soluções foram preparadas com água ultrapura (Milli-Q Plus, Millipore). Toda a vidraria utilizada foi previamente descontaminada em HNO₃ 5% (v/v, Merck) por 24h e enxaguada com água ultrapura. As porcentagens médias de recuperação na precisão foram de 80% a 120% para todos os metais-traço. As amostras de sedimentos foram processadas de acordo com os protocolos USEPA 3550C/8270D para análise de HPAs (EUA, 2007; EUA, 2014). Por serem compostos voláteis, as amostras a serem investigadas foram submetidas a cromatografia gasosa/espectrometria de massas (GC/MS), injetando-as em um cromatógrafo gasoso (GC) com uma coluna capilar de sílica fundida, com temperatura programada para separação dos analitos que são

detectados por um espectrômetro de massa (MS) conectado ao CG.

3.4 BIOMETRIA DOS PEIXES

Inicialmente, os peixes foram anestesiados com benzocaína 0,1%. Em seguida, foram eutanasiados por secção medular, submetidos à biometria e abertos através de incisão dorsoventral para observação e classificação macroscópica das gônadas (machos e fêmeas) segundo Brown-Peterson *et al.* (2011) e Lowerre-Barbieri *et al.* (2011): ciclo 1 (em desenvolvimento), ciclo 2 (em desova), ciclo 3 (em regressão) e ciclo 4 (em regeneração). Foram coletados dados biométricos de comprimento total (CT), peso total (PT), e peso do fígado e das gônadas para cálculo dos índices hepatossomático (IHS) e gonadossomático (IGS).

3.5 ANÁLISES BIOQUÍMICAS

Amostras do fígado dos peixes, previamente preservadas em nitrogênio líquido para transporte e análise, foram homogeneizadas em tampão fosfato de potássio (0,1 M, pH 7,0) 1:100 (p/v) e depois centrifugados a 15.000 x g por 30 min a 4 °C, sendo o sobrenadante utilizado para determinação das atividades enzimáticas de SOD, CAT, GSH, GST e LPO (GONZÁLEZ-PRADAS; VILLAFRANCA-SÁNCHEZ; GALLEGO-CAMPO, 1993).

A atividade de SOD foi quantificada em espectrofotômetro em comprimento de onda de 560 nm, segundo método descrito por Crouch *et al.* (1981). Para CAT, a quantificação ocorreu a 240 nm, seguindo o método proposto por Aebi (1984). A concentração de GST foi medida a 340 nm, a 25 °C, conforme Keen *et al.* (1976), utilizando-se glutathione reduzida e 1-cloro-2,4 dinitrobenzeno (CDNB) como substrato. Tióis não-proteicos (ou GSH) foram determinados em conformidade com Sedlak e Lindsay (1968) a 415 nm, enquanto os níveis de LPO foram mensurados de acordo com Jiang *et al.* (1992), a 570 nm.

Todas as análises bioquímicas foram normalizadas para concentração de proteína a 595 nm, conforme descrito pelo método padrão-ouro de Bradford (1976), utilizando albumina sérica bovina como referência analítica. As análises bioquímicas foram realizadas em um leitor de microplacas de absorção VarioskanLUX (Thermo Scientific Instruments, Inc.).

3.6 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

Espécimes de *S. herzenbergii* foram capturados e acondicionados em sacos plásticos estéreis e posteriormente transportados em caixa térmica para análise laboratorial; simultaneamente, foram coletadas também amostras de água em garrafas âmbar para transporte. Parâmetros microbiológicos cutâneos, musculares e viscerais de *S. herzenbergii*, bem como da água de onde os táxons foram coletados, foram avaliados de acordo com os protocolos estabelecidos pela *American Public Health Association* – APHA (EUA, 2003). Com instrumentos estéreis, os bagres foram dissecados para obtenção de partes da pele, tecido muscular e de toda a porção intestinal, que foram prontamente pesados e diluídos em água peptonada 0,1% estéril, na proporção 1:10. Pele e músculos foram agrupados para análise devido ao seu consumo humano direto.

Para investigação direta de coliformes totais e termotolerantes, a metodologia COLItest® (LKP, São Paulo, Brasil) foi utilizada como referência por ser validada pela APHA. As amostras que positivaram para coliformes totais e/ou termotolerantes foram, então, submetidas a diluições seriadas até ser alcançado o valor de diluição 1×10^{-12} . Todas as diluições foram sequencialmente plaqueadas em meio ágar Eosina Azul de Metileno (EMB) para quantificação em UFC/mL.

Posterior à quantificação de UFCs para coliformes totais e termotolerantes nos peixes e na água, procedeu-se à identificação dos isolados quanto à patogenicidade e investigação fenotípica de resistência aos antimicrobianos por espectrometria através do sistema automatizado Vitek® (BioMérieux, Craponne, França). Esse sistema utiliza tecnologia colorimétrica para leitura de cartões virtuais vinculados a bancos de dados, verificando a cada 15 minutos em três comprimentos de onda: 630 nm para compostos de carbono; 570 nm para derivados de enxofre; e 450 nm para moléculas nitrogenadas.

3.7 ANÁLISES HISTOLÓGICAS

Após serem fixadas em solução de formalina a 10% por 24h, amostras de brânquias e fígados foram posteriormente armazenadas em álcool 70% até os procedimentos de inclusão com parafina. Inicialmente, os tecidos foram desidratados por meio de diluições graduais de etanol e embebidos em resina de parafina (Sigma®) para serem processados (GAO *et al.*, 2023). Cortes de 3-5mm foram corados em hematoxilina/eosina e observados em microscópio óptico Zeiss (Carl Zeiss, Oberkochen,

Alemanha) e fotomicrografados em microscópio OlympusBX51. Os índices histopatológicos de lesão foram estimados utilizando protocolos semiquantitativos de Bernet *et al.* (1999).

3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para dados físico-químicos, químicos, bioquímicos e biométricos as análises estatísticas e os gráficos foram realizados no GraphPad Prism 5. O teste de normalidade de Shapiro-Wilk e o teste de homogeneidade de Bartlett precederam as análises dos dados. A análise ANOVA *two-way*, seguida do teste de Fisher (LSD), e a análise de Variância Permutacional (PER-ANOVA) seguida da análise *bootstrap* de comparações múltiplas das médias foram utilizadas para analisar as diferenças entre as respostas biológicas dos peixes dos diferentes pontos, períodos e concentrações de metais-traço e HPAs nos sedimentos. Um nível de significância de 0,05 foi adotado.

O conjunto de dados utilizado na Análise de Componentes Principais (ACP/PCA) considerou uma matriz envolvendo 32 linhas e 5 colunas, contendo os biomarcadores avaliados (SOD, CAT, GSH, GST e LPO), pontos de coleta, períodos chuvoso e de estiagem, e os anos de 2021 e 2022. Os dados foram analisados no MatLab (Mathworks Laboratory) versão 2019 e a caixa de ferramentas PCA versão 1.5 (BALLABIO, 2015) foi aplicada à simulação de PCA. Além disso, foi estimado o número ideal de PCAs a serem utilizados na análise (KAISER, 1958).

Um gráfico *geobubble* para dados de coliformes totais e termotolerantes foi criado usando a função de mapeamento *toolbox* do MatLab, considerando pontos de coleta (IC e PG), estações (chuvosa e de estiagem) e matrizes de pele/músculos, intestinos e água. O conjunto de dados também foi submetido à PCA. A primeira matriz foi utilizada para representar quantitativamente as lesões branquiais e hepáticas detectadas em *S. herzbergii* em função destas variáveis. Já para os dados físico-químicos, a matriz PCA consistiu em 20 linhas e 10 colunas contendo informações adicionais sobre a água (temperatura, pH, salinidade e oxigênio dissolvido) e metais-traço nos sedimentos (Cd, Cr, Cu, Ni, Mn e Pb) de acordo com o local de amostragem e temporada, obtido a partir de um estudo publicado por Macedo *et al.* (2024). Estes dados também foram analisados utilizando o MatLab (MathWorks Laboratory) versão 2019 e a caixa de ferramentas PCA versão 1.5 (BALLABIO, 2015).

4 RESULTADOS

4.1 PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA E PARÂMETROS QUÍMICOS DOS SEDIMENTOS

A análise físico-química das amostras de água coletadas em dois pontos do estuário revelou diferenças significativas ($p < 0,05$) no oxigênio dissolvido (OD) entre PG e IC nas estações chuvosa e seca (Tabela 1). Os níveis de OD foram significativamente mais baixos em PG do que em IC, especialmente no período de estiagem de 2022, com resultados abaixo dos limites estabelecidos pelo órgão de controle brasileiro (BRASIL, 2005) para águas salinas/salobras. Os demais parâmetros abióticos (temperatura da água, salinidade e pH) não diferiram entre os locais e permaneceram constantes em todas as coletas.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos da água do estuário da Baía de São Marcos.

Dados físico-químicos									
Parâmetros	2021				2022				Valores de Referência Resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011
	IC		PG		IC		PG		
	Chuvoso	Estiagem	Chuvoso	Estiagem	Chuvoso	Estiagem	Chuvoso	Estiagem	
Temperatura (°C)	28,7	28,5	29,1	30,1	29,1	28,3	28,9	29,2	< 40
Salinidade (mg/L)	13,3	14,1	13,3	14,2	13,8	13,5	14,1	13,0	12 – 17
pH	7,41	7,19	6,9	7,18	7,65	7,25	7,10	7,39	5,0 – 9,0
O2 dissolvido (mg/L)	6,1* ^a	6,3* ^a	5,7* ^b	5,8* ^b	6,4* ^a	6,8* ^a	5,1* ^b	5,0* ^b	≥ 6,0

IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.

^{ab} Indica diferenças estatísticas entre os locais – IC e PG ($p < 0,05$).

^{*}Indica diferenças estatísticas sazonais entre os períodos – chuvoso e de estiagem ($p < 0,05$).

A análise química dos metais-traço nos sedimentos (Tabela 2a) mostrou que todas as amostras de PG e IC apresentaram concentrações de Fe e Mn acima do limite máximo definido pela legislação brasileira. Em PG, esses metais diferiram significativamente entre os períodos chuvoso e de estiagem em 2021 e 2022 ($p < 0,05$). Os níveis de Al também foram preocupantes nas duas áreas, com diferenças significativas entre os períodos ($p < 0,05$). Os maiores níveis de Al foram detectados na estação chuvosa em ambos os anos. Mercúrio total (THg), Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn estavam dentro dos limites permitidos (BRASIL, 2012; EUA, 1972) em ambos os locais e períodos.

Os resultados da análise de HPAs em sedimentos estão descritos detalhadamente na Tabela 2b, classificados pelo número de anéis dos compostos. Vale ressaltar que HPAs de 5 e 6 anéis foram detectados exclusivamente em amostras de PG, e seus níveis estiveram acima dos limites permitidos nas estações chuvosa e de estiagem de 2021 e 2022 (BRASIL, 2012; EUA, 1972). Altas concentrações de benzo[a]pireno, benzo[b]fluoranteno e benzo[g,h,i]perileno foram detectadas em todas as amostras de PG de 2021 e 2022, enquanto dibenzo[a,h]antraceno foi detectado com mais frequência nos períodos chuvoso e de estiagem de 2022. Nas amostras de IC, esses analitos ficaram abaixo dos limites de detecção e quantificação. Os níveis de HPAs de 2, 3 e 4 anéis (2-metilnaftaleno, acenafteno, acenaftileno, benzo[a]antraceno, criseno, fluoreno, naftaleno e pireno) em ambos os locais estavam abaixo do limite de quantificação ou dentro os limites estabelecidos pelas legislações ambientais brasileira e americana.

Tabela 2. Metais-traço e níveis de HPAs em sedimentos do Estuário da Baía de São Marcos.

[illegible]

Cri	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	≤ 300 ⁴
Fluore	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	≤ 361
Naft	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	≤ 25,600
Pir	3,87	<LQ	59,1	<LQ	4,27	<LQ	<LQ	<LQ	≤ 442,225
<i>5-6 anéis</i>									
BaP	<LD	<LD	291,3*	300,1	<LD	<LD	561,6	555,9*	V.D.S.T.
BbF	<LD	<LD	288,5*	298,9*	<LD	<LD	693,8*	695,1*	V.D.S.T.
BghiP	<LD	<LD	271,2*	289,9	<LD	<LD	634,5*	640,6*	V.D.S.T.
DibenA	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	610,1	656,9*	≤ 43 ⁴

IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.

Dados para metais-traço expressos em média ± padrão no sedimento.

LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação.

V.D.S.T.: Valores definidos pela somatória total dos compostos de 5-6 anéis.

^{ab} Indica diferenças estatísticas entre os locais – IC e PG ($p < 0,05$).

*Indica diferenças estatísticas sazonais entre os períodos – chuvoso e de estiagem ($p < 0,05$).

4.2 PARÂMETROS BIOMÉTRICOS

Os parâmetros biométricos para *S. herzbergii* estão descritos na Tabela 3. O CT foi menor nos peixes capturados em PG do que em IC nos dois períodos de 2021 ($p < 0,05$). Em 2022, tanto machos quanto fêmeas apresentaram menor CT durante o período chuvoso, e as fêmeas de PG apresentaram CT significativamente menor que as fêmeas de IC ($p < 0,05$). O PT foi menor nos peixes coletados em PG comparado a IC em ambos os anos ($p < 0,05$). A análise também mostrou que os peixes machos e fêmeas coletados em IC tiveram maior PT durante o período chuvoso, enquanto o PT foi maior em indivíduos de PG para a estação seca. Os índices gonadossomático (IGS) e hepatossomático (IHS) foram menores em peixes de PG do que nos peixes de IC, principalmente em 2022 ($p < 0,05$). O IGS e o IHS apresentaram uma variação discreta entre os períodos, com valores de IHS ligeiramente mais elevados no período de estiagem de 2022.

Tabela 3. Parâmetros biométricos, índice gonadosomático (IGS) e índice hepatossomático (IHS) em *S. herzbergii* do estuário da Baía de São Marcos.

2021																
Comprimento total (cm)				Peso total (g)				Índice gonadosomático (IGS)				Índice hepatossomático (IHS)				
	IC		PG		IC		PG		IC		PG		IC		PG	
	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea
Chuvoso	21,0±3,4 ^a	25,3±3,1	20,1±5,7 ^b	23,0±2,8	289,0±75,3 ^{*a}	290,0±65,2 ^{*a}	261,2±95,8 ^{*b}	250,1±32,3 ^{*b}	0,29±0,11 ^a	0,20±0,2 ^a	0,21±0,3 ^b	0,22±0,2 ^b	1,52±1,0 ^{*a}	0,91±0,25 ^a	0,9±0,4 ^b	0,7±0,01 ^b
Estiagem	22,6±1,9 ^a	26,6±2,6	20,9±1,3 ^b	24,1±2,7	290,0±98,1 ^{*a}	289,1±102,1 ^{*a}	159,0±25,4 ^{*b}	245,5±65,1 ^{*b}	0,31±0,18 ^a	0,31±0,07 ^a	0,3±0,1 ^b	1,4±0,3 ^b	0,8±0,1 ^{*a}	0,73±0,19 ^a	0,5±0,1 ^b	0,4±0,01 ^b
2022																
Comprimento total (cm)				Peso total (g)				Índice gonadosomático (IGS)				Índice hepatossomático (IHS)				
	IC		PG		IC		PG		IC		PG		IC		PG	
	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea
Chuvoso	20,9±0,5 [*]	25,1±2,1 [*]	19,2±0,9	21,1±1,2 [*]	254,4±11,2 ^{*a}	312,1±100,5 ^{*a}	142,4±12,2 ^{*b}	237,1±36,5 ^{*b}	5,8±1,2 ^{*a}	4,22±0,7 ^{*a}	0,15±0,21 ^{*b}	1,9±0,4 ^{*b}	3,1±0,1 [*]	2,99±1,5 ^{*a}	1,18±0,09 [*]	2,1±0,8 ^{*b}
Estiagem	29,1±12,0 [*]	28,9±0,5 ^{*a}	21,3±1,0	19,9±0,0 ^{*b}	125,15±41,2 ^{*a}	299,3±98,1 ^{*a}	158,0±25,1 ^{*b}	254,0±13,0 ^{*b}	4,21±0,0 ^{*a}	7,1±1,5 ^{*a}	0,4±0,2 ^{*b}	0,4±0,02 ^{*b}	2,5±0,8 ^{*a}	3,40±0,6 ^{*a}	1,33±08 ^{*b}	5,1±1,3 ^{*b}

IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.

Dados de comprimento total (cm), peso total (g), índice gonadosomático (IGS) e índice hepatossomático (IHS) expressos em média ± padrão.

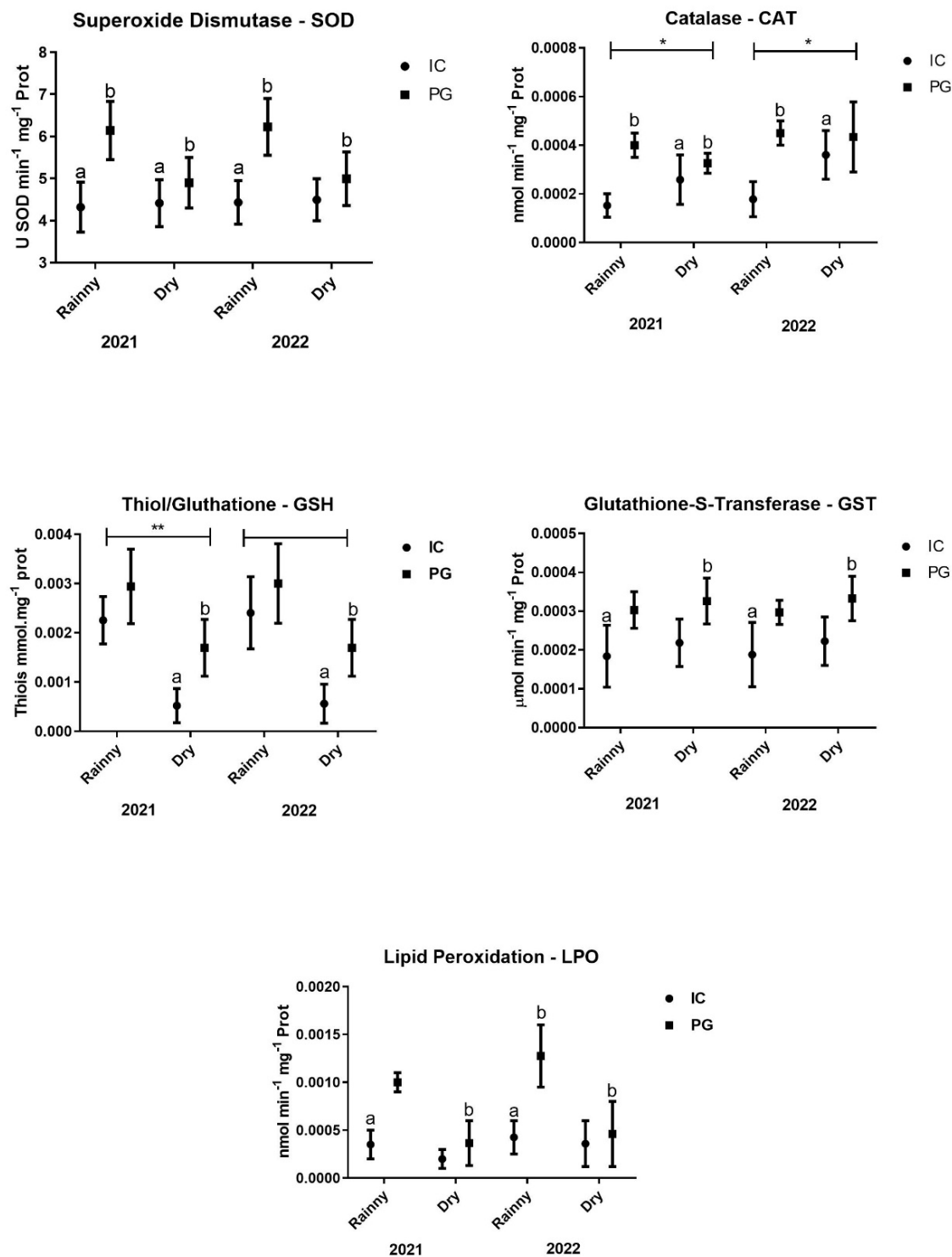
^{ab} Indica diferenças estatísticas entre os locais – IC e PG ($p < 0,05$).

^{*} Indica diferenças estatísticas sazonais entre os períodos – chuvoso e de estiagem ($p < 0,05$).

4.3 BIOMARCADORES BIOQUÍMICOS

Todos os marcadores bioquímicos foram quantificados em níveis mais elevados nos peixes capturados em PG do que nos capturados em IC (Figura 11), especialmente durante o período chuvoso. A atividade de CAT foi maior em PG nos períodos chuvoso e de estiagem de 2022 ($F = 98,10$; $p = 0,0001$). A atividade de SOD foi significativamente maior em PG tanto nos períodos quanto nos anos de coleta ($F = 22,10$; $p = 0,0020$). Os níveis de GSH ($F = 4,134$; $p = 0,0400$) e a atividade de GST ($F = 13,14$; $p = 0,0080$) foram consideravelmente maiores nos peixes coletados em PG na estação chuvosa, especialmente em 2022. Os produtos de LPO foram maiores nos peixes de PG do que em IC durante o período chuvoso, principalmente em 2022 ($F = 5,876$; $p = 0,0071$).

Figura 11. Atividade de superóxido dismutase (SOD), atividade de catalase (CAT), níveis de tiol/glutathiona (GSH), atividade de glutathiona S-transferase (GST) e produtos de lipoperoxidação (LPO) nos fígados de *S. herzegii* do estuário da Baía de São Marcos.



IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.

Dados expressos em média ± padrão.

ab Indica diferenças estatísticas entre os locais – IC e PG (p < 0,05).

* e ** Indica diferenças estatísticas sazonais entre os períodos – chuvoso e de estiagem (p < 0,01; p < 0,05).

4.4 ANÁLISE MULTIVARIADA DE BIOMARCADORES

A variância total explicada por análise de dois componentes principais (CP) após rotação no MatLab® dos dados para os períodos chuvoso e de estiagem de 2021 foi de 53,69% para IC e 59,01% para PG. Em 2022, os resultados foram de 63,69% e 74,78% para IC e PG, respectivamente. Todos os elementos de PCA obtidos são detalhadamente representados na Tabela 4.

Tabela 4. Análise de Componentes Principais (PCA) de biomarcadores de estresse oxidativo em *S. herzbergii* do estuário da Baía de São Marcos durante os períodos chuvoso e de estiagem de 2021 e 2022. As variâncias são dadas como uma percentagem da variância total nas matrizes de dados originais.

2021								
PCA	IC				PG			
	Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso	
	PCA1	PCA2	PCA1	PCA2	PCA1	PCA2	PCA1	PCA2
Variância	9,73%	10,55%	20,71%	12,60%	10,11%	12,63%	18,32%	17,95%
CAT	-0,3224	-	0,2889	0,2889	-0,2763	-0,2763	0,2763	-
SOD	-	-	-	0,2889	-	0,2157	-	0,2763
GSH	-	-	-	0,2889	0,3049	-	0,2763	-
GST	0,3607	-	0,2076	-	-	-	-	0,2763
LPO	-	-0,2955	0,2159	-	0,3477	0,3477	0,2763	-
2022								
PCA	IC				PG			
	Estiagem		Chuvoso		Estiagem		Chuvoso	
	PCA1	PCA2	PCA1	PCA2	PCA1	PCA2	PCA1	PCA2
Variância	7,64%	15,71%	18,63%	21,71%	12,09%	17,68%	25,65%	19,36%
CAT	-0,2230	-	0,2999	0,3654	-0,2322	-0,3163	0,2900	-
SOD	-	-	-	0,3123	-	0,355	-	0,3330
GSH	-	-	-	0,3909	0,4123	-	0,2213	-
GST	0,3421	-	0,3122	-	-	-	-	0,3653
LPO	-	-0,3167	0,2650	-	0,3007	0,3176	0,3444	-

IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.

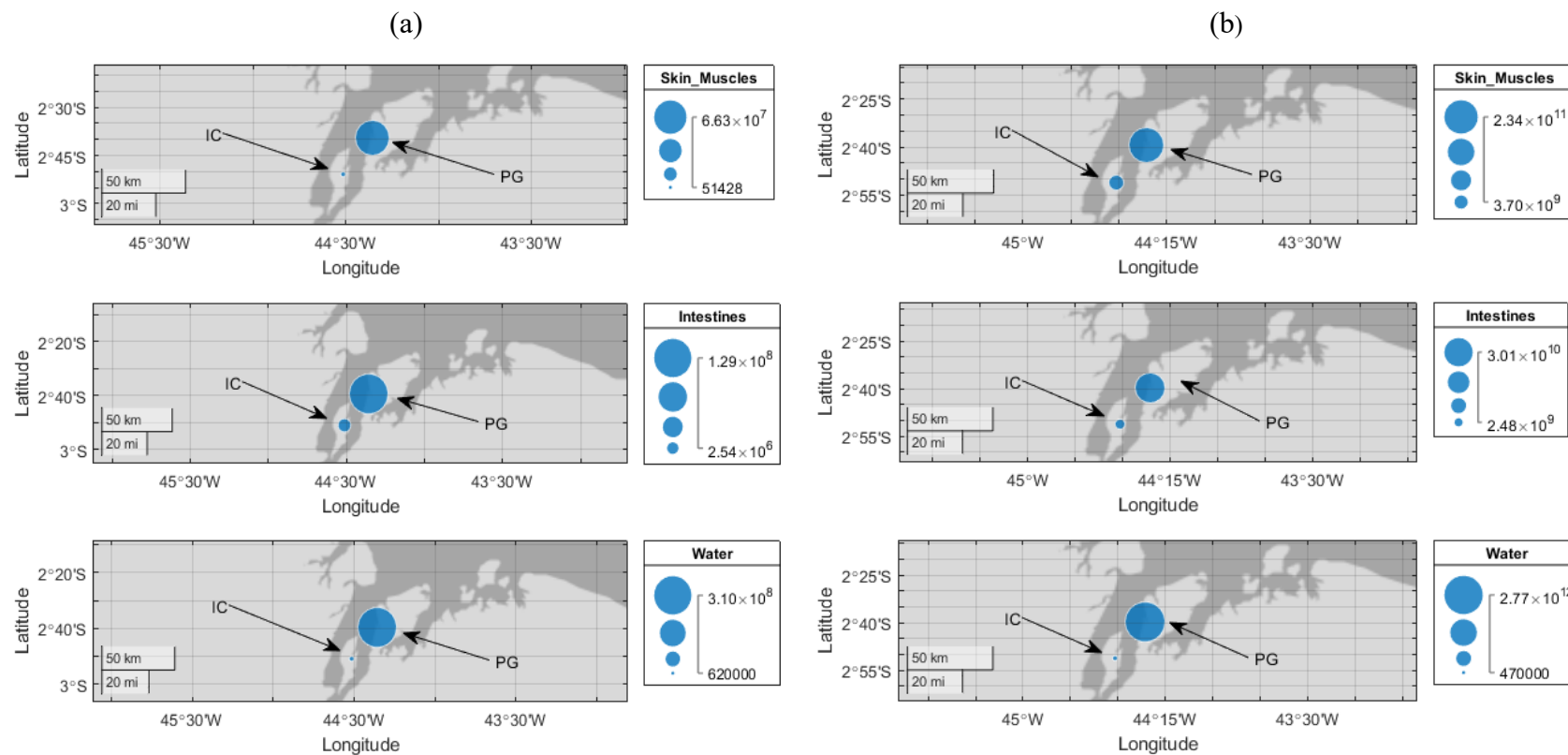
De forma geral, a análise indica que os peixes coletados em PG durante a estação chuvosa apresentaram respostas biológicas mais elevadas em 2022 quando comparadas ao ano anterior.

4.5 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

A análise microbiológica mostrou que todas as amostras de *S. herzbergii* e de água coletadas na Baía de São Marcos foram positivas para coliformes totais (Figura 12), tanto na estação chuvosa (a) quanto na de estiagem (b), principalmente aquelas coletadas em PG.

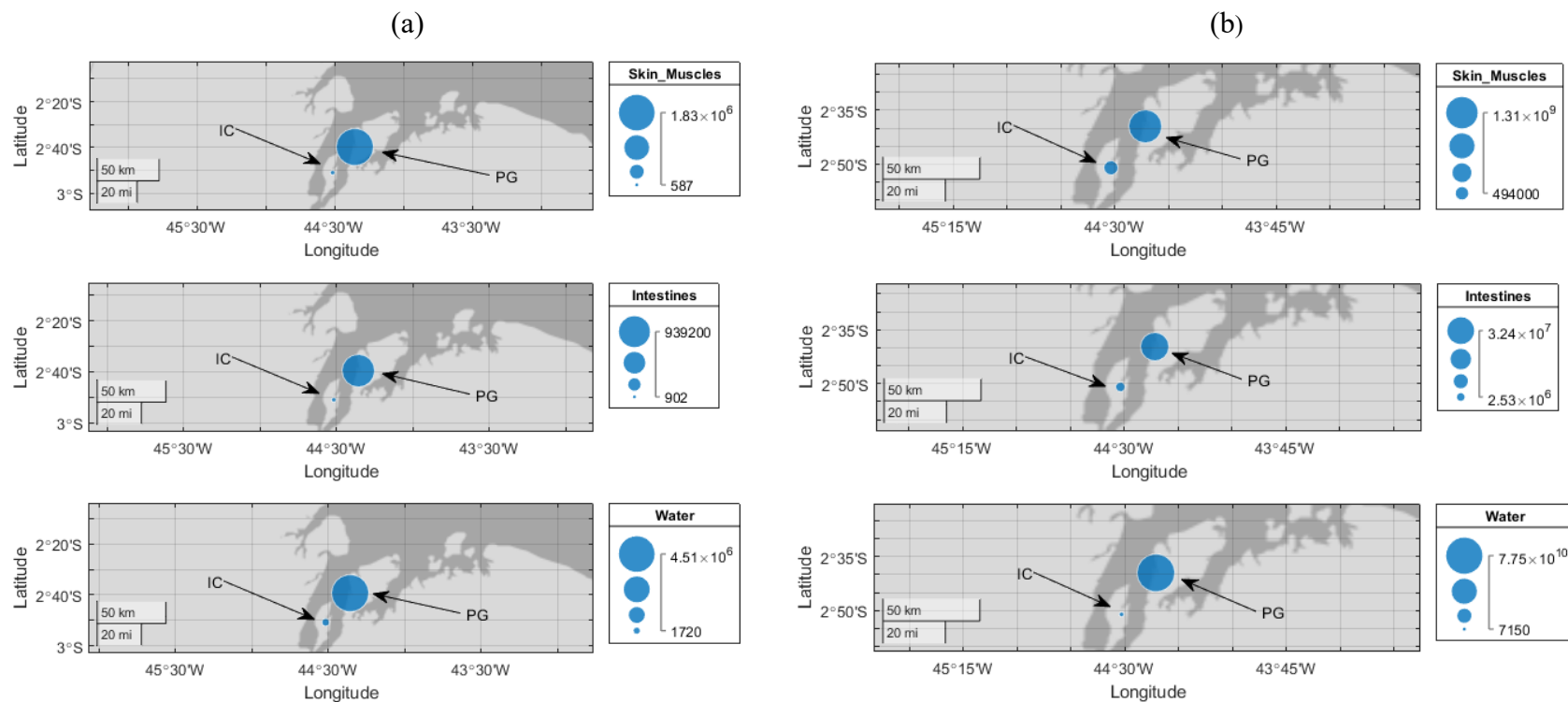
Quanto aos coliformes termotolerantes (Figura 13), a investigação indicou níveis acima dos limites regulatórios vigentes para matrizes hídricas – 1×10^2 UFC/mL (BRASIL, 2000) – e de alimentos – 5×10^2 UFC/mL (BRASIL, 2019) –, em ambos os locais.

Figura 12. *Geobubble* com indicação dos níveis de coliformes totais (UFC/mL) na pele, músculos e trato intestinal de *S. herzbergii* e amostras de água coletadas durante as estações chuvosa (a) e de estiagem (b) na Ilha dos Caranguejos (IC) e no Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.



IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.
Dados expressos em função da média.

Figura 13. *Geobubble* com indicação dos níveis de coliformes termotolerantes (UFC/mL) na pele, músculos e trato intestinal de *S. herzbergii* e amostras de água coletadas durante as estações chuvosa (a) e de estiagem (b) na Ilha dos Caranguejos (IC) e no Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.



IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.
Dados expressos em função da média.

Durante o período chuvoso, as análises confirmaram a presença de linhagens patogênicas de *Klebsiella pneumoniae* e *Escherichia coli*. Nenhuma destas apresentou qualquer tipo de resistência aos antibióticos-padrão clínicos – amicacina, amoxicilina + ácido clavulânico, cefalexina, cefepima, ceftriaxona, cefuroxima, ciprofloxacina, ertapenem, fosfomicina, gentamicina, meropenem, nitrofurantoína, norfloxacina, piperacilina + tazobactam e trimetropim + sulfametoxazol.

Entretanto, para o período de estiagem, linhagens de *E. coli* identificadas se mostraram resistentes à norfloxacina e à gentamicina, e apresentaram resultados de sensibilidade intermediária à cefuroxima e ciprofloxacina (Tabela 5).

Tabela 5. Identificação de bactérias patogênicas e análise fenotípica de resistência em isolados da pele, músculos e intestinos de *S. herzbergii* e da água amostrados na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.

Local de Coleta	Período de coleta	Tipo de Amostra	Bactéria patogênica	Resistência	Nível de confiança	
IC	Chuvoso	Pele / músculos	<i>E. coli</i>	—	99,9%	
		Intestinos	<i>E. coli</i>	—	99,9%	
			<i>K. pneumoniae</i>	—	99,4%	
		Água	<i>E. coli</i>	—	99,9%	
	Estiagem	Pele / músculos	<i>E. coli</i>	Norfloxacina (R)	99,9%	
		Intestinos	<i>E. coli</i>	—	99,9%	
			<i>K. pneumoniae</i>	—	99,4%	
		Água	<i>E. coli</i>	—	99,9%	
	PG	Chuvoso	Pele / músculos	<i>E. coli</i>	—	99,9%
			Intestinos	<i>K. pneumoniae</i>	—	99,4%
<i>E. coli</i>				—	99,9%	
<i>K. pneumoniae</i>				—	99,4%	
Água			<i>E. coli</i>	—	99,9%	
Estiagem		Pele / músculos	<i>E. coli</i>	Norfloxacina (R); Gentamicina (R)	99,9%	
			<i>K. pneumoniae</i>	—	99,4%	
			<i>E. coli</i>	Norfloxacina (R); Ciprofloxacina (I)	99,9%	
		Intestinos	<i>K. pneumoniae</i>	—	99,4%	
			Água	<i>E. coli</i>	Cefuroxima (I)	99,9%
		Intestinos	<i>K. pneumoniae</i>	—	99,4%	
			Água	<i>E. coli</i>	—	99,9%

E. coli: *Escherichia coli*; *K. pneumoniae*: *Klebsiella pneumoniae*.

IC: Ilha dos Caranguejos; PG: Porto Grande.

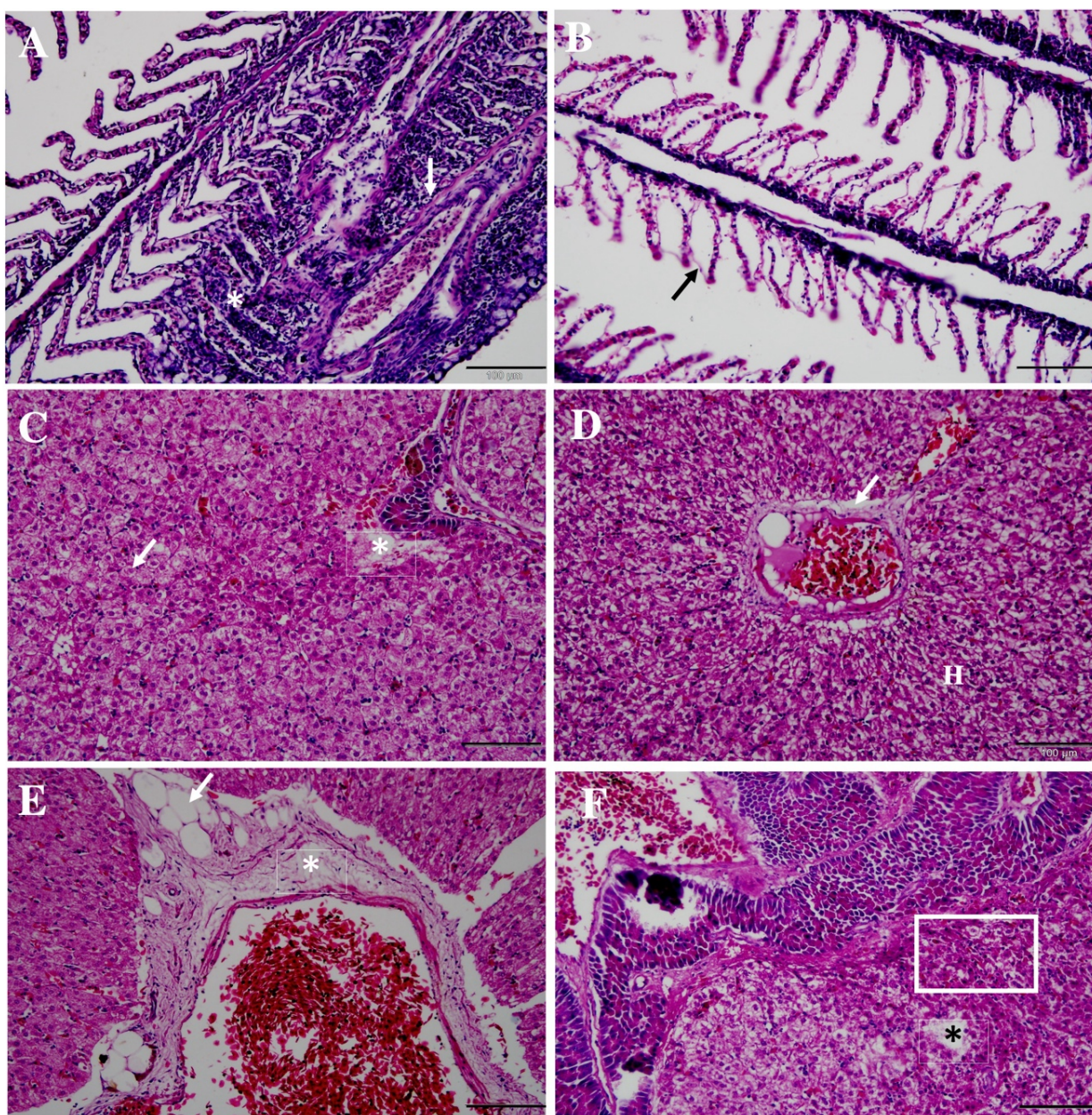
R: resistente; I: intermediário.

Nº do lote Vitek®: 1582510104; Conjunto de Parâmetros: BRCast 2022.

4.6 ANÁLISES HISTOLÓGICAS

A análise histológica de *S. herzbergii* revelou um padrão morfológico e estrutural previamente descrito em outras espécies de teleósteos. Bagres amostrados em IC e PG apresentaram uma alta incidência de alterações branquiais e hepáticas, sobretudo durante a época de estiagem. Lesões com maior severidade foram encontradas em bagres provenientes de PG, região próxima à área portuária, quando comparado a IC. A Figura 14 mostra com maior detalhamento as principais alterações histológicas encontradas.

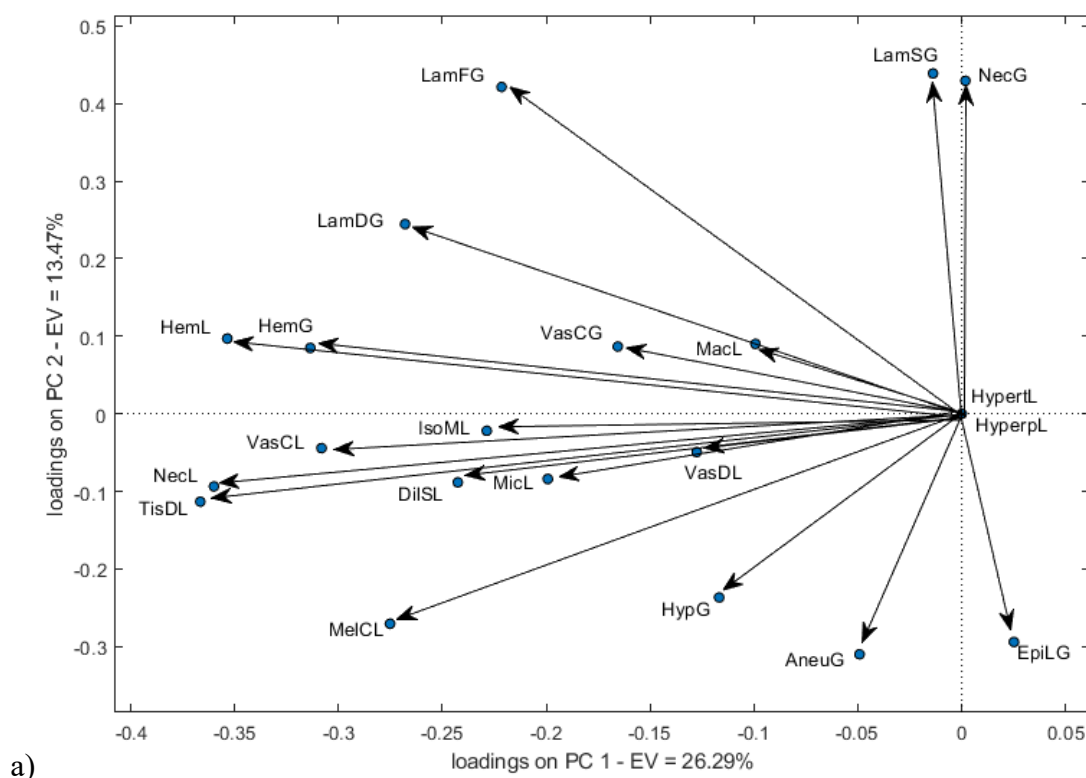
Figura 14. Alterações histológicas observadas em brânquias e fígados de *S. herzbergii* capturados durante os períodos chuvoso e de estiagem na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.

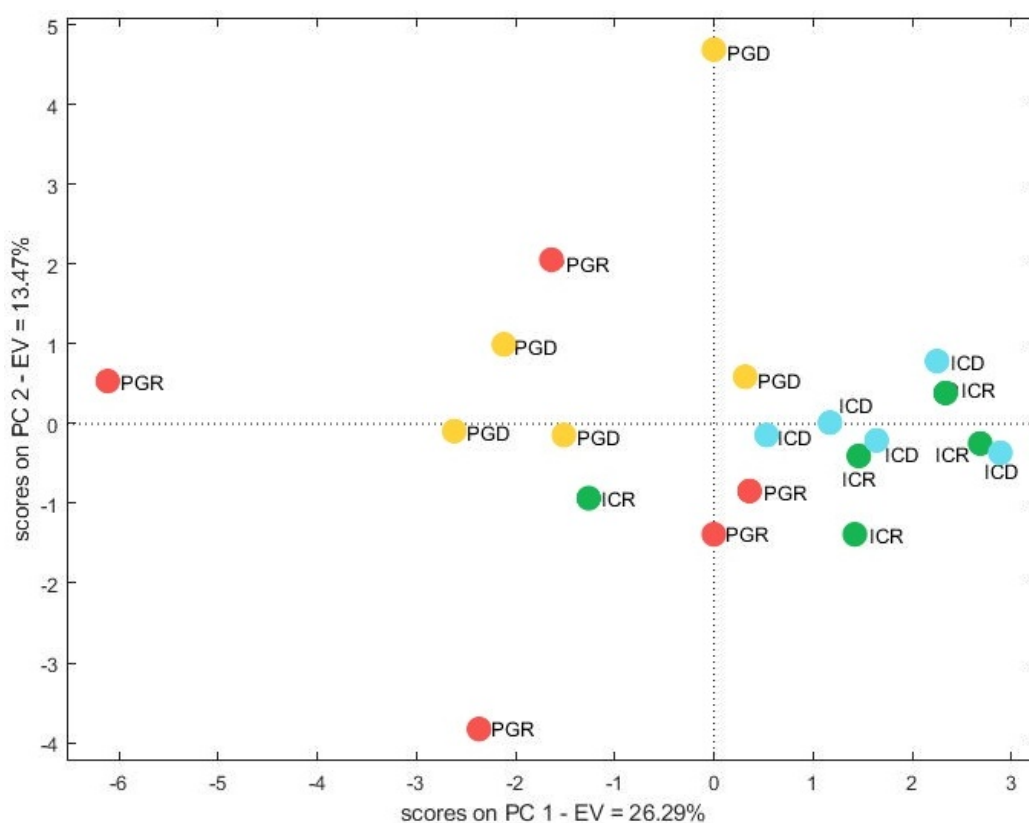


A: fusão das lamelas secundárias (*) e aneurisma (seta); B: desorganização das lamelas secundárias (seta); C: vacuolização de hepatócitos (seta) e necrose (*); D: hepatopâncreas (H) e áreas de necrose em vaso sanguíneo (seta); E: esteatose (seta) e fibrose (*); F: infiltração leucocitária (quadro) e necrose (*). Barras de escala: 20 mm. Barras de escala (A) = 200 μ m e (B), (C), (D), (E) e (F) = 100 μ m. Colorações de hematoxilina e eosina.

A Figura 15 mostra, por meio da PCA, a relação entre a frequência de alterações histológicas entre as regiões IC e PG durante os dois períodos sazonais. No gráfico de *loadings* (Figura 15a), a maior parte das alterações está localizada no lado esquerdo do plano cartesiano. No gráfico de *scores* (Figura 15b), praticamente todas as amostras de PG encontram-se no lado esquerdo do plano cartesiano. Desta forma, pode-se concluir que as alterações histológicas apresentam alta relação com PG. Como exemplo, alterações branquiais de encurtamento lamelar e necrose estão altamente relacionadas a PG durante a estação de estiagem.

Figura 15. Análise multivariada de lesões branquiais e hepáticas em *S. herzbergii* capturados durante os períodos chuvoso e de estiagem na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.





b)

As alterações terminadas em “G”: brânquias; alterações terminando em “L”: fígado.

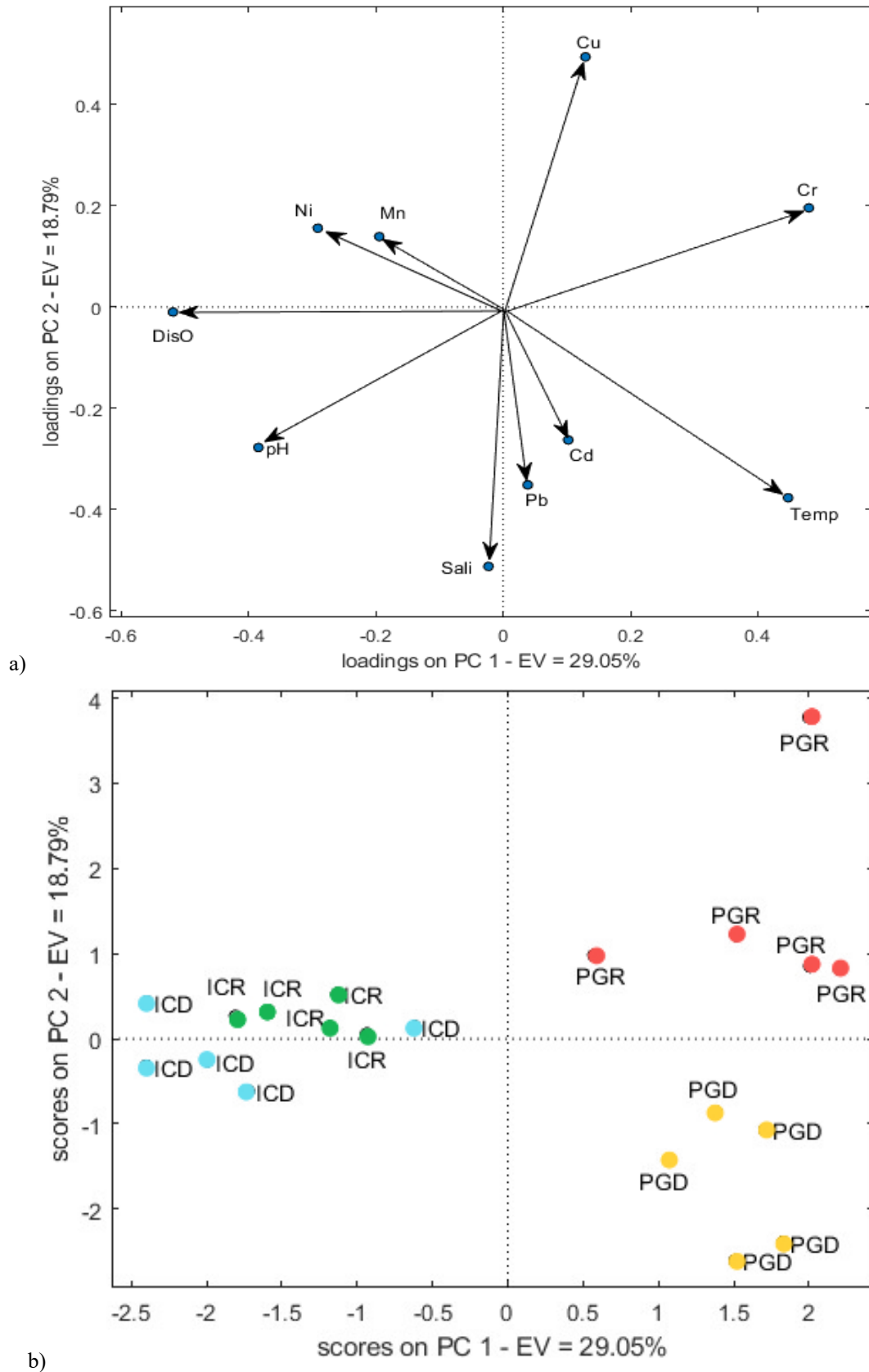
Hiperplasia (Hyperp); hipertrofia (Hypert); necrose (Nec); encurtamento lamelar (LamS); fusão lamelar (LamF); desorganização lamelar (LamD); microesteatose (Mic); macroesteatose (Mac); congestão vascular (VasC); hemorragia (Hem); melanomacrófagos isolados (IsoM); desorientação tecidual (TisD); dilatação dos sinusoides (DilS); microesteatose (Mic); degeneração vacuolar (VasD); centros melanomacrófagos (MelC); aneurisma (Aneu); levantamento epitelial (EpiL).

ICR: estação chuvosa na Ilha dos Caranguejos (verde); ICD: período de estiagem na Ilha dos Caranguejos (azul); PGR: estação chuvosa no Porto Grande (vermelho); PGD: período de estiagem no Porto Grande (amarelo).

4.7 ANÁLISES MULTIVARIADAS DE PARÂMETROS ABIÓTICOS DA ÁGUA E QUANTIFICAÇÃO DE METAIS-TRAÇO

A Figura 16 mostra os resultados da análise multivariada de parâmetros abióticos da água e da quantificação de metais-traço dos sedimentos de IC e PG. Os dois componentes principais (PC1 e 2) juntos explicaram 47,87% da variância total do conjunto de dados.

Figura 16. Análise multivariada de parâmetros abióticos da água e da quantificação de metais-traço nos sedimentos durante os períodos chuvoso e de estiagem na Ilha dos Caranguejos (IC) e Porto Grande (PG), Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.



Temperatura (Temp); Salinidade (Sali); Oxigênio dissolvido (DisO).

ICR: estação chuvosa na Ilha dos Caranguejos (verde); ICD: período de estiagem na Ilha dos Caranguejos (azul);

PGR: estação chuvosa no Porto Grande (vermelho); PGD: período de estiagem no Porto Grande (amarelo).

As variáveis abióticas salinidade e temperatura foram maiores nas amostras de PG durante o período de estiagem; entretanto, Cu e Cr estiveram mais correlacionados com PG na estação chuvosa. Os níveis de oxigênio e pH foram maiores nas amostras de IC. O gráfico de *loadings* demonstra que à medida que a temperatura aumenta, os níveis de Mn e Ni diminuem nas amostras coletadas.

5 DISCUSSÃO

A expressão de múltiplos biomarcadores de estresse oxidativo em *S. herzbergii* demonstra os efeitos nocivos da contaminação dos sedimentos, lançamento frequente de efluentes e atividades humanas intensivas na Baía de São Marcos. A alta disponibilidade de metais-traço tem afetado gradativamente a fisiologia da biota ao longo dos anos e, conseqüentemente, a curto prazo, a população humana que se beneficia da pesca em IC e PG.

A avaliação *in situ* de múltiplos parâmetros físico-químicos é uma das análises mais importantes utilizadas no monitoramento ambiental (AL QOH *et al.*, 2022; PATRA *et al.*, 2023). Embora tenhamos identificado valores normais de temperatura, salinidade e pH da água nos dois locais de estudo, os níveis de OD foram mais baixos em PG, principalmente durante o período de estiagem, com registros abaixo dos limites regulatórios.

A concentração tão baixa de OD pode ser atribuída ao excesso de atividades humanas na área portuária, como a dragagem e a liberação de vestígios de metais nas águas estuarinas (PLEDGER *et al.*, 2020). Estas atividades podem potencializar a diminuição dos índices de OD, afetando o desenvolvimento e o metabolismo dos organismos aquáticos residentes (JIANG *et al.*, 2021) e influenciando o equilíbrio dos ecossistemas estuarinos (MORIARTY *et al.*, 2020). Zhang *et al.* (2016) associaram baixas concentrações de OD à influência do aumento da temperatura da água e da baixa pluviosidade nos cursos dos rios, fatores estes que também atribuímos às nossas observações em PG.

A quantificação de metais-traço em sedimentos estuarinos tem sido cada vez mais realizada e utilizada para diagnósticos de poluição. Os sedimentos acumulam mais resíduos químicos que a água e são essenciais para o rastreamento e monitoramento de efluentes que podem causar desequilíbrios ambientais (SATTAROVA *et al.*, 2022). As altas concentrações de Mn e Al nos sedimentos aqui avaliados, principalmente em PG, possivelmente são reflexos do frequente lançamento de resíduos. Esses resíduos incluem ligas metálicas, resultantes de intensas movimentações industriais e portuárias na Baía de São Marcos. Já o Fe é um componente natural do solo da formação geológica do Estado do Maranhão, e o pH ácido das águas superficiais pode favorecer sua solubilização. O excesso de Fe nos corpos d'água pode ser decorrente da presença de fontes naturais de Fe e do aumento exponencial das atividades humanas que erodem o entorno dos corpos d'água (FREITAS *et al.*, 2022). Vale ressaltar, ainda, que este cenário pode prejudicar a saúde humana devido à frequente comercialização e consumo de peixes residentes.

Entende-se que altos índices de metais-traço são prejudiciais à biota. Embora alguns sejam classificados como essenciais aos ciclos biológicos, em quantidades elevadas, estes podem tornar-se prejudiciais às espécies residentes e, conseqüentemente, aos seres humanos (ASTANI; MORADI; MOSTAFAVI, 2023; DUYSAK *et al.*, 2023). Altos níveis de metais já foram relatados em outras regiões estuarinas sujeitas a contaminação química (MARKICH; JEFFREE, 2019; VAROL; USTAOĞLU; TOKATLI, 2022).

Em nosso estudo, identificamos metais-traço inclusive na região de proteção ambiental – IC. Estes eventos podem ser naturalmente atribuídos a processos geogênicos e de intemperismo, mas não se descarta a hipótese de contaminação secundária, inclusive via escoamento fluvial (por exemplo, do rio Mearim) (FREITAS *et al.*, 2022). Ressalta-se que, apesar de ser uma área protegida, IC é um importante canal de navegação para embarcações de pequeno e médio porte, o que pode contribuir para a contaminação por estes poluentes. É relevante enfatizar que as correntes marítimas também podem exercer certa influência nesse transporte de poluentes, o que deve ser investigado. Entretanto, de acordo com Luo *et al.* (2022), altos níveis de metais residuais estão mais frequentemente associados a constantes descargas de efluentes e atividades de estaleiros, como a detonação de cascos de navios, o que pode perturbar o equilíbrio de toda a fauna bentônica.

As maiores concentrações de HPAs nos sedimentos de PG são, provavelmente, atribuídas às diversas atividades antrópicas desenvolvidas na região. A detecção e quantificação de HPAs em sedimentos geralmente utiliza técnicas muito sensíveis, visto que estes compostos apresentam alta característica de volatilidade. Niu *et al.* (2021) investigaram níveis de HPAs em um estudo retrospectivo de triagem e acompanhamento de parâmetros ecotoxicológicos estuarinos. Os compostos com 5 ou 6 anéis estruturais ficaram acima do nível regulatório 1 em PG, representando a maior probabilidade de danos à biota residente (BRASIL, 2012). O perileno, em particular, está associado a diversas atividades antrópicas que envolvem derramamentos de petróleo e combustão de carvão e/ou petróleo (WANG *et al.*, 2021), sendo derivado de processos pirogênicos (ANYANWU; SIKOKI; SEMPLER, 2020).

Nossos achados estão de acordo com os de Pinheiro-Sousa *et al.* (2021) que detectaram HPAs em sedimentos de IC. Estes resultados indicam que os efeitos antropogênicos estão em expansão para a bacia do rio Mearim. Em PG, tais efeitos são atribuídos às atividades na região portuária de São Luís. Os HPAs têm o potencial de causar muitos danos às espécies residentes porque tendem a se bioacumular nos tecidos dos peixes.

A presença de metais-traço e HPAs nos sedimentos evidencia a exposição aguda e crônica a contaminantes ao longo dos anos. Tal exposição se traduz em alterações nos biomarcadores bioquímicos. Wu *et al.* (2019) confirmaram que as concentrações de HPAs nos estuários são geralmente mais elevadas nos períodos chuvosos em comparação aos de estiagem; essa correlação ocorre em função da maior dispersão de poluentes quando os índices pluviométricos aumentam, como observado no ano de 2022. Combustíveis fósseis, biomassa e combustão de petróleo também contribuem para esses processos.

Os HPAs de fontes pirogênicas também podem estar relacionados ao escoamento das chuvas no inverno. Ao investigar a contaminação de sedimentos por HPAs, Salgado *et al.* (2021) demonstraram que as atividades de SOD, CAT e GST, os níveis de GSH e os produtos de LPO na espécie estuarina *Gobioides broussonnetii* diferiram entre as estações chuvosa e seca, com diminuição dos principais mecanismos antioxidantes das células.

Metais-traço e HPAs podem impactar negativamente os principais sistemas orgânicos antioxidantes. Em nosso estudo, a atividade de CAT foi baixa, mas não houve aumentos significativos nos níveis de LPO; como resultado, a atividade do SOD aumentou. Resultados semelhantes foram relatados por Pinheiro-Sousa *et al.* (2021), sugerindo que esta primeira linha de defesa celular foi suficiente para prevenir danos. É importante destacar que os níveis de CAT e LPO estiveram bem correlacionados em 2021 e 2022: foram detectados maiores danos lipídicos juntamente com atividades reduzidas de CAT. De acordo com El-Houseiny *et al.* (2023), os níveis de LPO estão inversamente relacionados à atividade de CAT. A diminuição na atividade do CAT pode levar ao aumento do dano lipídico, que é a barreira inicial de defesa para prevenir o estresse oxidativo.

No entanto, o aumento de GST em peixes de PG sugere que esta enzima de biotransformação responde fortemente ao aumento do impacto ambiental. Mudanças nos parâmetros antioxidantes também foram observadas em espécies expostas a metais provenientes de rejeitos de minas (BEVITÓRIO *et al.*, 2022), com aumento dos produtos de LPO e atividade de SOD, especificamente durante a estação chuvosa (VIEIRA *et al.*, 2022), o que está em conformidade com os resultados sazonais aqui obtidos.

A PCA é um método útil que identifica e integra padrões de resposta de múltiplos biomarcadores (CUCCARO *et al.*, 2023). A análise dos dados de 2021 mostrou que as amostras de IC estiveram significativamente relacionadas a CAT, GST e LPO, enquanto as de PG estiveram associadas a CAT e LPO. Segundo Aguilar *et al.* (2022), o aumento de LPO em bagres de regiões portuárias indica exposição a xenobióticos que formam radicais livres; o

sistema de defesa antioxidante também pode ser deficiente, causando danos às membranas celulares e outros constituintes celulares.

Para os dados de 2022, a PCA indicou que as alterações em peixes de PG estão associadas à estação chuvosa. O fenômeno pode ser explicado pelas mudanças climáticas e pela influência do La Niña (Pinheiro *et al.*, 2021), que aumenta as chuvas na região. Aqui, a análise multivariada confirmou a forte correlação entre biomarcadores bioquímicos. Estas análises são cruciais para identificar padrões de respostas múltiplas no bagre *S. herzbergii*.

Os dados biométricos obtidos para *S. herzbergii* estão de acordo com os relatados em estudos anteriores realizados no estuário da Baía de São Marcos (Castro *et al.*, 2019; Pinheiro-Sousa *et al.*, 2021). Os índices de CT, IHS e IGS foram menores em peixes de PG quando comparados aos de IC. Menores valores de IHS e IGS observados em peixes da área afetada podem estar relacionados à exposição crônica dos animais a contaminantes industriais/portuários, associados às concentrações de hormônios esteroides reprodutivos e à intoxicação hepática, dada a subletalidade dos efluentes. Estudos indicam que medidas biométricas são influenciadas pela baixa concentração de oxigênio (HASAN MREDUL *et al.*, 2021) e exposição e/ou bioacumulação de metais residuais (AISSIOUI *et al.*, 2021) e HPAs (ARIENZO *et al.*, 2023). Nestas condições, as reservas metabólicas dos peixes são realocadas para mecanismos de desintoxicação, esgotando as originalmente destinadas ao crescimento e desenvolvimento (YAMAMOTO *et al.*, 2023).

No contexto microbiológico, a contaminação por coliformes totais e termotolerantes em *S. herzbergii* e na água pode ser atribuída diretamente às atividades antrópicas realizadas na Baía de São Marcos. Alterações na microbiota dos peixes residentes e na qualidade da água estão certamente correlacionadas com a frequência de lançamento de efluentes (YU; SHEN; DU, 2021), e maiores quantificações de carga microbiana durante o período de estiagem podem ser correlacionadas à não dispersão desses patógenos para longe do estuário, fenômeno que se torna mais acentuado quando os índices pluviométricos são mais elevados. É evidente que as intensas movimentações industriais e portuárias, além do aumento acentuado de atividades domésticas, comerciais e agropecuárias podem ocasionar impactos consideráveis para a saúde pública, uma vez que afetam diretamente a biota residente, o que inclui espécies de consumo (ANDRÉE *et al.*, 2021; CHOUGONG *et al.*, 2022).

Chinnadurai *et al.* (2020) descrevem que em regiões com elevado fluxo portuário, como PG, a detecção de coliformes totais e termotolerantes em níveis acima dos limites permitidos pela legislação são excelentes métodos que confirmam hipóteses de contaminação fecal. A

investigação direta destes microrganismos tem sido frequentemente observada como eficaz e fidedigna, podendo ainda ser associada a outros marcadores microbiológicos (FRENA *et al.*, 2019). Os dados microbiológicos aqui obtidos estão em conformidade com o estudo realizado por Albuquerque *et al.* (2018) em um estuário urbano, que demonstrou contagem de coliformes termotolerantes que variaram entre $0,4 \times 10^3$ e $1,1 \times 10^{12}$ NMP/100 mL.

Por outro lado, a contaminação microbiológica em IC, ainda que menos acentuada por ser uma zona de referência de proteção ambiental estadual, ainda apresenta níveis de coliformes detectados muito acima das recomendações estabelecidas pelas agências reguladoras ambientais (BRASIL, 2000; BRASIL, 2019). Muito provavelmente, a contaminação parece estar associada à grande influência da bacia do rio Mearim no que se refere ao transporte de poluentes (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2021; FREITAS *et al.*, 2022). Nossos resultados trazem similaridades com a quantificação de coliformes termotolerantes descrita por Pereira *et al.* (2021), onde todas as amostras coletadas em um estuário amazônico pertencente a uma área protegida, apresentaram contagem elevada para *E. coli*.

A detecção e quantificação de coliformes termotolerantes em IC e PG são dados extremamente relevantes, visto que este grupo de patógenos é um dos principais bioindicadores de contaminação ambiental (SAINGAM; LI; YAN, 2020). Os compostos tóxicos gerados pela degradação bacteriana podem causar danos aos tecidos dos peixes e à saúde dos indivíduos que os consomem (CHUESIANG; SANGUANDEEKUL; SIRIPATRAWAN, 2020).

Assim, a identificação de linhagens de *K. pneumoniae* em *S. herzbergii* é preocupante, pois esse patógeno está associado a eventos de mortalidade em massa em peixes estuarinos (VANECCI-SILVA *et al.*, 2022). *K. pneumoniae* coloniza o sistema gastrointestinal e é relatada como causadora de danos hepáticos em bagres e outros organismos marinhos, como necrose, manchas escuras e degradação de gorduras (AFZAN *et al.*, 2021).

Já García-García *et al.* (2021) ressaltam que a presença de *E. coli* está frequentemente relacionada a locais que sofrem com processos de insalubridade, como o transbordamento de esgotos. A presença de *E. coli* está associada, ainda, ao surgimento de focos de inflamação associados a intenso edema e rubor em peixes (MARUKA; SISWOHUTOMO; RAHMATU, 2017), sendo isoladas frequentemente em amostras de tecido hepático (ADANECH; TEMESGEN, 2018; HAMIDAH; RIANINGSIH; ROMADHON, 2019), o que pode correlacionar a presença deste patógeno ao surgimento ou agravamento de lesões histológicas nos animais.

Embora *E. coli* não seja uma espécie pertencente à microbiota natural da maioria dos peixes e possa ser nociva (GUZMÁN *et al.*, 2004), é provável que a contaminação do estuário tenha desencadeado o processo de colonização. No contexto ecológico, é essencial que estes processos sejam investigados para se estabelecer a relação entre as espécies como comensalismo ou parasitismo. Syvokienė e Mickėnienė (1999) descreveram que peixes provenientes de águas poluídas apresentam microbiota intestinal alterada, visto que resíduos orgânicos favorecem alterações do microbioma dos peixes residentes (DUARTE *et al.*, 2014; SUZZI *et al.*, 2022).

Embora nenhum estudo tenha abordado especificamente os aspectos microbiológicos de *S. herzbergii* na Baía de São Marcos, ensaios da qualidade da água utilizando a espécie de ostras *Crassostrea rhizophorae* confirmam a contaminação por coliformes totais e termotolerantes nesta região (RIBEIRO *et al.*, 2020).

A presença de coliformes totais na pele, músculos e intestinos de *S. herzbergii* confirma, também, que o processo de contaminação ocorre tanto por contato direto como por bioacumulação, podendo levar a lesões gastrointestinais nos peixes e até mesmo à redução alimentar destes, seguida de morte por inanição, além de afetar a qualidade do pescado para consumo humano (POSSATTO *et al.*, 2011).

A correlação de indução de perfil resistente a múltiplas drogas (MDR) em *E. coli* e *K. pneumoniae* por contaminantes já tem sido amplamente observada em alguns estudos. A análise molecular feita por Tsunoda *et al.* (2021) mostra que de 130 linhagens de coliformes isoladas de água, 89 foram resistentes à cefazolina, cefotaxima e tetraciclina, por mecanismo de transferência plasmidial de genes. Sivaravam *et al.* (2020) descrevem isolados ESBL+ (beta-lactamases de espectro estendido) em peixes na Índia, com *E. coli* resistente a 12 antibióticos e *K. pneumoniae* a 11, como às cefalosporinas cefotaxima, ceftazidima e cefepima. Ho *et al.* (2021) também relataram uma ampla distribuição de materiais genéticos característicos de *E. coli* e *K. pneumoniae* ESBL+ e MDRs em águas residuais contaminadas por múltiplos efluentes.

Além disso, a contaminação por resíduos orgânicos provenientes de esgotos também pode induzir resistência a outras classes de antimicrobianos, como os β -lactâmicos, através da produção de β -lactamases, como CTM-X (CERDEIRA *et al.*, 2020; CARDOSO *et al.*, 2022). Martak *et al.* (2022), ao avaliarem rios poluídos, constataram linhagens de *E. coli* e *K. pneumoniae* produtoras de β -lactamases de espectro estendido – ESBL, que as conferem um

perfil MDR, o que ressalta a importância de análises moleculares posteriores na Baía de São Marcos.

Os resultados histopatológicos aqui obtidos estão em conformidade com uma série de estudos realizados na Baía de São Marcos por Castro *et al.* (2019), Pinheiro-Sousa *et al.* (2021) e da Silva Montes *et al.* (2023), onde as alterações foram mais significativas durante o período de estiagem, muito provavelmente porque a diminuição dos índices pluviométricos reduz a diluição dos contaminantes, potencializando o seu acúmulo no estuário. *S. herzbergii* provenientes de áreas com influência antrópica apresentaram múltiplas alterações nos tecidos branquial e hepático, como necrose, fibrose, infiltrados leucocitários, esteatose, hemorragias e centros melanomacrofágicos.

Mais recentemente, um estudo realizado por Torres *et al.* (2023) incluindo também a região PG relatou achados semelhantes aos aqui obtidos, com alta taxa de lesões hepáticas e branquiais em *S. herzbergii*, incluindo estreitamento lamelar, deslocamento epitelial, degeneração tecidual, hiperplasia e necrose. Estas respostas refletem níveis diferentes de estresse em *S. herzbergii*, onde as brânquias, órgão de exposição diretamente em contato com a água, e o fígado por ser uma região metabólica essencial, demonstram ser os órgãos mais afetados, com maior ocorrência de danos (SOARES *et al.*, 2020).

Afzan *et al.* (2021) identificaram alterações histológicas similares em bagres capturados em uma região contaminada por patógenos Gram-negativos. Em correlação, Meidiza *et al.* (2017) e Abdelhamed *et al.* (2017) descrevem, especificamente, que a infiltração de células inflamatórias nos tecidos é um mecanismo direto de resposta a estímulos gerados por agentes microbianos nocivos e é caracterizado pelo deslocamento de leucócitos através dos vasos sanguíneos. Para Hastari *et al.* (2014), o surgimento de focos de necrose certamente está relacionado a infecção por microrganismos patogênicos e pode resultar em disfunções permanentes da área afetada; adicionalmente, Mangunwardoyo *et al.* (2016) descrevem que a hemorragia pode ser causada pela secreção da toxina hemolisina pelos patógenos.

Diversos aspectos histopatológicos em peixes provenientes de regiões contaminadas têm sido frequentemente relatados. Em bagres *Genidens genidens*, lesões hepáticas encontradas incluem focos de alteração celular, hepatose megalocítica, vacuolização hidrópica, melanomacrófagos livres totais e centros de melanomacrófagos totais em células epiteliais (FREIRE *et al.*, 2020). Disfunções ícticas associadas a poluentes como atrofia e fusão de lamelas secundárias com perda da aparência regular, degeneração granular e necrose de hepatócitos foram observadas em estudos utilizando as carpas *Cyprinus carpio* e *Labeo rohita*

oriundas de rios próximos a regiões portuárias (KUMAR; KRISHNANI; SINGH, 2019; YASSER; NASER, 2011), bem como alterações progressivas de hipertrofia e hiperplasia de células epiteliais constatadas em brânquias de *Bryconamericus iheringii* (DALZUCHIO *et al.*, 2018), *Percilia irwini* e *Trichomycterus areolatus* (QUIROZ-JARA *et al.*, 2021).

O surgimento de lesões com áreas de dilatação e congestão de capilares sinusoidais, hiperemia e hepatócitos com vacuolização citoplasmática podem ser características de contaminação química crônica da água (LOUIZ *et al.*, 2018; SAVASSI *et al.*, 2020; WEBER *et al.*, 2020; SHAH; PARVEEN, 2022), como resíduos de metais-traço previamente identificados na Baía de São Marcos (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2017; RIBEIRO *et al.*, 2020; DE JESUS *et al.*, 2021). Entretanto, estas alterações histológicas também parecem ter correlação direta com outras fontes de contaminação, como efluentes de esgoto doméstico e industrial (CARVALHO-NETA; TORRES; ABREU-SILVA, 2012). Dong *et al.* (2018) ressaltam que as alterações histológicas observadas podem ser causadas e/ou potencializadas pela contaminação por patógenos Gram-negativos, o que também pode comprometer a saúde humana.

Pinheiro-Sousa *et al.* (2021), ao investigarem a histologia de *S. herzbergii*, mostraram que os efeitos cumulativos no fígado associados a danos agudos e/ou crônicos são devidos a fontes difusas de contaminação e mistura de poluentes na Baía de São Marcos. Estes achados reforçam a hipótese que os parâmetros microbiológicos podem exercer influência significativa nas lesões aqui encontradas para *S. herzbergii*. Esta correlação também é enfatizada por Bianchi *et al.* (2019) ao descreverem lesões de hipertrofia e hiperplasia de células epiteliais, levantamento epitelial, aneurisma, edema e necrose em peixes expostos a águas contaminadas por diversos contaminantes químicos e microbiológicos, incluindo coliformes termotolerantes. A presença de bactérias patogênicas na água e seu acúmulo nos músculos podem potencializar danos teciduais (DAWOOD *et al.*, 2023), prejudicando a qualidade do pescado e trazendo riscos à saúde humana.

A PCA é uma ferramenta multivariada para projetar dados em um hiperespaço reduzido, definido por componentes principais ortogonais, que são combinações lineares das variáveis originais. Assim, a dimensão dos dados pode ser reduzida, o ruído pode ser excluído da análise posterior e, portanto, a interpretação dos dados é extremamente facilitada (BALLABIO, 2015). Dados semelhantes foram analisados em PCA por Castro *et al.* (2019), que também encontraram uma estreita relação entre variáveis abióticas e uma alta concentração de metais-traço especificamente na região PG. Pinheiro-Sousa *et al.* (2021), em seus estudos de

biomonitoramento da Baía de São Marcos, demonstraram através de análise multivariada uma forte relação entre variáveis biológicas ao longo dos anos; as alterações a nível histológico foram influenciadas pelo ano de amostragem e pelas condições climáticas e hidrológicas da região. Desta forma, estes achados indicam que a presença de metais-traço nas águas de PG pode estar relacionada a um aumento de metais-traços no fígado e brânquias de *S. herzbergii*.

6 CONCLUSÃO

A avaliação do nível de contaminação de sedimentos e biomarcadores associados a *S. herzbergii* forneceu uma visão abrangente da qualidade ambiental de IC e PG. O aumento das concentrações de metais-traço e HPAs nos estuários, que resultam no aumento da expressão de enzimas de estresse oxidativo em *S. herzbergii* residentes, reforça a importância do monitoramento contínuo das atividades portuárias e seus efeitos nos peixes residentes.

Além disso, a acentuada contaminação da Baía de São Marcos por coliformes totais e termotolerantes resistentes é reflexo do contínuo lançamento de efluentes industriais e domésticos no litoral do estado do Maranhão. Os dados microbiológicos são inéditos para *S. herzbergii* e indicam que estes xenobióticos podem prejudicar a fisiologia e a qualidade dos pescados para consumo humano.

A correlação de dados aqui apresentada pode ser usada para apoiar estratégias de biomonitoramento mais eficazes por parte dos órgãos responsáveis, a fim de manter os fluxos comerciais e, ao mesmo tempo, preservar a biodiversidade estuarina da Amazônia, minimizando assim os danos a esses ecossistemas e, conseqüentemente, à saúde humana.

REFERÊNCIAS

ABDELHAMED, H. *et al.* Characterization of Histopathological and Ultrastructural Changes in Channel Catfish Experimentally Infected with Virulent *Aeromonas hydrophila*. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, 15 ago. 2017.

ABDEL-TAWWAB, M. *et al.* Fish response to hypoxia stress: growth, physiological, and immunological biomarkers. **Fish physiology and biochemistry**, v. 45, n. 3, p. 997–1013, jun. 2019.

ABUBAKAR, Y. *et al.* Pesticides, History, and Classification. Em: **Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control**. [s.l.] Elsevier, 2020. p. 29–42.

ADANECH, B. H.; TEMESGEN, K. G. Isolation and identification of *Escherichia coli* and *Edwardsiella tarda* from fish harvested for human consumption from Zeway Lake, Ethiopia. **African Journal of Microbiology Research**, v. 12, n. 20, p. 476–480, 28 maio 2018.

AEBI, H. Catalase in vitro. **Methods in enzymology**, v. 105, p. 121–6, 1984.

AFZAN, H. *et al.* The identification of gram-negative bacteria and their effects on liver histopathology of Amazon Sailfin Catfish (*Pterygoplichthys pardalis*) in Lapompakka and Sidenreng Lakes, Wajo. **Jurnal Riset Veteriner Indonesia (Journal of The Indonesian Veterinary Research)**, v. 5, n. 2, 31 dez. 2021.

AGENSI, A. *et al.* Contamination Potentials of Household Water Handling and Storage Practices in Kirundo Subcounty, Kisoro District, Uganda. **Journal of environmental and public health**, v. 2019, p. 7932193, 2019.

AHVO, A. *et al.* The use of Atlantic hagfish (*Myxine glutinosa*) as a bioindicator species for studies on effects of dumped chemical warfare agents in the Skagerrak. 2. Biochemical biomarkers. **Marine Environmental Research**, v. 162, p. 105097, dez. 2020.

AISSIOUI, S. *et al.* Concentrations of lead, cadmium, and mercury in *Mullus barbatus barbatus* (L.) from the Algerian coast and health risks associated to its consumption. **Regional Studies in Marine Science**, v. 47, p. 101959, set. 2021.

AL QOH, S. *et al.* Spatial and temporal variation of physico-chemical parameters of water and its impact on algal distribution in the Oualidia lagoon (Atlantic coast of Morocco). **Regional Studies in Marine Science**, v. 52, p. 102326, maio 2022.

ALBUQUERQUE DE ASSIS COSTA, L.; MANO PESSOA, D. M.; DA SILVA CARREIRA, R. Chemical and biological indicators of sewage river input to an urban tropical estuary (Guanabara Bay, Brazil). **Ecological Indicators**, v. 90, p. 513–518, jul. 2018.

AL-HUSAINI, M. *et al.* Age, growth, and reproductive parameters of four species of sea catfish (Siluriformes: Ariidae) from Kuwaiti waters. **Regional Studies in Marine Science**, v. 46, p. 101885, jul. 2021.

ALMEIDA, S. F. *et al.* DNA damage in an estuarine fish inhabiting the vicinity of a major Brazilian port. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 2, 2021.

AMEUR, W. BEN *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in mullet (*Chelon auratus*) from two lagoons of great ecological and economic importance in Tunisia: Levels, sources and human health risk implications. **Journal of Sea Research**, v. 192, p. 102325, abr. 2023.

ANDRÉE, D. C. *et al.* From field to plate: Agricultural pesticide presence in the guayas estuary (Ecuador) and commercial mangrove crabs. **Environmental Pollution**, v. 289, p. 117955, nov. 2021.

ANTAQ. **Informações gerais sobre o Estudo de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental - EVTEA de instalação portuária destinada à movimentação, armazenagem e distribuição de graneis líquidos combustíveis no Porto do Itaqui na cidade de São Luis-M.** Disponível em:

<http://web.antaq.gov.br/Sistemas/WebServiceLeilao/DocumentoUpload/Audiencia65/IQI03___Secao_A___Apresentacao_rev03.pdf>.

ANYANWU, I. N.; SIKOKI, F. D.; SEMPLÉ, K. T. Risk assessment of PAHs and N-PAH analogues in sediment cores from the Niger Delta. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111684, dez. 2020.

ARAÚJO, F. G. *et al.* Biomarkers and bioindicators of the environmental condition using a fish species (*Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803) in a tropical reservoir in Southeastern Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 78, n. 2, p. 351–359, maio 2018.

ARIENZO, M. *et al.* Comparative study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in salt gland and liver of loggerhead turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, Cheloniidae) stranded along the Mediterranean coast, Southern Italy. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 263, p. 115355, set. 2023.

ARJMAND, F. *et al.* Organo-tin antitumor compounds: Their present status in drug development and future perspectives. **Inorganica Chimica Acta**, v. 423, p. 26–37, nov. 2014.

ASTANI, M.; MORADI, A. M.; MOSTAFAVI, P. G. Using biomarkers to assess the toxicity of environmental concentrations of heavy metals to the marine gastropod *Thais mutabilis*. **Regional Studies in Marine Science**, v. 59, p. 102803, abr. 2023.

BAE, S.-J. *et al.* Demand Analysis of Services and Infrastructure for Rural Welfare and Culture by Importance-Performance Analysis(IPA). **The Journal of Korean Society of Rural Planning**, v. 25, n. 01, p. 113–125, 28 fev. 2019.

BALLABIO, D. A MATLAB toolbox for Principal Component Analysis and unsupervised exploration of data structure. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 149, p. 1–9, dez. 2015.

BARBARIN, M. *et al.* First quantitative biomonitoring study of two ports (marina, commerce) in French littoral area: Evaluation of metals released into the marine environment and resulting from galvanic anodes. **Science of The Total Environment**, v. 857, p. 159244, jan. 2023.

BASTOS I, W. *et al.* **Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil.** [s.l: s.n.].

BERNET, D. *et al.* Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**, v. 22, n. 1, p. 25–34, jan. 1999.

BEVITÓRIO, L. Z. *et al.* Impacts of tailings of Fundão dam (Brazil) rupture on marine fish: Metals bioaccumulation and physiological responses. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, p. 113511, abr. 2022.

BHARTI, S.; RASOOL, F. Analysis of the biochemical and histopathological impact of a mild dose of commercial malathion on *Channa punctatus* (Bloch) fish. **Toxicology Reports**, v. 8, p. 443–455, 2021.

BIANCHI, E. *et al.* Water quality monitoring of the Sinos River Basin, Southern Brazil, using physicochemical and microbiological analysis and biomarkers in laboratory-exposed fish. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 3, p. 328–338, jul. 2019.

BLANCHARD, A. L.; SHAW, D. G. Multivariate analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of Port Valdez, Alaska, 1989–2019. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, p. 112906, out. 2021.

BLANK DO AMARAL, A. M. *et al.* Seasonal factors driving biochemical biomarkers in two fish species from a subtropical reservoir in southern Brazil: An integrated approach. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115168, nov. 2020.

BOLUDA-BOTELLA, N.; SAQUETE, M. D.; SANZ-LÁZARO, C. *Holothuria tubulosa* as a bioindicator to analyse metal pollution on the coast of Alicante (Spain). **Journal of Sea Research**, v. 192, p. 102364, abr. 2023.

BONANNO, G.; VENEZIANO, V.; PICCIONE, V. The alga *Ulva lactuca* (Ulvaceae, Chlorophyta) as a bioindicator of trace element contamination along the coast of Sicily, Italy. **Science of The Total Environment**, v. 699, p. 134329, jan. 2020.

BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical biochemistry**, v. 72, p. 248–54, 7 maio 1976.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**, v. 18, n. 1, p. 70–71, 2000.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 454, de 1º de novembro de 2012. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**, 2012.

BRASIL. Instrução Normativa nº 60, de 23 de dezembro de 2019. **Ministério da Saúde/Agência Nacional de Vigilância Sanitária/Diretoria Colegiada**, 2019.

BRASIL. **Setor portuário movimentou 581 milhões de toneladas no primeiro semestre de 2022. Ministério da Infraestrutura, 2022.** Disponível em: <<https://www.gov.br/antag/pt-br/noticias/2022/setor-portuario-movimentou-581-milhoes-de-toneladas-no-primeiro-semester>>.

BROWN-PETERSON, N. J. *et al.* A Standardized Terminology for Describing Reproductive Development in Fishes. **Marine and Coastal Fisheries**, v. 3, n. 1, p. 52–70, jan. 2011.

CARDOSO, B. *et al.* Genomic analysis of a Kpi (pilus system)-positive and CTX-M-15-producing *Klebsiella pneumoniae* belonging to the high-risk clone ST15 isolated from an impacted river in Brazil. **Genomics**, v. 114, n. 1, p. 378–383, jan. 2022.

CARNEIRO, L. *et al.* Distribuição de elementos-traço em tecidos de *Goniopsis cruentata* (Latreille, 1803) capturados nos manguezais do sul da Bahia - Brasil e avaliação do potencial de risco no consumo. **Química Nova**, v. 2018, 2018.

CARVALHO NETA, R. N. F. *et al.* A simple mathematical model based on biomarkers in stress-resistant catfish species, *Sciades herzbergii* (Pisces, Ariidae), in São Marcos Bay, Brazil. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 174, n. 7, p. 2380–91, dez. 2014a.

CARVALHO NETA, R. N. F. *et al.* A histopathological and biometric comparison between catfish (Pisces, Ariidae) from a harbor and a protected area, Brazil. **Aquatic Biosystems**, v. 10, n. 1, p. 12, 14 dez. 2014b.

CARVALHO-NETA, R. N. F.; TORRES, A. R.; ABREU-SILVA, A. L. Biomarkers in catfish *Sciades herzbergii* (Teleostei: Ariidae) from polluted and non-polluted areas (São Marcos' Bay, Northeastern Brazil). **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 166, n. 5, p. 1314–1327, mar. 2012.

CASTRO, J. DA S. *et al.* Histological Changes in the Kidney of *Sciades herzbergii* (Siluriformes, Ariidae) for Environmental Monitoring of a Neotropical Estuarine Area (São Marcos Bay, Northeastern Brazil). **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 103, n. 2, p. 246–254, ago. 2019.

CERDEIRA, L. *et al.* Genomic insights of *Klebsiella pneumoniae* isolated from a native Amazonian fish reveal wide resistome against heavy metals, disinfectants, and clinically relevant antibiotics. **Genomics**, v. 112, n. 6, p. 5143–5146, nov. 2020.

CERECERES ARAGÓN, A. *et al.* Ingestión de compuestos fenólicos en población adulta mayor. **Nutrición Hospitalaria**, 2018.

CHEN, C.-F. *et al.* Potential sources and toxicity risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of commercial ports in Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 181, p. 113924, ago. 2022.

CHINNADURAI, S. *et al.* Microbiological quality of shellfish harvesting areas in the Ashtamudi and Vembanad estuaries (India): Environmental influences and compliance with international standards. **Marine Pollution Bulletin**, v. 156, p. 111255, jul. 2020.

CHOUGONG, D. T. *et al.* Distribution of trace metals and radionuclides contamination in two sections of sediments cores from the Nyong estuary, Cameroon, southern Atlantic coast. **Regional Studies in Marine Science**, p. 102675, set. 2022.

CHUESIANG, P.; SANGUANDEEKUL, R.; SIRIPATRAWAN, U. Phase inversion temperature-fabricated cinnamon oil nanoemulsion as a natural preservative for prolonging shelf-life of chilled *Asian seabass* (*Lates calcarifer*) fillets. **LWT**, v. 125, p. 109122, maio 2020.

COSTALAGO, D. *et al.* Seasonal and spatial dynamics of the planktonic trophic biomarkers in the Strait of Georgia (northeast Pacific) and implications for fish. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 8517, 2020.

CROUCH, R. K. *et al.* The Inhibition of Islet Superoxide Dismutase by Diabetogenic Drugs. **Diabetes**, v. 30, n. 3, p. 235–241, 1 mar. 1981.

CUCCARO, A. *et al.* Multi-biomarker approach for the (eco)toxicity of UV-filter environmental pollution on the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* in a multiple

stressor context. The case of 4-MBC under salinity shifts. **Environmental Pollution**, v. 336, p. 122490, nov. 2023.

CUNHA, K. DE N. *et al.* Parasitic monogenoideans of *Sciades herzbergii* as bioindicators of environmental quality in amazonian estuarines ecosystems. **Revista brasileira de parasitologia veterinaria = Brazilian journal of veterinary parasitology : Orgao Oficial do Colegio Brasileiro de Parasitologia Veterinaria**, v. 30, n. 1, p. e024220, 2021.

CUTRONEO, L. *et al.* Environmental complexity of a port: Evidence from circulation of the water masses, and composition and contamination of bottom sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 184–194, jun. 2017.

DA SILVA MONTES, C. *et al.* Investigating spatial-temporal contamination for two environments of the Amazon estuary: A multivariate approach. **Marine Environmental Research**, v. 185, p. 105883, mar. 2023.

DA SILVA MOURÃO, J.; BARBOSA FILHO, M. L. V. Ethnotaxomy as a Methodological Tool for Studies of the Ichthyofauna and Its Conservation Implications. Em: **Ethnozoology**. [s.l.] Elsevier, 2018. p. 71–94.

DALLARÉS, S. *et al.* Parasites of the deep-sea fish *Mora moro* (Risso, 1810) from the NW Mediterranean Sea and relationship with fish diet and enzymatic biomarkers. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 92, p. 115–126, out. 2014.

DALZIOCHIO, T. *et al.* In situ monitoring of the Sinos River, southern Brazil: water quality parameters, biomarkers, and metal bioaccumulation in fish. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 10, p. 9485–9500, 20 abr. 2018.

DAUD, M. K. *et al.* Drinking Water Quality Status and Contamination in Pakistan. **BioMed research international**, v. 2017, p. 7908183, 2017.

DAWOOD, A.-F. B. *et al.* Biophysical, histological, and bioaccumulation properties of Tilapia muscle affected by water pollution with heavy elements and microbes at the El-Rahawy drain in Egypt. **Heliyon**, v. 9, n. 3, p. e14489, mar. 2023.

DE JESUS, W. B. *et al.* Biomarkers and occurrences of heavy metals in sediment and the bioaccumulation of metals in crabs (*Ucides cordatus*) in impacted mangroves on the Amazon coast, Brazil. **Chemosphere**, v. 271, p. 129444, maio 2021.

DE LEMOS SCOFIELD, A. *et al.* Metodologias analíticas para determinação de parâmetros químicos em amostras de água e sedimento (incluindo granulometria), **Quimica Ambiental**. [s.l.] Elsevier, 2017. p. 33–64.

DE LUCA REBELLO WAGENER, A. *et al.* Avaliação de contaminantes orgânicos em águas subsuperficiais da Bacia de Campos. In: Falcão, **Química Ambiental**. [s.l.] Elsevier, 2017. p. 157–178.

DE OLIVEIRA, S. R. S. *et al.* Enzymatic and Histological Biomarkers in *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda) in an Industrial Port on the North Coast of Brazil. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 102, n. 6, p. 802–810, jun. 2019.

DI BENEDITTO, A. P. M. *et al.* Trace elements in commercial shrimps caught near port activities in SW Atlantic Ocean and human health risk assessment on consumption. **Regional Studies in Marine Science**, v. 39, p. 101449, set. 2020.

DIESBOURG, E. *et al.* State of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contamination in the Saint John Harbour, New Brunswick, Canada. **Marine Pollution Bulletin**, v. 189, p. 114760, abr. 2023.

DONG, H. T. *et al.* Histopathology and culturable bacteria associated with “big belly” and “skin nodule” syndromes in ornamental Siamese fighting fish, *Betta splendens*. **Microbial Pathogenesis**, v. 122, p. 46–52, set. 2018.

DUAN, X. *et al.* Historical records and the sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the East China Sea. **China Geology**, v. 1, n. 4, p. 505–511, 2018.

DUARTE, S. *et al.* Gram-negative intestinal indigenous microbiota from two Siluriform fishes in a tropical reservoir. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 45, n. 4, p. 1283–1292, dez. 2014.

DUYSAK, Ö. *et al.* Metal toxicity risk of commercial cephalopod species and public health concerns. **Regional Studies in Marine Science**, v. 66, p. 103141, dez. 2023.

EL IDRISSEI, O. *et al.* Assessment of trace element contamination and effects on *Paracentrotus lividus* using several approaches: Pollution indices, accumulation factors and biochemical tools. **Science of The Total Environment**, v. 869, p. 161686, abr. 2023.

EL ZOKM, G. M.; EL-SAID, G. F.; EL ASHMAWY, A. A. A comparative study, distribution, predicted no-effect concentration (PNEC) and contamination assessment of phenol with heavy metal contents in two coastal areas on the Egyptian Mediterranean Sea coast. **Marine Environmental Research**, v. 179, p. 105687, jul. 2022.

EL-HOUSEINY, W. *et al.* Growth Retardation, Oxidative Stress, Immunosuppression, and Inflammatory Disturbances Induced by Herbicide Exposure of Catfish, *Clarias gariepinus*, and the Alleviation Effect of Dietary Wormwood, *Artemisia cina*. **Fishes**, v. 8, n. 6, p. 297, 1 jun. 2023.

EMAP. **Porto do Itaqui, Movimentação de Carga.** Disponível em: <<https://www.portodoitaqui.com/porto-do-itaqui/operacoes-portuarias/movimentacao-de-carga>>.

EMAP. **Porto do Itaqui, Geração de Riqueza para o MA.** Disponível em: <<https://www.portodoitaqui.com/imprensa/noticia/porto-do-itaqui-geracao-de-riqueza-para-o-ma>>.

EMBRAPA. **Aspectos Gerais do Porto do Itaqui.** Disponível em: <https://www.embrapa.br/macrologistica/exportacao/porto_sao_luis>.

EUA. Standard methods for the examination water and food, 2003. **American Public Health Association**, 2003.

EUA. SW-846 Test Method 3550C: Ultrasonic Extraction. **U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)**, 2007.

EUA. SW-846 Test Method 8270D: Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry. **U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)**, 2014.

FANG, C. *et al.* Comparison of microplastic contamination in fish and bivalves from two major cities in Fujian province, China and the implications for human health. **Aquaculture**, v. 512, p. 734322, out. 2019.

FERREIRA, C. P. *et al.* Integrated biomarker responses in oysters *Crassostrea gasar* as an approach for assessing aquatic pollution of a Brazilian estuary. **Marine Environmental Research**, v. 165, p. 105252, mar. 2021.

FIORESI DE SOUSA, E. *et al.* Tariff policies and economic management: A position of the Brazilian ports. **Case Studies on Transport Policy**, v. 9, n. 1, p. 374–382, mar. 2021.

FOGEL, D. *et al.* Ectoparasitic copepod infestation on a wild population of Neotropical catfish *Sciades herzbergii* Bloch, 1794: Histological evidences of lesions on host. **International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife**, v. 6, n. 3, p. 344–348, dez. 2017.

FORTES CARVALHO NETA, R. N. *et al.* Changes in Glutathione S-Transferase Activity and Parental Care Patterns in a Catfish (Pisces, Ariidae) as a Biomarker of Anthropogenic Impact in a Brazilian Harbor. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 72, n. 1, p. 132–141, jan. 2017.

FREIRE, M. M. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in bays of the Rio de Janeiro state coast, SE - Brazil: Effects on catfishes. **Environmental Research**, v. 181, p. 108959, fev. 2020.

FREITAS, L. C. *et al.* Histological biomarkers and biometric data on trahira *Hoplias malabaricus* (Pisces, Characiformes, Erythrinidae): a bioindicator species in the Mearim river, Brazilian Amazon. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 82, p. e263047, 2022.

FREITAS, M. B.; RODRIGUES, S. C. A. As consequências do processo de desterritorialização da pesca artesanal na Baía de Sepetiba (RJ, Brasil): um olhar sobre as questões de saúde do trabalhador e o ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 10, p. 4001–4009, out. 2014.

FRENA, M. *et al.* Sterol biomarkers and fecal coliforms in a tropical estuary: Seasonal distribution and sources. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 111–116, fev. 2019.

FU, D. *et al.* Using a multi-biomarker approach to assess the effects of pollution on sand flathead (*Platycephalus bassensis*) from Port Phillip Bay, Victoria, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 211–219, jun. 2017.

FURLAN, J. P. R. *et al.* Occurrence and genetic characteristics of multidrug-resistant *Escherichia coli* isolates co-harboring antimicrobial resistance genes and metal tolerance genes in aquatic ecosystems. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 244, p. 114003, jul. 2022.

GALLEGO-RÍOS, S. E.; PEÑUELA, G. A.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, E. Updating the use of biochemical biomarkers in fish for the evaluation of alterations produced by pharmaceutical products. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 88, p. 103756, nov. 2021.

GAO, S. *et al.* Waterborne copper exposure decreases fish growth and survival by promoting gills and liver impairments in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 56, p. 119204–119216, 3 nov. 2023.

GARCÍA, J.; PEMÁN, J. Diagnóstico microbiológico de las micosis invasoras. **Revista Iberoamericana de Micología**, v. 35, n. 4, p. 179–185, out. 2018.

GARCÍA-GARCÍA, L. M. *et al.* Scenarios of intermittent *E. coli* contamination from sewer overflows to shellfish growing waters: The Dart Estuary case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112332, jun. 2021.

GARCIA-GARIN, O. *et al.* Boops boops as a bioindicator of microplastic pollution along the Spanish Catalan coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 110648, dez. 2019.

GARCÍA-RÍO, F. *et al.* Biomarcadores biológicos en las enfermedades respiratorias. **Archivos de Bronconeumología**, v. 58, n. 4, p. 323–333, abr. 2022.

GODOI, A. F. L.; FAVORETO, R.; SANTIAGO-SILVA, M. Contaminação ambiental por compostos organoestânicos. **Química Nova**, v. 26, n. 5, p. 708–716, out. 2003.

GÓMEZ-GUTIÉRREZ, A. *et al.* Drinking water quality and safety. **Gaceta sanitaria**, v. 30 Suppl 1, p. 63–68, nov. 2016.

GONÇALVES, M. P. *et al.* Qualidade das águas e análise de metais em folhas de mangue na APA Tinharé-Boipeba (BA). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 4, p. 583–596, ago. 2020.

GONZÁLEZ-PRADAS, E.; VILLAFRANCA-SÁNCHEZ, M.; GALLEGU-CAMPO, A. Influence of the physical-chemistry properties of an acid-activated bentonite in the bleaching of olive oil. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 57, n. 3, p. 213–216, 24 jan. 1993.

GRMASHA, R. A. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface water and sediment along Euphrates River system: Occurrence, sources, ecological and health risk assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 187, p. 114568, fev. 2023.

GURGATZ, B. M. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in a Natural Heritage Estuary influenced by anthropogenic activities in the South Atlantic: Integrating multiple source apportionment approaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 188, p. 114678, mar. 2023.

GUZMÁN, M. C. *et al.* Recovery of *Escherichia coli* in fresh water fish, *Jenynsia multidentata* and *Bryconamericus iheringi*. **Water Research**, v. 38, n. 9, p. 2368–2374, maio 2004.

HAMIDAH, M. N.; RIANINGSIH, L.; ROMADHON, R. Aktivitas antibakteri isolat bakteri asam laktat dari peda dengan jenis ikan berbeda terhadap *E. coli* dan *S. aureus*. **Jurnal Ilmu dan Teknologi Perikanan**, v. 1, n. 2, p. 11–21, 14 dez. 2019.

HASAN MREDUL, M. M. *et al.* Some reproductive and biometric features of the endangered Gangetic Leaf Fish, *Nandus nandus* (Hamilton, 1822): Implication to the baor fisheries management in Bangladesh. **Aquaculture and Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 634–641, nov. 2021.

HASTARI, I. F.; SARJITO; PRAYITNO, S. B. Karakterisasi agensia penyebab vibriosis dan gambaran histologi ikan kerapu macan (*Epinephelus fuscoguttatus*) dari karamba jaring apung teluk hurun lampung. **Journal of Aquaculture Management and Technology**, v. 3, n. 3, p. 86–94, 2014.

HEMALATHA, S.; DUMPALA, L.; BALAKRISHNA, B. Service quality evaluation and ranking of container terminal operators through hybrid multi-criteria decision making methods. **The Asian Journal of Shipping and Logistics**, v. 34, n. 2, p. 137–144, jun. 2018.

HENEISH, R. A.; RIZKALLA, S. I. Biometric characteristics of *Trachinus araneus* Cuveir, 1829, *Trachinus draco* Linnaeus, 1758 and *Trachinus radiatus* Cuveir, 1829 (Pisces; Trachinidae) from the Egyptian Mediterranean waters. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 47, n. 2, p. 199–206, jun. 2021.

HO, J. Y. *et al.* Multidrug-resistant bacteria and microbial communities in a river estuary with fragmented suburban waste management. **Journal of Hazardous Materials**, v. 405, p. 124687, mar. 2021.

HOSSAIN, MD. Y. *et al.* Biometric indices and size at first sexual maturity of eight alien fish species from Bangladesh. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 42, n. 3, p. 331–339, set. 2016.

IFTIKHAR, N.; ZAFAR, R.; HASHMI, I. Multi-biomarkers approach to determine the toxicological impacts of sulfamethoxazole antibiotic on freshwater fish *Cyprinus carpio*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 233, p. 113331, mar. 2022.

ILOS. **Movimentação portuária no 1º trimestre de 2022 no Brasil**. Disponível em: <[https://www.ilos.com.br/web/movimentacao-portuaria-no-1-trimestre-de-2022-no-brasil/#:~:text=Fonte%3A%20ANTAQ.,\(7%2C5%25](https://www.ilos.com.br/web/movimentacao-portuaria-no-1-trimestre-de-2022-no-brasil/#:~:text=Fonte%3A%20ANTAQ.,(7%2C5%25)>.

ISLAM, M. M.; SHAMSUDDOHA, M. Coastal and marine conservation strategy for Bangladesh in the context of achieving blue growth and sustainable development goals (SDGs). **Environmental Science & Policy**, v. 87, p. 45–54, set. 2018.

JAHAN, S.; STREZOV, V. Assessment of trace elements pollution in sea ports of New South Wales (NSW), Australia using macrophytobenthic plant *Ecklonia radiata* as a bio-indicator. **Chemosphere**, v. 218, p. 643–651, mar. 2019.

JANKA, Z. Tracing trace elements in mental functions. **Ideggyogyaszati szemle**, v. 72, n. 11–12, p. 367–379, 30 nov. 2019.

JIANG, X. *et al.* Effects of temperature, dissolved oxygen, and their interaction on the growth performance and condition of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Journal of thermal biology**, v. 98, p. 102928, maio 2021.

JIANG, Z. Y.; HUNT, J. V.; WOLFF, S. P. Ferrous ion oxidation in the presence of xylenol orange for detection of lipid hydroperoxide in low density lipoprotein. **Analytical biochemistry**, v. 202, n. 2, p. 384–9, 1 maio 1992.

JISR, N. *et al.* Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 4, p. 299–305, dez. 2018.

JULIÁN-JIMÉNEZ, A.; GONZÁLEZ DEL CASTILLO, J.; CANDEL, F. J. Utilidad y valor pronóstico de los biomarcadores en los pacientes con neumonía adquirida en la comunidad en los servicios de urgencias. **Medicina Clínica**, v. 148, n. 11, p. 501–510, jun. 2017.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, p. 187–200, set. 1958.

KEEN, J. H.; HABIG, W. H.; JAKOBY, W. B. Mechanism for the several activities of the glutathione S-transferases. **The Journal of biological chemistry**, v. 251, n. 20, p. 6183–8, 25 out. 1976.

KILIÇ, E.; YÜCEL, N. Microplastic occurrence in the gastrointestinal tract and gill of bioindicator fish species in the northeastern Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, p. 113556, abr. 2022.

KIM, A. W. *et al.* PAH, PCB, TPH and mercury in surface sediments of the Delaware River Estuary and Delmarva Peninsula, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, n. 2, p. 835–845, abr. 2018.

KOAKOSKI, G. *et al.* Agrichemicals chronically inhibit the cortisol response to stress in fish. **Chemosphere**, v. 112, p. 85–91, out. 2014.

KRUMME, U.; BRENNER, M.; SAINT-PAUL, U. Spring-neap cycle as a major driver of temporal variations in feeding of intertidal fishes: Evidence from the sea catfish *Sciades herzbergii* (Ariidae) of equatorial west Atlantic mangrove creeks. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 367, n. 2, p. 91–99, dez. 2008.

KUCHARSKI, D. *et al.* The study on contamination of bottom sediments from the Odra River estuary (SW Baltic Sea) by tributyltin using environmetric methods. **Chemosphere**, v. 308, p. 136133, dez. 2022.

KUMAR, N.; KRISHNANI, K. K.; SINGH, N. P. Oxidative and Cellular Metabolic Stress of Fish: An Appealing Tool for Biomonitoring of Metal Contamination in the Kolkata Wetland, a Ramsar Site. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 76, n. 3, p. 469–482, 3 abr. 2019.

KUMAR-ROINÉ, S. *et al.* Trace element accumulation in the muscles of reef fish collected from southern new Caledonian lagoon: Risk assessment for consumers and grouper

Plectropomus leopardus as a possible bioindicator of mining contamination. **Marine Pollution Bulletin**, v. 185, p. 114210, dez. 2022.

LAKHMANOV, D. E. *et al.* Data of polycyclic aromatic hydrocarbons concentration in the Siberian Arctic seas sediments. **Data in Brief**, v. 45, p. 108606, dez. 2022.

LAM, P. K.; GRAY, J. S. Predicting effects of toxic chemicals in the marine environment. **Marine pollution bulletin**, v. 42, n. 3, p. 169–73, mar. 2001.

LEONARDO, I.; RODRIGUES, P. **Universidade Federal da Bahia Instituto de Biologia Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento**. [s.l: s.n.].

LI, Z. *et al.* Raman spectroscopy for in-line water quality monitoring--instrumentation and potential. **Sensors (Basel, Switzerland)**, v. 14, n. 9, p. 17275–303, 16 set. 2014.

LIMA, L. B. D. DE *et al.* Use of biomarkers to evaluate the ecological risk of xenobiotics associated with agriculture. **Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)**, v. 237, p. 611–624, jun. 2018.

LIMA, M. C. DOS S. *et al.* **Porto do Itaqui: Posição Geográfica e Estrutura**. [s.l: s.n.].

LIU, X. *et al.* Occurrence and distribution of PAHs and microbial communities in nearshore sediments of the Knysna Estuary, South Africa. **Environmental Pollution**, v. 270, p. 116083, fev. 2021.

LOUIZ, I. *et al.* Liver histopathology and biochemical biomarkers in *Gobius niger* and *Zosterisessor ophiocephalus* from polluted and non-polluted Tunisian lagoons (Southern Mediterranean Sea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 128, p. 248–258, mar. 2018.

LOWERRE-BARBIERI, S. K. *et al.* Emerging Issues and Methodological Advances in Fisheries Reproductive Biology. **Marine and Coastal Fisheries**, v. 3, n. 1, p. 32–51, jan. 2011.

LÜCHMANN, K. H. *et al.* Biochemical biomarkers and hydrocarbons concentrations in the mangrove oyster *Crassostrea brasiliana* following exposure to diesel fuel water-accommodated fraction. **Aquatic Toxicology**, v. 105, n. 3–4, p. 652–660, out. 2011.

LUO, M. *et al.* Anthropogenic activities influence the mobilization of trace metals and oxyanions in coastal sediment porewaters. **Science of The Total Environment**, v. 839, p. 156353, set. 2022.

MACEDO, G. H. R. V. DE *et al.* Biomarkers of oxidative stress in an estuarine catfish species caught near a port complex on the Brazilian Amazon coast. **Regional Studies in Marine Science**, v. 69, p. 103306, jan. 2024.

MACHADO, S. *et al.* The Formation And The Effects Of The Reactive Oxygen Species In Biological Media. **Biosci. J.**, 2005.

MANGUNWARDYO, W.; ISMAYASARI, R.; RIANI, E. Uji patogenisitas dan virulensi *Aeromonas hydrophila* stanier pada ikan nila (*Oreochromis niloticus* lin.) melalui postulat koch. **Jurnal Riset Akuakultur**, v. 5, n. 2, p. 145, 25 nov. 2016.

MARKICH, S. J.; JEFFREE, R. A. Physico-chemical and key metal data for surface waters and sediments of the Sydney and Hawkesbury estuaries, Australia. **Data in Brief**, v. 25, p. 104255, ago. 2019.

MARTAK, D. *et al.* Populations of extended-spectrum β -lactamase-producing *Escherichia coli* and *Klebsiella pneumoniae* are different in human-polluted environment and food items: a multicentre European study. **Clinical Microbiology and Infection**, v. 28, n. 3, p. 447.e7-447.e14, mar. 2022.

MARTÍNEZ-VALVERDE, I.; PERIAGO, M. J.; ROS, G. Nutritional importance of phenolic compounds in the diet. **Archivos latinoamericanos de nutrición**, v. 50, n. 1, p. 5–18, mar. 2000.

MARTINS DOS REIS, I. M. *et al.* Gender influences molecular and histological biomarkers in mature oysters *Crassostrea gasar* (Adanson, 1757) after pyrene exposure. **Chemosphere**, v. 311, p. 136985, jan. 2023.

MARTYNIUK, C. J.; MEHINTO, A. C.; DENSLOW, N. D. Organochlorine pesticides: Agrochemicals with potent endocrine-disrupting properties in fish. **Molecular and Cellular Endocrinology**, v. 507, p. 110764, maio 2020.

MARUKA, S.; SISWOHUTOMO, DAN R.; RAHMATU. Identifikasi cemaran bakteri *Escherichia coli* pada ikan layang (*Decapterus russelli*) segar di berbagai pasar kota palu, **Mitra Sains**, 2017.

MEDEIROS, J.; ACAYABA, R.; MONTAGNER, C. A química na avaliação do impacto à saúde humana diante da exposição aos pesticidas. **Química Nova**, 2021.

MEENA, B. *et al.* Diversity of *Vibrio cholerae* and prevalence of biomarker genes in the ballast water, Port Blair, South Andaman, India. **Ecological Genetics and Genomics**, v. 23, p. 100112, jun. 2022.

MEIDIZA, R.; ARIMBI, A.; HASTUTIEK2, P. Gambaran Patologi Hepar Ikan Lele Dumbo (*Clarias gariepinus*) yang Diinfeksi Bakteri *Edwardsiella tarda*, **Jurnal Ilmiah Perikanan dan Kelautan**, v. 9, n. 1, p. 47, 1 abr. 2017.

MEIRE, R. O.; AZEREDO, A.; TORRES, J. P. M. Aspectos ecotoxicológicos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 188–201, nov. 2007.

MIRNAMNIHA, M. *et al.* An overview on role of some trace elements in human reproductive health, sperm function and fertilization process. **Reviews on Environmental Health**, v. 34, n. 4, p. 339–348, 18 dez. 2019.

MOHAMMED, A. *et al.* Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in harbor sediments from Sea Lots, Port-of-Spain, Trinidad and Tobago. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 6, p. 1324–1332, jun. 2011.

MONEER, A. A. *et al.* Complete phenol decomposition from aqueous solutions by electrocoagulation technique using bipolar aluminum configuration. **DESALINATION AND WATER TREATMENT**, v. 221, p. 328–342, 2021.

MONIÉ, F.; VIDAL, S. M. DO S. C. Cidades, portos e cidades portuárias na era da integração produtiva. **Revista de Administração Pública**, v. 40, n. 6, p. 975–995, dez. 2006.

MONIER, M. N.; SOLIMAN, A. M.; AL-HALANI, A. A. The seasonal assessment of heavy metals pollution in water, sediments, and fish of grey mullet, red seabream, and sardine from the Mediterranean coast, Damietta, North Egypt. **Regional Studies in Marine Science**, v. 57, p. 102744, jan. 2023.

MOREIRA, V. A. *et al.* Applying enzymatic biomarkers of the in situ microbial community to assess the sediment risk from Sepetiba Bay (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, p. 112547, ago. 2021.

MORIARTY, P. E. *et al.* Unexpected food web responses to low dissolved oxygen in an estuarine fjord. **Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America**, v. 30, n. 8, p. e02204, 2020.

MOUNTFORT, D. *et al.* Use of protoplasts from paired heterogenic bacterial species to detect tin contaminants: Prospects for biosensor development. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 22, n. 7, p. 1251–1259, fev. 2007.

NGUYEN, T. Q. *et al.* Assessing port service quality: An application of the extension fuzzy AHP and importance-performance analysis. **PloS one**, v. 17, n. 2, p. e0264590, 2022.

NIU, L. *et al.* Seasonal dynamics of polycyclic aromatic hydrocarbons between water and sediment in a tide-dominated estuary and ecological risks for estuary management. **Marine Pollution Bulletin**, v. 162, p. 111831, jan. 2021.

NNADOZIE, C. F.; ODUME, O. N. Freshwater environments as reservoirs of antibiotic resistant bacteria and their role in the dissemination of antibiotic resistance genes. **Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)**, v. 254, n. Pt B, p. 113067, nov. 2019.

NUNES, B. *et al.* Use of biochemical markers to quantify the toxicological effects of metals on the fish *Sciades herzbergii*: potential use to assess the environmental status of Amazon estuaries. **Environmental science and pollution research international**, v. 27, n. 24, p. 30789–30799, ago. 2020.

O'CONNOR, E.; EVERS, N.; VEGA, A. Port capacity planning – A strategic management perspective. **Marine Policy**, v. 150, p. 105537, abr. 2023.

OKORO, H. K. *et al.* Human Exposure, Biomarkers, and Fate of Organotins in the Environment. Em: [s.l: s.n.]. p. 27–54.

OLIVA, A. L. *et al.* Occurrence, behavior and the associated health risk of organochlorine pesticides in sediments and fish from Bahía Blanca Estuary, Argentina. **Marine Pollution Bulletin**, v. 185, p. 114247, dez. 2022.

OMS, O. M. DE S. Selected Non-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Environmental Health Criteria** 202, 1998.

ONYANGO, A. E. *et al.* Microbiological Quality and Contamination Level of Water Sources in Isiolo County in Kenya. **Journal of environmental and public health**, v. 2018, p. 2139867, 2018.

ORNELAS-GONZÁLEZ, A. *et al.* Enzymatic Methods for Salivary Biomarkers Detection: Overview and Current Challenges. **Molecules**, v. 26, n. 22, p. 7026, 20 nov. 2021.

PANIGRAHY, N. *et al.* A comprehensive review on eco-toxicity and biodegradation of phenolics: Recent progress and future outlook. **Environmental Technology & Innovation**, v. 27, p. 102423, ago. 2022.

PAPAZI, A.; KOTZABASIS, K. Bioenergetic strategy of microalgae for the biodegradation of phenolic compounds—Exogenously supplied energy and carbon sources adjust the level of biodegradation. **Journal of Biotechnology**, v. 129, n. 4, p. 706–716, maio 2007.

PARRINO, V. *et al.* Trace elements (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) in *Mytilus galloprovincialis* and *Tapes decussatus* from Faro and Ganzirri Lakes (Sicily, Italy): Flow cytometry applied for hemocytes analysis. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 68, p. 126870, dez. 2021.

PATRA, A. *et al.* Seasonal variation of physicochemical parameters and heavy metal concentration in water and bottom sediment at harboring areas of Digha coast, West Bengal, India. **Regional Studies in Marine Science**, v. 62, p. 102945, set. 2023.

PEREIRA, L. C. C. *et al.* Effects of the lack of basic public sanitation on the water quality of the Caeté River estuary in northern Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 21, n. 2, p. 299–314, abr. 2021.

PEREIRA RIGHI, B. D. *et al.* Response of biomarkers to metals, hydrocarbons and organochlorine pesticides contamination in crabs (*Callinectes ornatus* and *C. bocourti*) from two tropical estuaries (São José and São Marcos bays) of the Maranhão State (northeastern Brazil). **Chemosphere**, v. 288, p. 132649, fev. 2022.

PÉREZ, I.; GONZÁLEZ, M. M.; TRUJILLO, L. Do specialisation and port size affect port efficiency? Evidence from cargo handling service in Spanish ports. **Transportation Research Part A: Policy and Practice**, v. 138, p. 234–249, ago. 2020.

PÉRICO, A. E.; RIBEIRO DA SILVA, G. Port performance in Brazil: A case study using data envelopment analysis. **Case Studies on Transport Policy**, v. 8, n. 1, p. 31–38, mar. 2020.

PINHEIRO-SOUSA, D. B. *et al.* Sediment contaminant levels and multibiomarker approach to assess the health of catfish *Sciades herzbergii* in a harbor from the northern Brazilian Amazon. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 208, p. 111540, 15 jan. 2021.

PINHEIRO-SOUSA, D. B.; DA SILVA DE ALMEIDA, Z.; FORTES CARVALHO-NETA, R. N. Integrated analysis of two biomarkers in *Sciades herzbergii* (Ariidae, Siluriformes), to assess the environmental impact at São Marcos' Bay, Maranhão, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 2, p. 305–312, 2 maio 2017.

PLEDGER, A. *et al.* Characterising the geomorphological and physicochemical effects of water injection dredging on estuarine systems. **Journal of Environmental Management**, v. 261, p. 110259, maio 2020.

POLAK-JUSZCZAK, L. *et al.* Levels, time trends, and distribution of dioxins and polychlorinated biphenyls in fishes from the Baltic Sea. **Chemosphere**, v. 306, p. 135614, nov. 2022.

POSSATTO, F. E. *et al.* Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 5, p. 1098–1102, maio 2011.

QIAO, M. *et al.* Oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface water environment: Occurrence, ecotoxicity, and sources. **Environment International**, v. 163, p. 107232, maio 2022.

QUEVAUVILLER, P. *et al.* Organo-tins in sediments and mussels from the Sado estuarine system (Portugal). **Environmental Pollution**, v. 57, n. 2, p. 149–166, 1989.

QUIROZ-JARA, M. *et al.* Integrated Physiological Biomarkers Responses in Wild Fish Exposed to the Anthropogenic Gradient in the Biobío River, South-Central Chile. **Environmental Management**, v. 67, n. 6, p. 1145–1157, 3 jun. 2021.

RAHMAN, M. *et al.* Molecular Identification of Multiple Antibiotic Resistant Fish Pathogenic *Enterococcus faecalis* and their Control by Medicinal Herbs. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 3747, 16 jun. 2017.

RAMOS-MIRAS, J. J. *et al.* Potentially toxic elements in commonly consumed fish species from the western Mediterranean Sea (Almería Bay): Bioaccumulation in liver and muscle tissues in relation to biometric parameters. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 280–287, jun. 2019.

RBBANI, G. *et al.* Function of Circular RNAs in Fish and Their Potential Application as Biomarkers. **International journal of molecular sciences**, v. 22, n. 13, 1 jul. 2021.

REBOA, A. *et al.* Mugilidae fish as bioindicator for monitoring plastic pollution: Comparison between a commercial port and a fishpond (north-western Mediterranean Sea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, p. 113531, abr. 2022.

RECABARREN-VILLALÓN, T. *et al.* Seasonal distribution pattern and bioaccumulation of Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in four bioindicator coastal fishes of Argentina. **Environmental Pollution**, v. 291, p. 118125, dez. 2021.

RIBEIRO, E. B. *et al.* Biomarkers (glutathione S-transferase and catalase) and microorganisms in soft tissues of *Crassostrea rhizophorae* to assess contamination of seafood in Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 158, p. 111348, set. 2020.

RIGHETTI, B. P. H. *et al.* Biochemical and molecular biomarkers in integument biopsies of free-ranging coastal bottlenose dolphins from southern Brazil. **Chemosphere**, v. 225, p. 139–149, jun. 2019.

ROBIUL HASAN, M.; MAMUN, A.-A.; YEAMIN HOSSAIN, M. Biometric indices of eleven mangrove fish species from southwest Bangladesh. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 47, n. 2, p. 207–213, jun. 2021.

SAINGAM, P.; LI, B.; YAN, T. Fecal indicator bacteria, direct pathogen detection, and microbial community analysis provide different microbiological water quality assessment of a tropical urban marine estuary. **Water Research**, v. 185, p. 116280, out. 2020.

SATTAROVA, V. V. *et al.* Distribution and assessment of trace metals in modern bottom sediments in the southwestern Chukchi Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 180, p. 113797, jul. 2022.

SAULIUTĖ, G.; MARKUCKAS, A.; STANKEVIČIŪTĖ, M. Response patterns of biomarkers in omnivorous and carnivorous fish species exposed to multicomponent metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) mixture. Part III. **Ecotoxicology (London, England)**, v. 29, n. 3, p. 258–274, abr. 2020.

SAVASSI, L. A. *et al.* Heavy metal contamination in a highly consumed Brazilian fish: immunohistochemical and histopathological assessments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 8, p. 542, 25 ago. 2020.

SCHØYEN, H. *et al.* Measuring the contribution of logistics service delivery performance outcomes and deep-sea container liner connectivity on port efficiency. **Research in Transportation Business & Management**, v. 28, p. 66–76, set. 2018.

SEDLAK, J.; LINDSAY, R. H. Estimation of total, protein-bound, and nonprotein sulfhydryl groups in tissue with Ellman's reagent. **Analytical Biochemistry**, v. 25, p. 192–205, 1968.

SHAH, Z. U.; PARVEEN, S. Oxidative, biochemical and histopathological alterations in fishes from pesticide contaminated river Ganga, India. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 3628, 7 mar. 2022.

SHAW, D. G.; BLANCHARD, A. L. Aromatic hydrocarbon data in sediments from Port Valdez, Alaska. **Data in Brief**, v. 39, p. 107486, dez. 2021.

SHAZRYENNA, D. *et al.* Phenol Biodegradation by Free and Immobilized *Candida tropicalis* RETL-Crl on Coconut Husk and Loofah Packed in Biofilter Column. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 78, p. 012032, 2 abr. 2015.

SHI, W. *et al.* Monitoring dissolved organic matter in wastewater and drinking water treatments using spectroscopic analysis and ultra-high resolution mass spectrometry. **Water research**, v. 188, p. 116406, 1 jan. 2021.

SILVA, L. L. M. DA; GARRIDO, R. G. Organofosforados e organoclorados: toxicologia médica e reflexos ambientais. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 10, p. e313101018853, 12 ago. 2021.

SINGH, S. *et al.* Valorization of phenol contaminated wastewater for lipid production by *Rhodospiridium toruloides* 9564T. **Chemosphere**, v. 308, p. 136269, dez. 2022.

SIVARAMAN, G. K. *et al.* Molecular assessment of antimicrobial resistance and virulence in multi drug resistant ESBL-producing *Escherichia coli* and *Klebsiella pneumoniae* from food fishes, Assam, India. **Microbial Pathogenesis**, v. 149, p. 104581, dez. 2020.

SMALLING, K. L. *et al.* Young of the year bluefish (*Pomatomus saltatrix*) as a bioindicator of estuarine health: Establishing a new baseline for persistent organic pollutants after Hurricane Sandy for selected estuaries in New Jersey and New York. **Marine Pollution Bulletin**, v. 107, n. 2, p. 422–431, jun. 2016.

SOARES, S. H. C. *et al.* Biomarcadores histológicos em *Sciades herzbergii* (Pisces, Ariidae) para avaliação de impactos em ambientes estuarinos da Baía de São Marcos, Maranhão. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 72, n. 4, p. 1403–1412, ago. 2020.

SUZZI, A. L. *et al.* Legacy metal contamination is reflected in the fish gut microbiome in an urbanised estuary. **Environmental Pollution**, v. 314, p. 120222, dez. 2022.

SYVOKIENĖ, J.; MICKĖNIENĖ, L. Micro-organisms in the digestive tract of fish as indicators of feeding condition and pollution. **ICES Journal of Marine Science**, v. 56, p. 147–149, dez. 1999.

TORRES, H. S. *et al.* Impacted estuaries on the Brazilian Amazon coast near port regions influence histological and enzymatic changes in *Sciades herzbergii* (Ariidae, Bloch, 1794). **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, 2023.

TSUNODA, R. *et al.* Genetic characterization of coliform bacterial isolates from environmental water in Thailand. **Journal of Infection and Chemotherapy**, v. 27, n. 5, p. 722–728, maio 2021.

ULLAH, MD. R.; MREDUL, M. M. H. First biometrics record of bartail flathead, *Platycephalus indicus* from the Bay of Bengal, Bangladesh. **Heliyon**, v. 8, n. 10, p. e11124, out. 2022.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, n. 2, p. 57–149, fev. 2003.

VANECCI-SILVA, D. *et al.* *Klebsiella pneumoniae* causing mass mortality in juvenile Nile tilapia in Brazil: Isolation, characterization, pathogenicity and phylogenetic relationship

with other environmental and pathogenic strains from livestock and human sources. **Aquaculture**, v. 546, p. 737376, jan. 2022.

VAROL, M.; USTAOĞLU, F.; TOKATLI, C. Ecological risks and controlling factors of trace elements in sediments of dam lakes in the Black Sea Region (Turkey). **Environmental Research**, v. 205, p. 112478, abr. 2022.

VASCONCELLOS, T. J. DE *et al.* Chemical elements analysis of the soil at an urbanization gradient in the Atlantic forest. **Revista Árvore**, v. 45, 2021.

VIEIRA, C. E. D. *et al.* An integrated approach in subtropical agro-ecosystems: Active biomonitoring, environmental contaminants, bioaccumulation, and multiple biomarkers in fish. **The Science of the total environment**, v. 666, p. 508–524, 20 maio 2019.

VIEIRA, C. E. D. *et al.* Ecotoxicological impacts of the Fundão dam failure in freshwater fish community: Metal bioaccumulation, biochemical, genetic and histopathological effects. **Science of The Total Environment**, v. 832, p. 154878, ago. 2022.

VIEIRA, T. C. *et al.* Evaluation of the bioaccumulation kinetics of toxic metals in fish (*A. brasiliensis*) and its application on monitoring of coastal ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110830, fev. 2020.

VROOMANS, J.; GEERLINGS, H.; KUIPERS, B. The energetic relationship between ports and cities; how the role of shared values is under pressure. **Case Studies on Transport Policy**, v. 10, n. 4, p. 2358–2368, dez. 2022.

WANG, Y.-S. *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the intertidal sediments of Pearl River Estuary: Characterization, source diagnostics, and ecological risk assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, p. 113140, dez. 2021.

WANG, Z. *et al.* Trace element enrichment mechanisms in black shales during the early cambrian (ca. 521–514 Ma), South China. **Marine and Petroleum Geology**, v. 149, p. 106083, mar. 2023.

WEBER, A. A. *et al.* Effects of metal contamination on liver in two fish species from a highly impacted neotropical river: A case study of the Fundão dam, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, p. 110165, mar. 2020.

WU, Y. *et al.* Seasonal variation and spatial transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in water of the subtropical Jiulong River watershed and estuary, Southeast China. **Chemosphere**, v. 234, p. 215–223, nov. 2019.

YAMAMOTO, F. Y. *et al.* Earlier biomarkers in fish evidencing stress responses to metal and organic pollution along the Doce River Basin. **Environmental Pollution**, v. 329, p. 121720, jul. 2023.

YASSER, A. GH.; NASER, M. D. Impact of pollutants on fish collected from different parts of Shatt Al-Arab River: a histopathological study. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 181, n. 1–4, p. 175–182, 8 out. 2011.

YEH, G. *et al.* Assessment of heavy metal contamination and adverse biological effects of an industrially affected river. **Environmental science and pollution research international**, v. 27, n. 28, p. 34770–34780, out. 2020.

YU, X.; SHEN, J.; DU, J. An inverse approach to estimate bacterial loading into an estuary by using field observations and residence time. **Marine Environmental Research**, v. 166, p. 105263, abr. 2021.

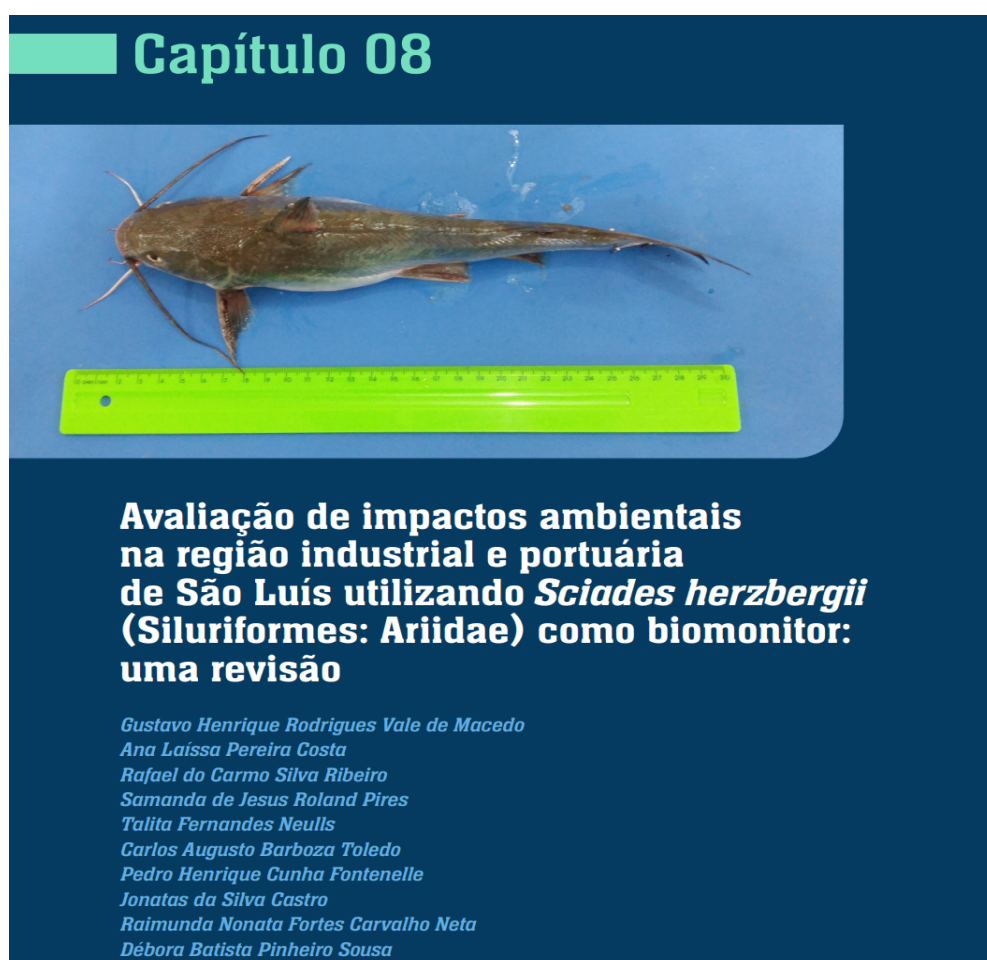
ZHANG, Z. *et al.* Heavy metal distribution and water quality characterization of water bodies in Louisiana's Lake Pontchartrain Basin, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 11, p. 628, 20 nov. 2016.

ZHU, B.-P. *et al.* Interactions between intestinal morphology, digestion, inflammatory responses, and gut microbiota of juvenile channel catfish elicited by dietary enzymatic rice protein. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 127, p. 155–165, ago. 2022.

ZOVEIDADIANPOUR, Z. *et al.* Environmental and human health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Musa estuary (northwest of Persian Gulf), Iran. **Journal of Sea Research**, v. 191, p. 102335, fev. 2023.

ANEXOS

- **ANEXO A:** REVISÃO DE LITERATURA PUBLICADA NO eBook “MONITORAMENTO AMBIENTAL: METODOLOGIAS E ESTUDOS DE CASOS – VOLUME II”, EDITORA i-EDUCAM. <https://doi.org/10.29327/5199744> (eBook completo) e DOI: 10.29327/5199744.2-8 (capítulo).



Monitoramento Ambiental: metodologias e estudos de casos - Vol. II

Avaliação de impactos ambientais na região industrial e portuária de São Luís utilizando *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) como biomonitor: uma revisão

GUSTAVO HENRIQUE RODRIGUES VALE DE MACEDO¹, ANA LAÍSSA PEREIRA COSTA², RAFAEL DO CARMO SILVA RIBEIRO³, SAMANDA DE JESUS ROLAND PIRES³, TALITA FERNANDES NEULLS², CARLOS AUGUSTO BARBOZA TOLEDO³, PEDRO HENRIQUE CUNHA FONTENELLE², JONATAS DA SILVA CASTRO¹, RAIMUNDA NONATA FORTES CARVALHO NETA⁴, DÉBORA BATISTA PINHEIRO SOUSA¹

¹Universidade Federal Do Maranhão (UFMA); ² Faculdade Florence; ³ Centro Universitário UNDB; ⁴ Universidade Estadual do Maranhão.

doi: 10.29327/5199744.2-8

View online: <https://doi.org/10.29327/5199744>

*e-mail do autor correspondente: gustavo.hrvvm@discente.ufma.br.

- **ANEXO B: ARTIGO 1 PUBLICADO NO PERIÓDICO “REGIONAL STUDIES IN MARINE SCIENCE”, ELSEVIER®, QUALIS A3, <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103306>.**

Regional Studies in Marine Science 69 (2024) 103306



Contents lists available at ScienceDirect

Regional Studies in Marine Science

journal homepage: www.elsevier.com/locate/rsma



Biomarkers of oxidative stress in an estuarine catfish species caught near a port complex on the Brazilian Amazon coast

Gustavo Henrique Rodrigues Vale de Macedo^{a,*}, Jonatas da Silva Castro^b,
Wanda Batista de Jesus^c, Hetty Salvino Torres^c,
Lina Clara Gayoso e Almendra Ibiapina Moreno^d, Rayssa Guimarães Rosa^d,
Raimunda Nonata Fortes Carvalho Neta^e, Débora Batista Pinheiro Sousa^b

^a Postgraduate Program in Biodiversity and Biotechnology of the Legal Amazon (REDE BIONORTE), Federal University of Maranhão, São Luís, Maranhão 65085-580, Brazil

^b Coordination of Environmental Engineering, Federal University of Maranhão, Balsas, Maranhão 65800-000, Brazil

^c Postgraduate Program in Biodiversity and Biotechnology of the Legal Amazon (REDE BIONORTE), Maranhão State University, São Luís, Maranhão 65055-310, Brazil

^d Postgraduate Program in Ecology and Biodiversity Conservation (PPGECB), Maranhão State University, São Luís, Maranhão 65055-970, Brazil

^e Department of Biology, Maranhão State University, Campus Paulo VI, São Luís, Maranhão 65055-970, Brazil

ARTICLE INFO

Keywords:

Biomonitoring
Seasonality
Fish development
Oxidative system
Pollutants

ABSTRACT

Biomonitoring studies in harbor areas are crucial for initiating timely interventions to minimize socioeconomic and environmental damage. This study aimed to analyze biomarkers of oxidative stress in *Sciades herzbergii*, an estuarine catfish species, caught near a port complex on the Brazilian Amazon coast. Water physicochemical parameters, fish biometric indices, superoxide dismutase, catalase, glutathione, glutathione S-transferase, and lipid peroxidation were analyzed in the dry and rainy periods of 2021 and 2022 in two regions, namely Porto Grande (PG, potentially impacted area) and Ilha dos Caranguejos (IC, conservation area). Lower levels of dissolved oxygen and higher concentrations of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons were detected in PG sediments. PG fish showed delayed development, increased enzyme activities, and increased lipid peroxidation. Principal component analysis confirmed that biomarkers of oxidative stress showed higher expression during the rainy season, especially in 2022. Our findings showed that chemical contamination of estuaries directly influences the expression of oxidative stress enzymes in *S. herzbergii*, impairing fish health.

- **ANEXO C:** ARTIGO 2 PUBLICADO NO PERIÓDICO “ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT”, SPRINGER NATURE®, QUALIS A3, <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12751-7>.

Environ Monit Assess (2024) 196:626
<https://doi.org/10.1007/s10661-024-12751-7>

RESEARCH



Histological biomarkers and microbiological parameters of an estuarine fish from the Brazilian Amazon coast as potential indicators of risk to human health

Gustavo Henrique Rodrigues Vale de Macedo¹ · Jonatas da Silva Castro · Wanda Batista de Jesus · Ana Laíssa Pereira Costa · Rafael do Carmo Silva Ribeiro · Samanda de Jesus Roland Pires · Rita de Cássia Mendonça Miranda · Wellyson da Cunha Araújo Firmo · Luís Cláudio Nascimento da Silva · Raimundo Nonato Diniz Costa Filho · Raimunda Nonata Fortes Carvalho Neta · Débora Batista Pinheiro Sousa

Received: 12 March 2024 / Accepted: 25 May 2024

© The Author(s), under exclusive licence to Springer Nature Switzerland AG 2024

Abstract This study aimed to isolate and identify pathogenic bacteria in the intestinal tract, skin, and muscles of *Sciades herzbergii*; detect histopathological changes in the gill and liver; and use these biomarkers for the assessment of potential risks to human health. Fish were sampled during the rainy and dry seasons at two points in São Marcos Bay, Maranhão, Brazil: Ilha dos Caranguejos (IC) and Porto Grande (PG). Isolation and quantification were carried out using COLitest®. Colonies were subjected to identification and phenotypic investigation of antimicrobial resistance using Vitek®. Gill and liver samples were subjected to routine histological examination. The results indicated the presence

of *Klebsiella pneumoniae* and *Escherichia coli*, the latter of which showed phenotypic resistance to norfloxacin and gentamicin. Fish caught at PG exhibited more extensive gill and liver damage than fish caught at IC. The findings suggest that histological changes in target organs of *S. herzbergii* may be influenced by infection with pathogenic bacteria.

Keywords Catfish · Pathogens · Target organs · Maranhão Amazon · Pollutants