



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO  
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS COM ÊNFASE EM CIÊNCIAS  
AMBIENTAIS

JOSIANE RAMOS DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE E PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS EM**  
*Mugil spp.* **EXPOSTOS A HPAS NO ESTUÁRIO DA BACIA DO PINA,**  
**PERNAMBUCO**

Recife  
2025

**AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE E PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS EM**  
*Mugil* spp. EXPOSTOS A HPAS NO ESTUÁRIO DA BACIA DO PINA,  
**PERNAMBUCO**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel.

Orientador: Dr. Ranilson de Souza Bezerra

Coorientadora: Ma. Vivian Costa Vasconcelos

Recife

20250

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Silva , Josiane Ramos da.

Avaliação da genotoxicidade e parâmetros hematológicos em *Mugil spp.* expostos a HPAs no estuário da Bacia do Pina, Pernambuco. / Josiane Ramos da Silva . - Recife, 2025.

66 p. : il., tab.

Orientador(a): Ranilson de Souza Bezerra

Coorientador(a): Vivian Costa Vasconcelos

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas /Ciências Ambientais - Bacharelado, 2025.

Inclui referências.

1. Qualidade de água . 2. Poluição antrópica. 3. Estresse ambiental . 4. Monitoramento ambiental . 5. Sanidade animal. I. Bezerra, Ranilson de Souza . (Orientação). II. Vasconcelos, Vivian Costa. (Coorientação). IV. Título.

570 CDD (22.ed.)

**AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE E PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS EM  
*Mugil* spp. EXPOSTOS A HPAS NO ESTUÁRIO DA BACIA DO PINA,  
PERNAMBUCO**

Trabalho de Conclusão de Curso de  
Graduação apresentado ao Bacharelado  
em Ciências Biológicas com ênfase em  
Ciências Ambientais da Universidade  
Federal de Pernambuco, como requisito  
parcial para obtenção do título de bacharel.

Aprovada em: 20/03/2025

**COMISSÃO EXAMINADORA**

Documento assinado digitalmente  
 **RANILSON DE SOUZA BEZERRA**  
Data: 10/04/2025 18:15:12-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Dr. Ranilson de Souza Bezerra (Membro Titular)  
Universidade Federal de Pernambuco

Documento assinado digitalmente  
 **GUILHERME MELGAÇO HELUY**  
Data: 09/04/2025 14:05:27-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Dr. Guilherme Melgaço Heluy (Membro Titular)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Documento assinado digitalmente  
 **RAIANE NASCIMENTO DE JESUS**  
Data: 10/04/2025 17:16:06-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Ma. Raiane Nascimento de Jesus (Membro Titular)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Recife  
2025

## AGRADECIMENTOS

Concluir a graduação em Ciências Biológicas significa não só a realização de um sonho, mas a conclusão de uma trajetória acadêmica cheia de desafios que exigiram resiliência e determinação. Cada obstáculo vencido, cada aprendizado adquirido e cada conquista ao longo dessa jornada fizeram com que esse momento se tornasse ainda mais especial. E para que esse momento chegasse, muitas pessoas foram fundamentais, e a elas dedico minha mais profunda gratidão.

À minha família, meu porto seguro. À minha mãe, Maria Cristiane, a mulher mais forte e inspiradora que conheço, que nunca mediu esforços para que eu pudesse seguir meus sonhos, sempre me incentivando e acreditando em mim. Aos meus irmãos, Miguel e Janaína, que mesmo à distância meu amor por vocês foi motivo constante para que eu persistisse. Ao meu namorado Andrew, que sempre esteve ao meu lado me apoiando, me ouvindo, me incentivando e tornando os momentos mais leves, sendo um verdadeiro companheiro nos momentos bons e ruins. Aos Lima Barbosa que se tornaram minha família. Minha avó Lourdes, pelo apoio e por fazerem parte da minha vida durante toda a graduação. Às amigas Milena, Thalyta, Vanessa, Rauane, Eduarda, Emily, Mikaelle e Sibelle, e ao meu grande amigo Johnny, que tornaram essa jornada mais leve e especial. Compartilhar risadas, desafios e conquistas com vocês fez toda a diferença. Obrigada pelo apoio incondicional, pelas conversas e pelos momentos de descontração.

Aos colegas integrantes dos laboratórios LABENZ e LAPAQ, que se tornaram uma segunda família para mim. Dentro desses laboratórios vivi aprendizados valiosos, fiz amizades enriquecedoras e tive a oportunidade de conhecer profissionais incríveis. Agradeço imensamente Guilherme, Angélica, Marcele, Juliana, Luciano, Ângelo, Douglas, Patrik, Brunna, Gerlayne, Arcanjo, Jully e tantos outros que contribuíram para minha formação. À doutoranda Vivian C. Vasconcelos, que foi não só uma coorientadora, mas acima de tudo, uma amiga. Sua paciência, generosidade e apoio foram essenciais durante minha trajetória acadêmica. Você se tornou uma inspiração para mim, não apenas na ciência, mas na vida, sendo um exemplo de mulher, cientista, profissional e ser humano. Ao meu orientador e professor Ranilson S.

Bezerra por fazer parte do meu trabalho sempre contribuindo com conselhos valiosos e com sua orientação que influenciou não só a realização da minha pesquisa de Iniciação Científica e TCC, como também na minha formação como cientista e pesquisadora.

Ao cursinho Vestibulandos da Cidadania, em especial ao coordenador Alessandro Sosa e à equipe de Tigres formada por professores e monitores, que foram fundamentais para minha aprovação para a universidade. Vocês foram essenciais na construção do meu pensamento crítico, cultural, social e por mostrarem que vidas podem ser transformadas através da educação.

Aos funcionários do Departamento de Bioquímica da UFPE e do Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura da UFRPE, que garantiram a manutenção dos laboratórios, possibilitando o desenvolvimento das pesquisas e atividades. Além dos funcionários do RU e da Moradia Estudantil, que diariamente contribuíram na minha rotina acadêmica.

À Universidade Federal de Pernambuco, instituição que me proporcionou uma formação de excelência, ampliando meus horizontes e me permitindo crescer como profissional e como pessoa. E, por fim, à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pelo fomento para a realização deste trabalho.

A todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte dessa trajetória, meu mais sincero agradecimento.

## RESUMO

O diagnóstico da qualidade do ambiente aquático permite identificar impactos antrópicos que podem comprometer a saúde pública e a biodiversidade local, nesse contexto, o uso de biomarcadores múltiplos se mostra eficaz para avaliar os efeitos de contaminantes ambientais sobre organismos bioindicadores. Este estudo teve como objetivo analisar a qualidade da água da Bacia do Pina através dos parâmetros físico-químicos e concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na água, e seus impactos sobre *Mugil spp.*, avaliando danos ao DNA e alterações hematológicas como indicadores de saúde animal. Os resultados das análises físico-químicas da água revelaram pontos críticos na extensão da bacia, com destaque para o P1, confluência dos rios Jordão, Tejió e braço sul do Capibaribe, e o P2 foco de efluentes. Parâmetros como oxigênio dissolvido chegaram a 0,20 mg L<sup>-1</sup>, muito abaixo do que é estabelecido pelo CONAMA, de 6 mg L<sup>-1</sup>, além de altas concentrações de amônia (1,23 mg L<sup>-1</sup>). Enquanto a presença de HPAs foi verificada em todos os pontos, com destaque para o Naftaleno que alcançou concentrações superiores a 50 ng L<sup>-1</sup>. Os espécimes de *Mugil spp.* não apresentaram variação no seu tamanho e peso entre as estações seca e chuvosa, contudo, os parâmetros hematológicos variaram significativamente na estação chuvosa, período em que há o aumento da entrada de compostos químicos através do escoamento de água para os corpos hídricos. Foi observada a redução ( $P < 0,05$ ) da hemoglobina corpuscular média, plaquetas e linfócitos (célula do sistema imune). Os parâmetros bioquímicos séricos também variaram significativamente entre as estações ( $P < 0,05$ ), o colesterol total (TG) e triglicerídeo total (TC) se mostraram reduzidos no período chuvoso, enquanto glicose e albumina se mostraram elevadas. Além disso, foram identificados mais de 5% de células com MN nas duas estações. Esses resultados sugerem respostas fisiológicas nos espécimes de *Mugil spp.*, demonstrando os efeitos do estresse ambiental sob esses animais. Desse modo, os resultados refletem os efeitos negativos da poluição antrópica sob o ambiente e a biota aquática, reforçando a importância do monitoramento contínuo e da adoção de estratégias sustentáveis para mitigar esses impactos.

**Palavras-chave:** Qualidade de água, Poluição antrópica, Estresse ambiental, Monitoramento ambiental, Sanidade animal.

## ABSTRACT

The assessment of aquatic environmental quality enables the identification of anthropogenic impacts that may compromise public health and local biodiversity. In this context, the use of multiple biomarkers has proven effective in evaluating the effects of environmental contaminants on bioindicator organisms. This study aimed to analyze the water quality of the Pina Basin through physicochemical parameters and concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water, as well as their impacts on *Mugil* spp., by assessing DNA damage and hematological alterations as indicators of animal health. The results of the physicochemical analyses revealed critical points along the basin, notably Point 1 (P1), where the Jordão, Tejipió, and the southern branch of the Capibaribe rivers converge, and Point 2 (P2), a known site of effluent discharge. Parameters such as dissolved oxygen reached values as low as  $0.20 \text{ mg L}^{-1}$ , far below the threshold established by CONAMA ( $6 \text{ mg L}^{-1}$ ), along with high concentrations of ammonia ( $1.23 \text{ mg L}^{-1}$ ). PAHs were detected at all sampling points, with particular emphasis on naphthalene, which exceeded concentrations of  $50 \text{ ng L}^{-1}$ . Specimens of *Mugil* spp. did not show significant variation in size and weight between the dry and rainy seasons; however, hematological parameters varied significantly during the rainy season, a period marked by increased input of chemical compounds through runoff into water bodies. A significant reduction ( $P < 0.05$ ) was observed in mean corpuscular hemoglobin, platelet count, and lymphocytes (immune cells). Serum biochemical parameters also varied significantly between seasons ( $P < 0.05$ ): total cholesterol (TC) and triglycerides (TG) were reduced during the rainy period, whereas glucose and albumin levels were elevated. Moreover, more than 5% of cells with micronuclei (MN) were identified in both seasons. These results suggest physiological responses in *Mugil* spp. specimens, demonstrating the effects of environmental stress on these animals. Thus, the findings reflect the negative effects of anthropogenic pollution on the environment and aquatic biota, highlighting the importance of continuous monitoring and the adoption of sustainable strategies to mitigate these impacts.

**Keywords:** Water quality, Anthropogenic pollution, Environmental stress, Environmental monitoring, Animal health.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1.</b> HPAs no ambiente aquático .....	8
<b>Figura 2.</b> Registros da pesca artesanal na Bacia do Pina em Recife - PE.....	10
<b>Figura 3.</b> Pontos de amostragem de água e peixes ( <i>Mugil spp.</i> ) no estuário da Bacia da Pina, em Recife - PE, no período de seco e chuvoso de 2024 .....	16
<b>Figura 4.</b> Aferição de parâmetros físico-químicos <i>in situ</i> na Bacia do Pina (A) e amostras de água coletadas para análises (B).....	17
<b>Figura 5.</b> Cromatografia GC-MS para detecção de HPAs .....	19
<b>Figura 6.</b> Aferição de parâmetros zootécnicos de <i>Mugil spp</i> : Peso total(A), comprimento total e comprimento padrão (B).....	20
<b>Figura 7.</b> Punção da veia caudal (A); Confecção de esfregaços (B); Coloração das lâminas (C); Lâminas coradas (D); Análise hematológica (E); Contagem de células em microscópio óptico (F) de <i>Mugil spp</i> .....	21
<b>Figura 8.</b> Registros de poluição encontrados na Bacia do Pina, Recife – PE.	27
<b>Figura 9.</b> Fotomicrografia de esfregaço sanguíneo destacando núcleos eritrocitários de <i>Mugil spp</i> apresentando anormalidades (Giemsa, 40X) .....	32
<b>Figura 10.</b> Células do sangue periférico de <i>Mugil spp</i> em extensão sanguínea. (Panótico, 100x).....	37

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Parâmetros físico-químicos da água em diferentes pontos na extensão da Bacia do Pina, em Recife - PE. ....	24
<b>Tabela 2.</b> Concentrações de HPAs (ng L <sup>-1</sup> ) no período seco e chuvoso de 2024 em quatro diferentes pontos da Bacia do Pina - PE .....	28
<b>Tabela 3.</b> Estatísticas descritivas das variáveis biométricas de <i>Mugil spp</i> .....	31
<b>Tabela 4.</b> Valores médios ± Desvio Padrão de micronúcleos (MN) e anormalidades nucleares eritrocitárias (ANEs) em <i>Mugil spp</i> .....	31
<b>Tabela 5.</b> Valores médios ± Desvio padrão das células sanguíneas obtidas com método de contagem automática de células sanguíneas em <i>Mugil spp</i> .....	35
<b>Tabela 6.</b> Valores médios ± Desvio Padrão da contagem diferencial de trombócitos (%) e leucócitos (%), de <i>Mugil spp</i> coletadas na Bacia do Pina em duas estações de 2024. ....	37
<b>Tabela 7.</b> Valores médios ± Desvio Padrão dos metabólitos séricos em <i>Mugil spp</i> coletadas na Bacia do Pina em duas estações de 2024.....	39

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL .....	1
2.	REFERENCIAL TEÓRICO .....	4
2.2.	POLUIÇÃO NA BACIA DO PINA, PERNAMBUCO .....	5
2.3.	CONTAMINAÇÃO AQUÁTICA POR HPAS .....	6
2.4.	<i>MUGIL SPP</i> COMO ESPÉCIE SENTINELA .....	8
2.5.1.	HEMATOLOGIA DE PEIXES .....	11
2.5.2.	GENOTOXICIDADE: MICRONÚCLEO (MN) E OUTRAS ANORMALIDADES NUCELARES (ANS) .....	12
3.	OBJETIVOS .....	14
4.	MATERIAIS E MÉTODOS .....	15
4.1.	ÁREA DE ESTUDO .....	15
4.2.	COLETA, PROCESSAMENTO E ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICO DA ÁGUA ....	16
4.3.	CROMATOGRAFIA DE HPAS NA ÁGUA .....	17
4.4.	AMOSTRAGEM E COLETA SANGUÍNEA DE <i>MUGIL SPP</i> ; .....	19
4.4.1.	CONTAGEM DIFERENCIAL DE LEUCÓCITOS E TROMBÓCITOS .....	21
4.4.2.	ANÁLISE DE GENOTOXICIDADE EM <i>MUGIL SPP</i> .....	22
4.4.3.	ANÁLISE DO PLASMA .....	22
4.5.	ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	22
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	23

<b>5.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA.....</b>	<b>23</b>
<b>5.2. HPAS NA ÁGUA .....</b>	<b>27</b>
<b>5.3. ÍNDICES BIOMÉTRICOS DA <i>MUGIL SPP</i> .....</b>	<b>30</b>
<b>5.4. GENOTOXICIDADE .....</b>	<b>31</b>
<b>5.5. PERFIL HEMATOLÓGICO.....</b>	<b>34</b>
<b>5.6. CONTAGEM DIFERENCIAL DE LEUCÓCITOS E TROMBÓCITOS.....</b>	<b>36</b>
<b>5.7. PARÂMETROS BIOQUÍMICOS DO SORO .....</b>	<b>38</b>
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>41</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) de números 6 e 14 da Organização das Nações Unidas (ONU) são fundamentais para a garantia e preservação da qualidade da água e da fauna aquática. O ODS 6 busca garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos, enfatizando a redução da poluição e o tratamento adequado de águas residuais, o que é essencial para manter a saúde dos ecossistemas aquáticos e prevenir a contaminação de fontes hídricas. Já o ODS 14 concentra-se na conservação e no uso sustentável dos oceanos, águas e recursos marinhos, redução da poluição e proteção dos ecossistemas marinhos e costeiros, além da regulação da exploração pesqueira. Esses aspectos são cruciais para a manutenção da biodiversidade aquática e a saúde dos oceanos (ONU, 2025). Com isso, o desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos resultante da elevada liberação de substâncias químicas no ambiente tem atraído crescente atenção da comunidade científica e das autoridades governamentais (PINHO, *et al.*, 2023). Os ambientes aquáticos, são normalmente, misturas complexas de produtos químicos, principalmente derivados de atividades antrópicas (LEME & MARIN-MORALES, 2009). Muitos problemas de saúde vêm sendo atribuídos à presença de contaminantes nesses ambientes, a exemplo dos efeitos mutagênicos e carcinogênicos, problemas neurológicos, distúrbios hormonais, doenças hepáticas e renais, e até a morte (BRASIL, 2002). Essas misturas interagem entre si e, por sinergismo, comumente se tornam mais tóxicas. Sinergismo é quando a toxicidade de dois ou mais produtos químicos se torna significativamente maior quando combinados do que seriam isoladamente (HODGSON, 2012) Assim, a maioria dos contaminantes apresentam potencial de alterar o equilíbrio homeostático dos organismos, impactando diversos processos fisiológicos essenciais para a sobrevivência (HALLIWELL & WHITEMAN, 2004).

O estudo mais aprofundado, levando em consideração o contexto da química da água, é especialmente relevante para os ecossistemas urbanos afetados pela população aquática, a Bacia do Pina, em Recife, Pernambuco, é um exemplo. Esse estuário enfrenta sérios desafios ambientais devido ao despejo inadequado de efluentes domésticos e industriais. Apesar da sua extrema importância para a

manutenção da biota local, a Bacia foi classificada como poluída pela CPRH, Agência Estadual de Meio Ambiente (2018), e possui como principal fonte poluidora o despejo de efluentes doméstico e industriais sem tratamento, fontes de matéria orgânica que levam a eutrofização do ambiente, tornando a qualidade da água inadequada para o emprego das atividades no qual atualmente ocorrem na região (CHARLES, 2015). A expansão urbana e industrial ao redor da bacia contribui ainda mais para a introdução de contaminantes como petróleo e derivados, organoclorados, agentes antiincrustantes, fármacos e nutrientes em excesso (ZANARDI-LAMARDO *et al.*, 2016). Entre os contaminantes presentes destacam-se os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), que são subprodutos do petróleo bruto, quando introduzidos em ecossistemas aquáticos, apresentam potencial para bioacumulação em organismos vivos e podem ser além biomagnificados ao longo da cadeia trófica, causando sérios danos à biota local e aos ecossistemas aquáticos (KIPSANG, *et al.*, 2024).

Para avaliar os efeitos deletérios nos ecossistemas, têm sido amplamente empregados espécies sentinelas, que são caracterizados como organismos que possuem capacidade de atuar como receptores biológicos de substâncias químicas, os peixes são exemplos de organismos sentinela, por estarem amplamente distribuídos geograficamente e por serem altamente sensíveis às mudanças ambientais (RODRIGUEZ-CEA *et al.*, 2003). *Mugil* spp. é o nome dado ao grupo de espécies de peixes pertencentes à família Mugilidae e da ordem Mugiliformes, são amplamente distribuídas em águas tropicais e subtropicais por todo o mundo e no Brasil e compõe um recurso pesqueiro de extrema importância ecológica e econômica, popularmente conhecidas no nordeste do Brasil como “tainhas”, são consideradas sentinelas da qualidade ambiental costeira, especialmente de estuários e manguezais influenciados por marés (HAUSER-DAVIS *et al.*, 2016; LIMA *et al.*, 2019). Os mugilídeos possuem dietas que variam de acordo com a espécie e o habitat, mas a maioria são bentófagos e frequentemente se alimentam de produtores primários (como microfitobentos, material vegetal fresco ou detritico) ou meiofauna (LEBRETON *et al.*, 2016; LIMA *et al.*, 2019).2011). Vários autores relataram *Mugil* spp. como um importante bioacumulador de metais pesados, HPAs e outros poluentes da cadeia alimentar, como *M. liza* (MARCOVECCHIO, 2004), *M. cephalus* (DURAL *et al.*, 2007) e *M. curema* (CARMO *et al.*, 2013). Sendo aplicado a

diversos estudos, especialmente sob efeitos ecotoxicológicos (GINEBREDA *et al.*, 2014).

Para estudar os efeitos da poluição ambiental, tem-se utilizado biomarcadores que podem estimar as alterações a nível genético, bioquímico, celular e imunológico, permitindo análises mais rápidas e eficientes (BURGOS-ACEVES *et al.*, 2019). O sistema sanguíneo é um dos principais responsáveis por manter a homeostasia do corpo através do transporte de substâncias pelo sangue para todos as células, tecidos e órgãos. Ensaio hematológicos são comumente usados como método preditivo e diagnóstico para avaliar a saúde dos peixes. As variações de parâmetros hematobioquímicos e imunológicos servem como indicadores de mudanças fisiológicas que podem ser decorrentes de alterações ambientais (RAHMAN *et al.*, 2019; MD SHAHJAHAN *et al.*, 2022; SEIBEL *et al.*, 2021). Especificamente os leucócitos, nos dão uma resposta imediata aos efeitos sobre um organismo exposto a alterações no ambiente (CRUVINEL, *et al.*, 2010). Além disso, a avaliação dos leucócitos em peixes é fundamental para avaliar a resposta imunológica desses organismos expostos às condições ambientais adversas, desempenhando um papel essencial na defesa dos peixes contra patógenos, estressores ambientais e agentes químicos, sendo indicadores valiosos da saúde imunológica e do nível de estresse fisiológico (PRADO, 2014). Além disso, os contaminantes possuem características químicas que permitem realizar ligações com o material genético dos organismos vivos, causando alterações no DNA ou quebras de fitas, acarretando alterações genotóxicas, como micronúcleos e outras anormalidades eritrocitárias (CARITÁ, 2010).

Pesquisas anteriores na região a Bacia do Pina e do nordeste brasileiro reforçam a relação entre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e a necessidade de preservação da qualidade da água e da biodiversidade aquática. *Mugil spp.* é uma espécie socioeconomicamente importante e destaca-se como bioindicador eficiente para avaliar os impactos da poluição nos ecossistemas costeiros, especialmente diante da contaminação por hidrocarbonetos. O uso de indicadores hematológicos e genotóxicos permite diagnósticos mais precisos sobre a saúde dos organismos expostos, contribuindo para estratégias de monitoramento ambiental e mitigação dos impactos antrópicos.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1. Impactos antrópicos no ambiente aquático

O avanço acelerado da urbanização e da industrialização tem causado impactos significativos na qualidade dos recursos hídricos em escala global (MD SHAHJAHAN *et al.*, 2022). Os estuários são ecossistemas particularmente vulneráveis à degradação resultante de atividades antrópicas (SANTORO *et al.*, 2023). A instalação de complexos industriais, a expansão urbana desordenada, a construção de infraestruturas portuárias, o descarte inadequado de resíduos provenientes da agricultura e da aquicultura, além da intensa atividade turística, contribuem para a contaminação de corpos hídricos, a perda de biodiversidade e a alteração das dinâmicas ecológicas desses ambientes (SELVA, *et al.*, 2024). Esses contaminantes são lançados de forma inadequada no meio ambiente, comprometendo o equilíbrio ecológico e a saúde humana. Além disso, ambientes costeiros são considerados sumidouros finais da poluição, por serem o destino de águas residuais, escoamento superficial e águas continentais. Isso resulta na deterioração da qualidade da água (HOWARTH *et al.*, 2011) e no acúmulo de contaminantes (ZHANG *et al.*, 2022), pesticidas (TAYLOR *et al.*, 2019), hidrocarbonetos (NUNES *et al.*, 2021) e poluentes orgânicos persistentes (GIRONES *et al.*, 2020). Ao atingirem o ambiente aquático, os contaminantes apresentam uma dinâmica complexa, distribuindo-se pela coluna d'água como matéria particulada em suspensão, acumulando-se nos sedimentos e sendo assimilados pelos organismos. Esses compostos estão sujeitos a processos de biotransformação, resultando na formação de metabólitos que, frequentemente, possuem maior toxicidade em comparação às substâncias originais, potencializando os impactos ecotoxicológicos (KIPSANG, *et al.*, 2024). Dessa forma, as substâncias poluentes biodisponíveis são assimiladas pelos organismos, sendo transferidas dos níveis tróficos inferiores para os superiores por meio do processo de biomagnificação. Estudos mostram que os peixes têm a capacidade de absorver e acumular quantidades significativas de poluentes encontrados no ambiente, ocorrendo tanto pela ingestão de organismos contaminados ao longo da cadeia

alimentar quanto pela exposição direta à água poluída (PINHEIRO-SOUSA *et al.*, 2022).

Apesar dessas alterações, os sistemas estuarinos são essenciais para a manutenção da biodiversidade local, pois são considerados *hotspots* por abrigar grande número e ampla diversidade de organismos, que tem esse ambiente como habitat por toda a vida ou parte dela (ATTRILL *et al.*, 1996). Mas as atividades antropogênicas e a liberação dos poluentes têm causado efeitos deletérios a esse ecossistema, essa problemática é cada vez mais recorrente nas regiões costeiras do nordeste brasileiro, ameaçando a população e a biota local, o que acarreta no desequilíbrio ecológico e compromete o uso sustentável desse recurso (KENNISH, 2002; BARCELLOS, 2017).

## **2.2. Poluição na Bacia do Pina, Pernambuco**

A Bacia do Pina é um estuário de extrema importância situado em Recife, capital de Pernambuco, e possui características físico, químicas e hidrodinâmicas que proporcionam ótimas condições para o habitat de muitos organismos marinhos e de água doce, que são importantes para a manutenção da diversidade biológica (BRASIL, 2010). Essas características também estimulam o estabelecimento de zonas urbanas e populações pesqueiras nas margens dos estuários (SILVA *et al.*, 2014; NETO, 2015). A bacia situa-se em zona de transição entre o continente e o oceano atlântico e é formada pela confluência dos rios Capibaribe, Tejipió, Jordão e Pina. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo “As”, denominado Pseudo-tropical Quente-úmido, marcado por dois períodos distintos no regime pluviométrico: estação seca, que se prolonga de setembro a fevereiro e a estação chuvosa de março a agosto. O período seco é caracterizado por baixa pluviosidade acumulada ( $< 150 \text{ mm mês}^{-1}$ ), alta insolação total ( $240 \text{ h mês}^{-1}$ ) e temperatura média compensada de  $26 \text{ }^\circ\text{C}$  (INMET, 2017). Em contraste, o período chuvoso exhibe alta pluviosidade acumulada ( $> 200 \text{ mm mês}^{-1}$ ), baixa insolação total ( $185 \text{ h mês}^{-1}$ ) e temperatura média compensada de  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  (NUNES, 2004; INMET, 2017).

O desenvolvimento acelerado da urbanização ao redor da Bacia do Pina e por toda cidade de Recife reflete em graves problemas e desequilíbrios no ecossistema estuarino (SILVA, 2016). O lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados é um dos problemas mais alarmante na região, carecendo de programas de saneamento para prevenir os impactos causados por esse lançamento inadequado, além de programas de preservação ou monitoramento da qualidade ambiental. Segundo o instituto Trata Brasil (2024), apesar de 81,7% da população de Recife ter acesso à água tratada, apenas 30,8% contam com rede de esgoto, o que acarreta sérios impactos ao ecossistema aquático local e a saúde pública. Tendo em vista que a população ribeirinha tem os corpos d'água da região como fonte primordial de renda e de alimentação, a falta de saneamento representa um fator de risco para a transmissão de doenças, através de águas contaminadas e do consumo de pescados afetados (SOUZA, 2019). Além disso, outras atividades como instalação de aterros, dragagens, tráfego de embarcações, despejo de lixo, uso descontrolado de agrotóxicos que são lixiviados, carcinicultura ilegal e outras atividades são responsáveis pelo aumento da eutrofização e introdução de contaminantes na água, como os hidrocarbonetos, que afetam diretamente na qualidade ambiental do estuário da Bacia do Pina (MARCONDES, 2009; SILVA, 2015; VIEIRA-CAMPOS, 2017; YOGUI, *et al.*, 2018).

### **2.3. Contaminação aquática por HPAs**

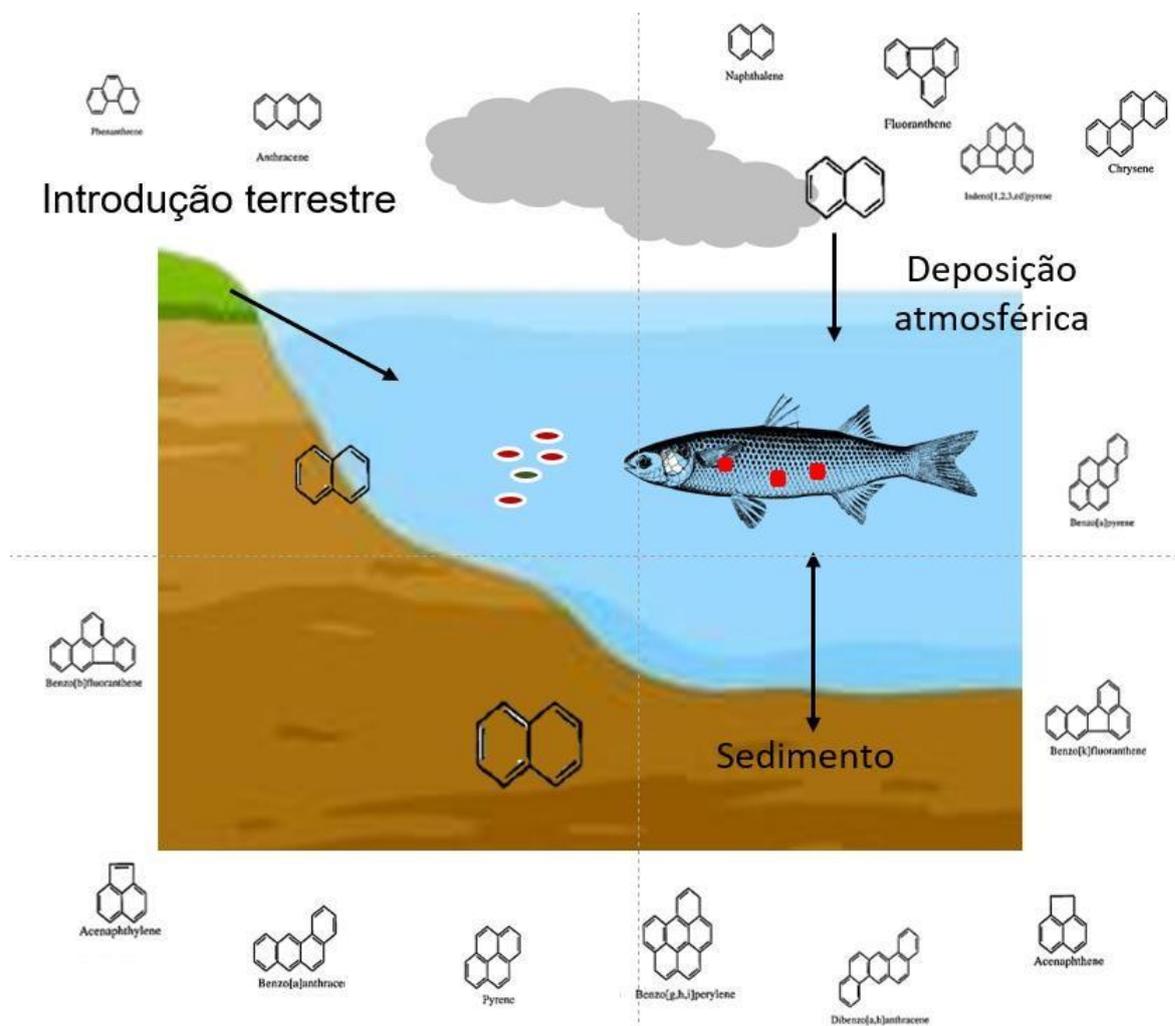
Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são uma classe de compostos orgânicos hidrofóbicos cada vez mais presente nos ambientes de água doce e marinha (HONDA & SUZUKI, 2020). São compostos por dois ou mais anéis aromáticos condensados e podem se originar de processos naturais, como incêndios florestais e erupções vulcânicas, mas as atividades antropogênicas são as principais responsáveis pela liberação de HPAs no ambiente, principalmente pela combustão incompleta de combustíveis fósseis, madeira, derramamento de óleo, descarga de navios e efluentes industriais e domésticos (NAKATA *et al.*, 2017; UNO *et al.*, 2017; HONDA *et al.*, 2018; HONDA & SUZUKI, 2020). Tendo em vista seu potencial tóxico e sua intrínseca relação com diversas atividades humanas, os HPAs vem sendo cada

vez mais investigados, e foram classificados como prioridade pela Agência ambiental dos EUA como Substâncias Tóxicas com Registro de Doenças, demonstrando o seu risco potencial sob a saúde dos organismos aquáticos e saúde humana (ATSDR, 1995, 2024).

Os estuários e manguezais são caracterizados por serem ambientes rasos e lamacentos, e exercem influência direta ou indireta sobre os organismos que entram em contato com a água e sedimento contaminado por HPAs através da coluna d'água, ou pela cadeia alimentar (CAVALCANTI, *et al.*, 2024). Esses poluentes são caracterizados por sua persistência no ecossistema, além de apresentarem potencial de bioacumulação e biomagnificação, aumentando os riscos ecotoxicológicos (KIPSANG, *et al.*, 2024). Portanto, a avaliação de ambientes contaminados inclui o uso de estratégias como o monitoramento de substâncias na água, e o uso de organismos sentinela, como macro invertebrados, bivalves, crustáceos e peixes, sensíveis às alterações ambientais (SANTANA *et al.*, 2018). Organismos sentinelas são aqueles empregados para identificar e quantificar riscos ambientais que possam comprometer a saúde ou o bem-estar humano, funcionando como indicadores precoces de ameaças potenciais (OMS, 2025). Os peixes são vertebrados dotados de um sistema de biotransformação, que é capaz de converter HPAs em moléculas solúveis em água, facilitando a excreção, no entanto, durante esse processo, moléculas de HPAs não degradadas e reativas geram subprodutos mais tóxicos que interagem com as células, bioacumulando e biomanificando-se ao longo da cadeia trófica, podendo causar mutagenicidade, carcinogenicidade, citotoxicidade e efeitos adversos sobre o comportamento, desenvolvimento e reprodução (BEKKI *et al.*, 2009; LEE *et al.*, 2011; RENGARAJAN *et al.*, 2015; DEVI *et al.*, 2016; CHERR *et al.*, 2017). Isso ocorre porque, em contato com o organismo, os HPAs podem liberar radicais livres e espécies reativas de oxigênio (EROs) que são perigosas para organismos vivos e danificam todos os principais constituintes celulares, esses radicais interagem quimicamente com proteínas, lipídeos e o núcleo celular, que podem acarretar danos no DNA (DRÖGE, 2002). Portanto, diversos estudos e programas de biomonitoramento tem adotado o uso de ferramentas de análises genotóxicas e hematológicas em peixes para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos, pois as respostas fornecidas por essas análises nos dão informações sobre os efeitos da

contaminação nos organismos aquáticos, indicando um sinal de alerta sobre os perigos para a saúde humana (HONDA & SUZUKI, 2020; KUHN, 2024).

Figura 1. HPAs no ambiente aquático



Fonte: O autor, 2025

#### 2.4. *Mugil* spp como espécie sentinela

A captura de tainha é realizada por todo litoral brasileiro pela pesca artesanal, industrial e de subsistência (DURAND *et al.*, 2012). As tainhas pertencem a família dos mugilídeos, composto por 74 espécies, sendo nove delas pertencente ao gênero *Mugil* (XIA & DURAND *et al.*, 2012; ESCHMEYER & FONG, 2020). Dessas 9, *Mugil*

*curema* é a espécie mais encontrada no litoral de Pernambuco (SANTANA *et al.*, 2015). São peixes costeiros que ocorrem em água tropicais, subtropicais e temperadas (GONZÁLEZ-CASTRO & GHASEMZADEH, 2015). São eurialinos e euritêrmicos (SECKENDORFF & AZEVEDO, 2007), mas algumas espécies habitam água doce e salobra durante a maior parte do seu ciclo de vida, migrando para esse ambiente no início do desenvolvimento, mas retornam ao mar para reproduzir (NORDLIE, 2016). Além da migração sazonal para reprodução, também podem migrar das áreas costeiras para o mar aberto em busca de alimento (LELOC'H *et al.*, 2015). A dieta dos mugilídeos varia de acordo com a espécie e o habitat, mas a maioria são bentófagos e frequentemente se alimentam de produtores primários (como microfitobentos, material vegetal fresco ou detritico) ou meiofauna (LEBRETON *et al.*, 2011). Devido à similaridade morfológica entre as tainhas e o grande número de linhagens de difícil caracterização, dificulta a identificação taxonômica entre elas (BRASIL, 2015).

Em regiões tropicais a espécie *M. curema* é uma das mais abundante entre os mugilídeos (SANTANA *et al.*, 2015; PINHEIRO & GOITEIN, 2016). Mas quando se trata de produção, o alvo principal é *M. liza*, com produção superior a 10.000 t a partir do ano 2007, enquanto a pesca chegou à 21.412 t de *M. liza* capturadas (MPA/ MMA 2015) (BRASIL, 2015).

A captura de tainha no litoral pernambucano é usada diretamente na alimentação das comunidades ribeirinhas, sendo uma atividade historicamente tradicional na região, possui uma enorme importância econômica, social e cultural (OCEANA, 2024). No entanto, um dos maiores problemas de saúde pública na atualidade são as doenças causadas pelo consumo de água e alimentos contaminados, representando 80% de todas as doenças transmitidas pela água, e mais de 30% das mortes em países em desenvolvimento (BRASIL, 2014), se tornando uma preocupação mundial. No Brasil, esse problema é ainda mais agravado nas grandes comunidades ribeirinhas que tem os recursos pesqueiros como fonte de subsistência, além de terem o pescado como uma das principais fontes de proteínas na alimentação cotidiana (Figura. 2) (DÓRIA; 2013; NEVES, 2020).

Além disso, *Mugil* spp é um grupo sensível aos efeitos dos xenobióticos, por serem receptores diretos de substâncias presentes no ambiente aquático se tornam

eficiente em testes de genotoxicidade para fins de diagnóstico ambiental (ROSENBERG & WIENS, 1976; FERNANDEZ, 2011; LIMA, 2016; ALBERGARIA-BARBOSA, 2017; GANGUILHET, 2019). Os xenobióticos são elementos estranhos, que naturalmente não estariam presentes, mas que de alguma forma estão nos organismos vivos (UFRGS, 2021). E os peixes por serem mais sensíveis aos efeitos dos compostos xenobióticos, tendem a ser mais afetados por alterações no ambiente (AMOOZADEH *et al.*, 2014; LIMA, 2016). Através da resposta fisiológica dessas espécies, é possível caracterizar o estado de um ecossistema e evidenciar previamente as modificações naturais ou provocadas. Isso inclui vários níveis da organização biológica e escalas de tempo de respostas (LOEB & SPACIE, 1994). Os peixes também são organismos que respondem a agentes genotóxicos de maneira semelhante aos vertebrados terrestres, possibilitando a avaliação de substâncias que são potencialmente mutagênicas e carcinogênicas aos seres humanos (DE FLORA *et al.*, 1991).

**Figura 2.** Registros da pesca artesanal na Bacia do Pina em Recife - PE.



Legenda: Canoas utilizadas para a pesca (A); Anúncio da venda de pescado (b) Evisceração de peixes (C) na Bacia do Pina. Fonte: O autor, 2025.

## 2.5. Biomarcadores de saúde animal

### 2.5.1. Hematologia de peixes

A análise hematológica é amplamente utilizada na toxicologia de peixes como uma ferramenta eficiente e acessível para avaliar os impactos ambientais, especialmente os causados por agentes tóxicos. Os parâmetros sanguíneos, como hematócrito, concentração de hemoglobina e contagem de células sanguíneas, são biomarcadores sensíveis que refletem alterações fisiológicas adaptativas ou específicas. Além disso, a coleta de sangue é menos invasiva em comparação com a coleta de outros tecidos em organismos vivos, de possível realização em condições de laboratório e campo. Parâmetros hematológicos básicos: hematócrito (Ht), concentração de hemoglobina (Hb), contagem de eritrócitos (RBC), contagem de leucócitos (WBC) e esfregaço de sangue podem ser obtidos usando uma pequena quantidade de sangue (cerca de 200  $\mu$ L). Outros parâmetros sanguíneos também podem ser calculados: como volume corpuscular médio (MCV), hemoglobina corpuscular média (MCH) e concentração de hemoglobina corpuscular média (MCHC) usando valores de Ht, Hb e RBC e fórmulas apropriadas (FAZIO, 2019). Alterações nos parâmetros sanguíneos podem indicar respostas adaptativas ou danos causados por xenobióticos, variando conforme o agente tóxico, sua concentração, tempo de exposição e características do peixe, como espécie e idade, por exemplo, aumentos de hematócrito e hemoglobina podem indicar mecanismos compensatórios para melhorar a oxigenação em situações de estresse, enquanto reduções podem sinalizar anemia causada por danos celulares ou supressão da eritropoiese (DIAS *et al.*, 2023; KANU *et al.*, 2023; ROHANI, 2023).

Esfregaços de sangue corados podem ser usados para contagem diferencial de leucócitos e contagem de trombócitos (FAZIO, 2019; FAZIO *et al.*, 2019; FAZIO *et al.*, 2019b). A contagem de leucócitos revela alterações imunológicas, como leucocitose, diminuição da ativação do sistema imunológico e leucopenia, indicando imunossupressão (AGUIRRE-GUZMAN *et al.*, 2016; GRZELAK *et al.*, 2017; HELUY *et al.*, 2024). A contagem de trombócitos, embora variável, pode ser usada para avaliar a coagulação e a resposta imunológica.

A bioquímica sérica é outro parâmetro sanguíneo de extrema importância para o diagnóstico da saúde metabólica dos peixes do sistema imunológico, regulação

hormonal e do equilíbrio iônico, como a glicose (Glu), colesterol, proteína total (TP), triglicerídeos (TG), alanina aminotransferase (ALT), aspartato aminotransferase (AST), entre outros, são amplamente reconhecidos como indicadores fundamentais da saúde e da fisiologia dos peixes, esses parâmetros têm sido empregados no monitoramento da condição fisiológica dos peixes em resposta a variações dietéticas, estados patológicos e diferentes condições ambientais, permitindo a análise de possíveis alterações em sua saúde (KUMAR & BANERJEE, 2016; MD SHAHJAHAN *et al.*, 2022).

Anomalias nas células sanguíneas, como deformidades nos eritrócitos ou alterações nucleares, são frequentemente associadas a efeitos citotóxicos e genotóxicos e podem ser empregadas para avaliação qualitativa da exposição de curto ou longo prazo a agentes mutagênicos (FARAG & ALAGAWANY, 2018; MD SHAHJAHAN *et al.*, 2022).

Biomarcadores hematológicos são fundamentais para monitorar a saúde dos peixes em contextos de estudos ambientais e aquicultura, demonstrando alta sensibilidade a diversos fatores. No entanto, a análise requer métodos específicos atualizados e adaptados, pois os peixes possuem células nucleadas que dificultam o uso de equipamentos automáticos padrão. A idade, o tamanho do animal, a maturidade gonadal, as condições de saúde, alimentação, densidade, o ambiente e a própria espécie de peixe também promovem variações dos parâmetros durante a vida dos peixes (IMTIAZ *et al.*, 2020). A variabilidade natural desses parâmetros reforça a necessidade de estabelecer métodos específicos para cada estudo.

#### 2.5.2. Genotoxicidade: Micronúcleo (MN) e outras anormalidades nucleares (ANs)

Estudos realizados em diversas espécies de peixes têm demonstrado a presença de micronúcleos e outras anormalidades nucleares como indicadores de danos genotóxicos decorrentes da exposição a contaminantes ambientais. De acordo com Walker *et al.* (1996), micronúcleo (MN) é uma pequena massa nucleada delimitada por uma membrana e desassociado do núcleo principal que aparece nas

células filhas como consequência de danos, não reparados, ocorridos nas células mães.

A presença de misturas complexas de contaminantes no ambiente aquático, como metais pesados, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e outros poluentes orgânicos, pode intensificar os efeitos genotóxicos. Essas substâncias podem interagir sinergicamente, potencializando os danos ao DNA e levando ao aumento na frequência de MNs e outras anormalidades nucleares (AL-SABTI & KURELEC, 1985; ÇAVAŞ & ERGENE-GÖZÜKARA, 2005; BENINCÁ *et al.*, 2011; BIANCHI *et al.*, 2011; BARŠIENĖ *et al.*, 2013; ARALDI *et al.*, 2015; ARSLAN *et al.*, 2015; AKBARY & JAHANBAKHSI, 2016). Além disso, a exposição contínua a essas misturas de contaminantes pode resultar em alterações genômicas que comprometem a integridade genética dos organismos aquáticos, aumentando o risco de mutações e doenças (ALVES *et al.*, 2015).

A complexidade das interações entre diferentes contaminantes e seus efeitos no genoma dos organismos aquáticos destaca a importância de estudos contínuos para monitorar e avaliar os riscos associados à poluição ambiental. A implementação de medidas de controle e mitigação da poluição é essencial para preservar a saúde dos ecossistemas aquáticos e das espécies que deles dependem.

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1. Objetivo Geral

Avaliar a qualidade da água da Bacia do Pina, localizada em Recife, Pernambuco, e seus efeitos sobre *Mugil spp.*, através de parâmetros genotóxicos e hematológicos.

#### 3.2. Objetivos específicos

- Avaliar os parâmetros físico-químicos e quantificar HPAs nas amostras de água da Bacia do Pina;
- Avaliar parâmetros hematológicos, bioquímicos e genotóxicos em *Mugil spp.*;
- Comparar os dados obtidos nas estações de verão e inverno, analisando os parâmetros ambientais relevantes e os dados relacionados à saúde de *Mugil spp.*

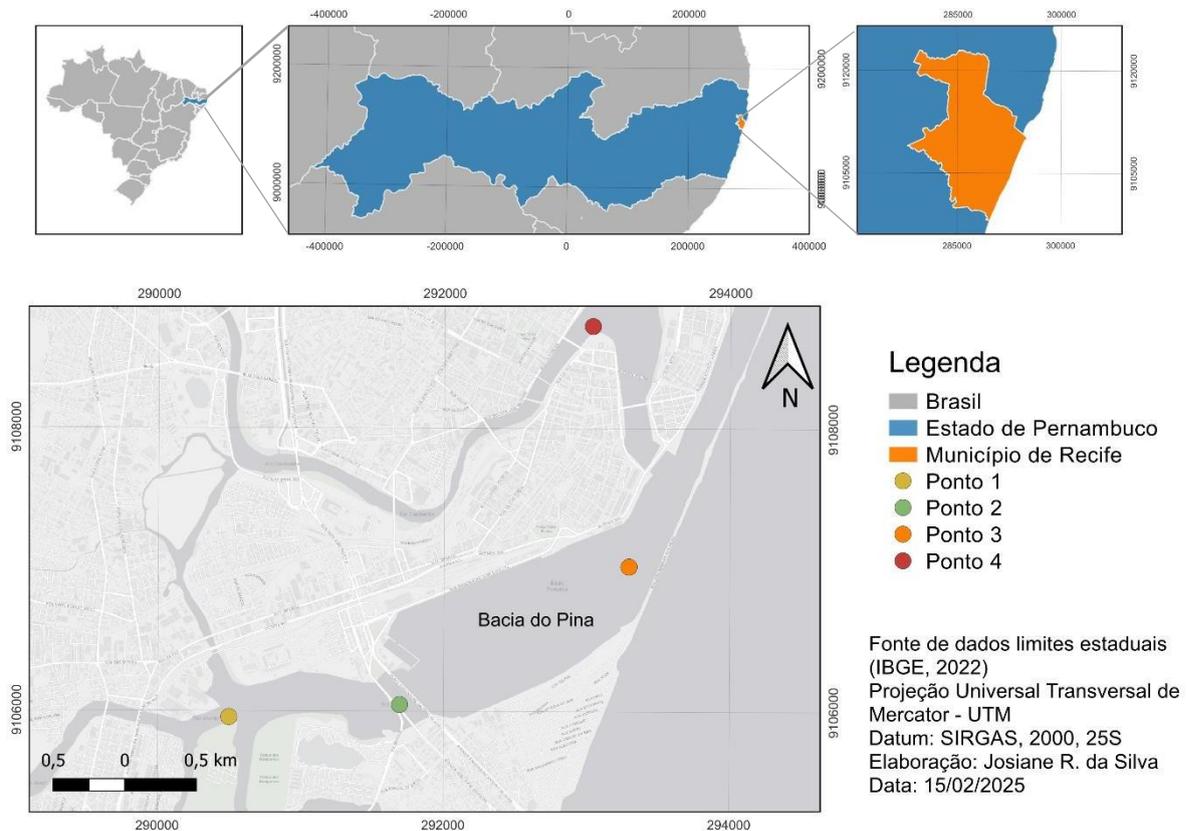
## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Área de estudo

O projeto foi protocolado e aprovado pela Comissão do Comitê de Ética em Uso de Animais (CEUA) da UFPE n° 0035/2023, e pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) n° 87130-1.

Bacia do Pina está inserida no Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (SERC), em plena área urbana de Recife - PE, ocupando uma área de aproximadamente 3,6 km<sup>2</sup>, possui largura variável entre 0,26 km e 0,86 km, perfazendo um espelho d'água de cerca de 2,02 km<sup>2</sup> (VITÓRIO, 2006). Foram realizadas duas coletas na Bacia do Pina, com intervalo de 6 meses, durante o período seco (verão) e chuvoso (inverno) de 2024, abrangendo quatro áreas de amostragem: P1 (8° 5'1.48"S / 34°54'4.22"W) P2 (8° 4'58.72"S / 34°53'25.21"W), P3 (8° 4'27.12"S / 34°52'32,71") e P4 (8°3'31,78"S / 34°52'40,86"W) como apresentado na Figura 3. Em cada área, foram determinados três pontos de coleta, nos quais foram amostrados tanto a água, para análise dos parâmetros físico-químicos e hidrocarbonetos policíclico aromáticos (HPAs), quanto 20 espécimes de *Mugil spp.* para análises de múltiplos biomarcadores.

**Figura 3.** Pontos de amostragem de água e peixes (*Mugil spp.*) no estuário da Baía da Pina, em Recife – PE, no período de seco e chuvoso de 2024.



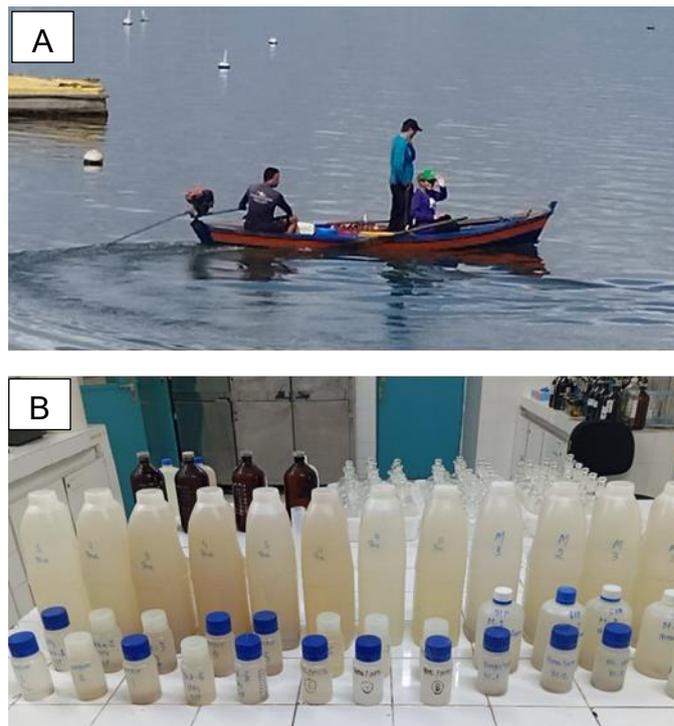
Fonte: O autor, 2025

#### 4.2. Coleta, processamento e análise físico-químico da água

As amostras de águas foram coletadas em triplicata, na superfície e no fundo (1,5 metros de profundidade), totalizando 48 amostras (24 amostras por estação), a coleta foi realizada manualmente utilizando-se garrafa de Van Dorn. A água foi transferida a bordo para garrafas de polietileno de 500 mL previamente tratadas, refrigeradas em caixas térmicas e transportadas para o Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP) e estocadas em temperaturas abaixo de  $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$  em refrigerador até o momento das análises.

Foi feita a aferição *in situ*, por meio de medições diretas realizadas no local, utilizando a sonda multiparamétrica YSI Professional Plus. Os parâmetros analisados incluem a Saturação de Oxigênio Dissolvido (DO %), Oxigênio Dissolvido (DO, mg L<sup>-1</sup>), Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT, mg L<sup>-1</sup>), Salinidade (%), e o pH da água (VIEIRA, 2010). Para a determinação dos ânions presentes na amostra, as concentrações de nitrito ( $\text{NO}_2$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ) foram analisados por espectrofotometria na faixa UV-VIS, utilizando o espectrofotômetro DR 6000 HACH e kits reagentes MERCK®. O procedimento de análise seguiu o protocolo de qualidade estabelecido pelo Sistema de Monitoramento e Análise (SMA-PQ-015 ITEP) e os protocolos Standard Methods, 2022.

**Figura 4.** Aferição de parâmetros físico-químicos *in situ* na Bacia do Pina (A) e amostras de água coletadas para análises (B).



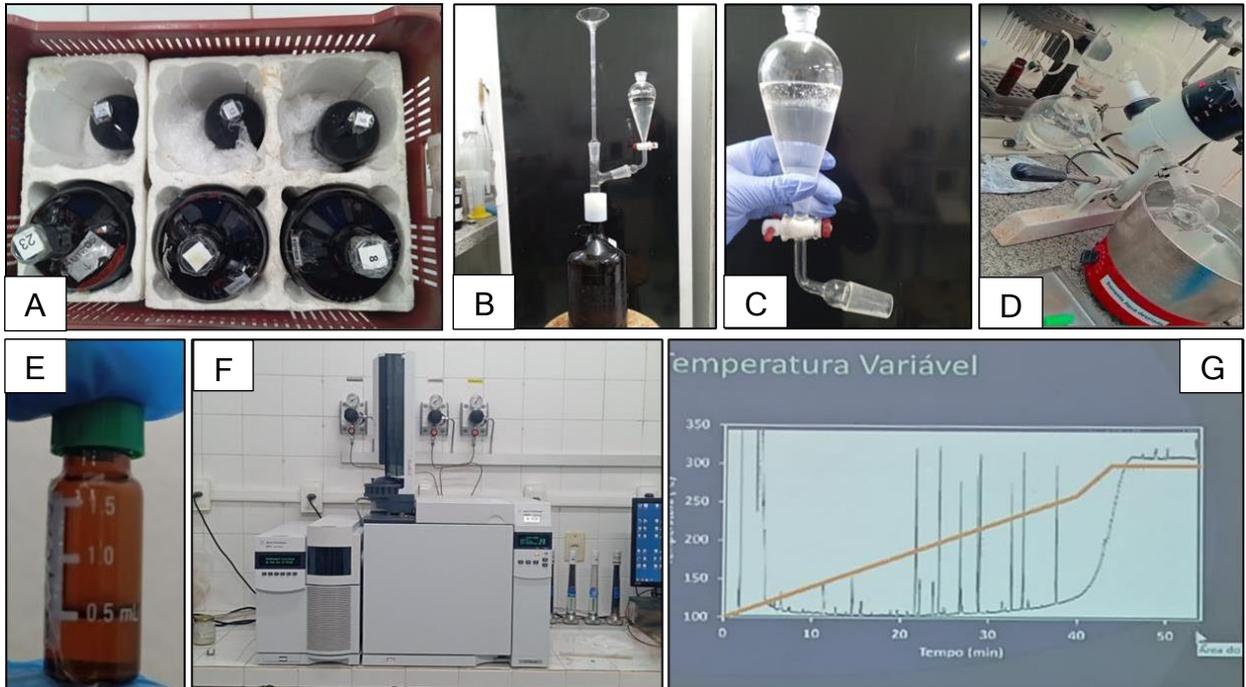
Fonte: O autor, 2025

### 4.3. Cromatografia de HPAs na água

As amostras de água para as análises de HPAs foram coletadas em garrafas âmbar com capacidade para 4 litros a 1 m de profundidade, sendo uma garrafa por ponto de coleta, além da coleta de uma amostra do branco (ar atmosférico), próximo aos pontos de coleta. Posteriormente, foi adicionado 100 ml de conservante em todas as amostras, foram acondicionados em gelo e transportada para o laboratório de Compostos Orgânicos em Ecossistemas Costeiros e Marinhos (OrganoMAR)/Departamento de Oceanografia/UFPE. Posteriormente foi realizado a filtragem do material particulado, utilizando água ultrapura e N-hexano, adicionando até a formação e retenção do gel em balão de destilação Claisen, seguido da filtragem com lã de vidro para retenção de água e colóides. Posteriormente foi realizado a redução das amostras em rotavapor, com bomba a vácuo, em banho maria a 30 °C a 80 rpm, até a redução para 0,5 ml e acondicionados em frasco de *headspace* (HS), mantido a 70 °C, usando uma fibra de Divinilbenzeno/ Carboxen /Polidimetilsiloxano (DVB/CAR/PDMS), de espessura de filme de 50/30 µm (Supelco, Bellefonte, PA, EUA), alojado em seu suporte manual (Supelco, Bellefonte, PA, EUA).

Todas as análises foram injetadas em triplicata, empregando o modo SIM, sendo utilizados os íons majoritários e secundários. As análises das amostras não apresentaram picos interferentes, conferindo seletividade ao método desenvolvido pelo protocolo interno no OrganoMAR (Figura 4). Foi investigado a faixa de linearidade para os seis analitos (n=6) (coeficientes de correlação linear, limite de detecção (LD), limite de quantificação (LQ) e valores máximos estabelecidos pelo Ministério da Saúde na Portaria nº 518, de 2004).

**Figura 5.** Cromatografia GC-MS para detecção de HPAs

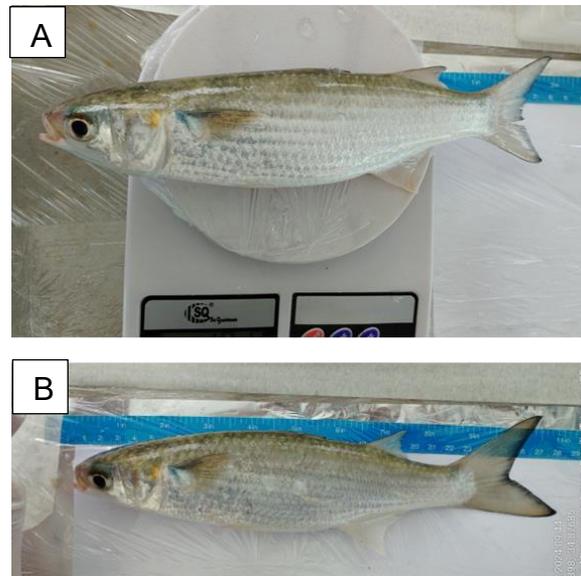


Legenda: Amostras coletadas (A); Filtragem com N-hexano (B); Gel retido (C); Redução das amostras em rotavapor (D); Frasco de *headspace* (HS) com 0,5 da amostra reduzida (E); Cromatógrafo a gás (GC-MS) (F); Cromatograma (G). Fonte: O autor, 2024.

#### 4.4. Amostragem e coleta sanguínea de *Mugil* spp;

Foram coletados 20 espécimes de *Mugil* spp. utilizando tarrafas de 6 metros de diâmetro e malhas de 30 mm, 40 mm e 50 mm entre nós opostos, com esforço de pesca diário de 3 horas. Os peixes foram identificados e realizado a biometria para aferição dos parâmetros zootécnicos comprimento total (medida do peixe desde a ponta do da cabeça até a extremidade posterior da última vértebra, excluindo o comprimento da nadadeira caudal), comprimento padrão (medida do peixe desde a ponta do a cabeça até ao final do lobo mais longo da nadadeira caudal) e peso total (g) (Figura 5).

**Figura 6.** Aferição de parâmetros zootécnicos de *Mugil* spp: Peso total(A), comprimento total e comprimento padrão (B).

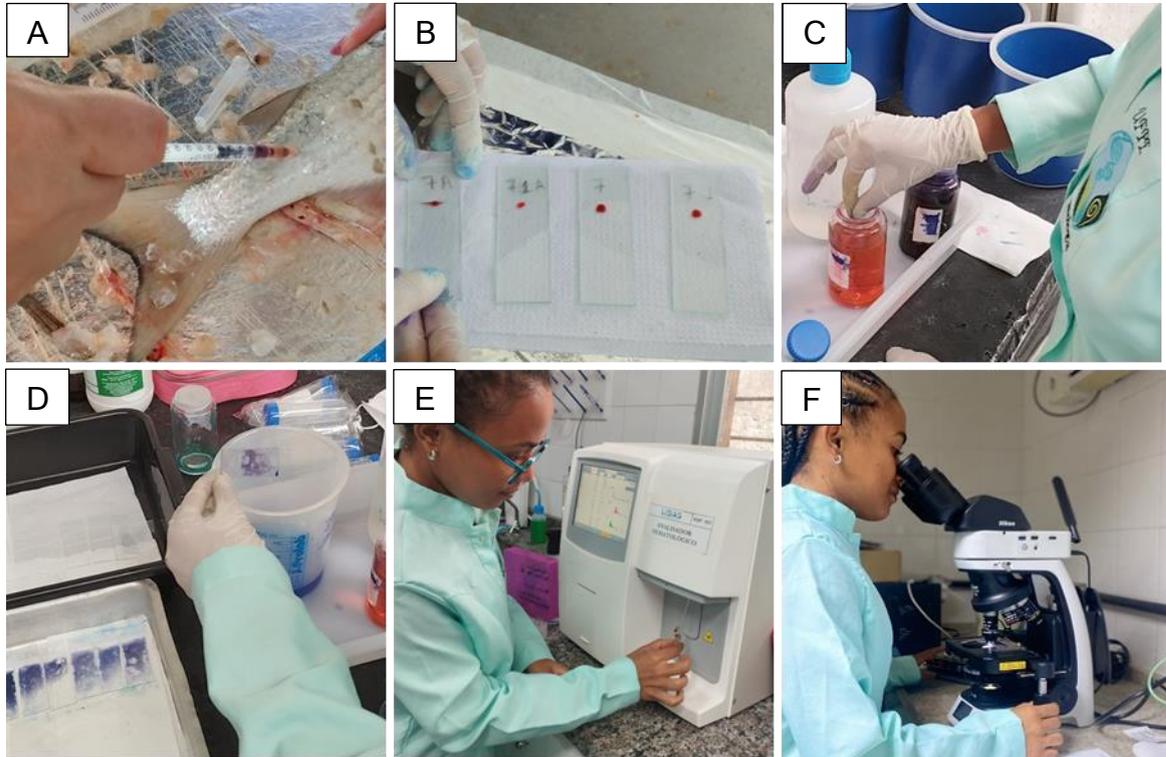


Fonte: O autor, 2025.

Para reduzir o estresse durante a coleta, os peixes foram transferidos para uma caixa com água, gelo e anestésico (MS-222 a  $0,1 \text{ gL}^{-1}$ ) por 2-3 minutos (TOPIC POPOVIC *et al.*, 2012). Em seguida foi realizado a punção da veia caudal, utilizando seringas descartáveis com  $1 \mu\text{L}$  de EDTA a 10% para confecção de esfregaços sanguíneos em duplicata por tipo de análise (Figura 6. A e B). Os esfregaços foram fixados com metanol 70% por 10 min, 20 lâminas foram coradas com solução Giemsa 10% por 40 min para observar micronúcleos e anormalidades nucleares, e outras 20 foram coradas imediatamente com kit Panótico Rápido Laborclin® para contagem diferencial de células (Figura. 6 C). As lâminas foram encaminhadas para o Laboratório de enzimologia na UFPE e realizada a observação e contagens em microscópio óptico no aumento de 40X (Figura 6. F).

Outras amostras de sangue foram acondicionadas em eppendorf revestidos com  $2 \mu\text{L}$  de EDTA a 10% para quantificação dos parâmetros sanguíneos em analisador hematológico automático XHA-31 (Figura 6. E), para isso as amostras foram encaminhadas para o Laboratório Integrado de Biotecnologia Aplicada à Saúde na UPE.

**Figura 7.** Punção da veia caudal (A); Confeção de esfregaços (B); Coloração das lâminas (C); Lâminas coradas (D); Análise hematológica (E); Contagem de células em microscópio óptico (F) de *Mugil spp*



Fonte: O autor, 2024

Por fim, foi realizada a coleta de 1 mL de sangue, sem uso de anticoagulante, para posterior separação do plasma. As amostras foram acondicionadas em microtubos eppendorf. O plasma obtido foi utilizado para a realização de ensaios bioquímicos séricos.

#### 4.4.1. Contagem diferencial de leucócitos e trombócitos

Para determinar o percentual de cada leucócito, foi realizado a contagem diferencial de 100 células por lâmina com os esfregaços corados fazendo uso de microscópio óptico de luz no aumento de 40x, resultando no valor de trombócitos, linfócitos, neutrófilos, monócitos e eosinófilos/basófilos (SVOBODOVA *et al.*, 1991).

#### 4.4.2. Análise de genotoxicidade em *Mugil* spp

Para análise de genotoxicidade, as lâminas coradas foram visualizadas sob o microscópio de luz no aumento de 40x e realizado a contagem de micronúcleos e anormalidades nucleares do tipo *blebbed*, *lobed*, *notched* e *binucleated*, que foram identificadas e pontuadas de acordo com a frequência de 1.500 eritrócitos por lâmina.

#### 4.4.3. Análise do plasma

Os tubos eppendorf (sem anticoagulante) contendo 1 ml de sangue foram centrifugados a 2.000 g por 25 min a 4 C° para obtenção do soro. As amostras de cada peixe foram analisadas em duplicatas para os seguintes analitos: Metabólitos séricos - glicose sanguínea, albumina, globulina, triglicerídeos e colesterol total. Atividades enzimáticas: alanina aminotransferase, aspartato aminotransferase e Amilase. A avaliação dos analitos séricos foi realizada utilizando kits comerciais de análise bioquímica Labolarb®.

### 4.5. Análises estatísticas

Foi utilizado o software Jamovi 2.3.28 para as análises estatísticas. Inicialmente foi realizado testes de Shapiro-Wilk e Levene para testar a normalidade e homoscedasticidade dos dados resultantes das análises físico-químicas da água, e de genotoxicidade, hematologia, bioquímica sérica e contagem diferencial. Em seguida foi realizado o teste t para verificar se houve diferença entre as estações seca e chuvosa para as amostras normais. Para as amostras anormais foi aplicado teste U de Mann-Whitney.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. Parâmetros físico-químicos da água

Os resultados para os parâmetros físico-químicos da água na Bacia do Pina revelam variações nas condições ambientais (Tabela 1). As concentrações de nitrito variaram de 0,02 mg L<sup>-1</sup> a 0,32 mg L<sup>-1</sup>. Embora a Resolução CONAMA 357/2005 estabeleça o limite de 1 mg L<sup>-1</sup> para nitrito em águas salobras de classe 1 (águas salobras classe 1 são águas que podem ser usadas para recreação, proteção de comunidades aquáticas, aquicultura, pesca e abastecimento humano), é importante notar que o nitrito é altamente tóxico para a vida aquática, mesmo em baixas concentrações, pois forma meta-hemoglobina que interfere na capacidade de transporte de oxigênio no sangue dos peixes (KUBITZA, 2019; ARAÚJO *et al.*, 2021; YAN *et al.*, 2024). Comparando esses resultados com outras pesquisas científicas, Yang *et al.* (2024) observaram que a exposição ao nitrito em concentrações de 2 e 20 mg L<sup>-1</sup> resulta em estresse oxidativo mitocondrial no fígado de peixe-zebra (*Danio rerio*), além de desencadear respostas de EROs. Os estudos de Shen *et al.* (2024) demonstram como a exposição crônica ao nitrito em ambientes de alta temperatura afeta negativamente parâmetros hematológicos, aumenta o estresse oxidativo e a apoptose em robalo malhado (*Lateolabrax maculatus*) (Shen *et al.*, 2024). Banerjee *et al.* (2023) sugerem que a toxicidade do nitrato por fontes naturais e antropogênicas pode afetar seriamente tanto os animais aquáticos quanto a saúde humana.

**Tabela 1.** Parâmetros físico-químicos da água em diferentes pontos na extensão da Bacia do Pina, em Recife - PE.

Pontos de coleta	Estação	Parâmetros						
		SD (%)	OD (mg L <sup>-1</sup> )	CDT (µS/cm)	SDT (mg L <sup>-1</sup> )	Salinidade (%)	Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	Amônia (mg L <sup>-1</sup> )
1	Seco	2,50 ± 0,707 <sup>Abc</sup>	0,200 ± 0,141 <sup>Ab</sup>	30125 ± 34508 <sup>Aa</sup>	17908 ± 20406 <sup>a</sup>	17,6 ± 20,9 <sup>a</sup>	0,320 ± 0,00 <sup>Aa</sup>	1,23 ± 0,318 <sup>a</sup>
	Chuvoso	4,70 ± 0,00 <sup>Bbc</sup>	0,390 ± 0,141 <sup>Bb</sup>	7010 ± 26214 <sup>Ba</sup>	4420 ± 15281 <sup>a</sup>	3,13 ± 16,1 <sup>a</sup>	0,0300 ± 0,00 <sup>Ba</sup>	0,960 ± 0,00 <sup>a</sup>
2	Seco	4,50 ± 2,12 <sup>Ac</sup>	0,200 ± 1,13 <sup>Ab</sup>	37406 ± 31517 <sup>Aa</sup>	22219 ± 18356 <sup>a</sup>	21,6 ± 16,1 <sup>a</sup>	0,250 ± 0,00 <sup>Aa</sup>	1,07 ± 0,106 <sup>a</sup>
	Chuvoso	4,80 ± 0,141 <sup>Bc</sup>	0,430 ± 0,354 <sup>Bb</sup>	7015 ± 31474 <sup>Ba</sup>	4430 ± 19605 <sup>a</sup>	5,44 ± 20,6 <sup>a</sup>	0,0200 ± 0,00 <sup>Ba</sup>	0,960 ± 0,00 <sup>a</sup>
3	Seco	34,5 ± 20,5 <sup>Aa</sup>	2,20 ± 0,636 <sup>Aa</sup>	39086 ± 31474 <sup>Aa</sup>	23320 ± 4730 <sup>a</sup>	25,5 ± 4,88 <sup>a</sup>	0,220 ± 0,00 <sup>Aa</sup>	0,825 ± 0,247 <sup>a</sup>
	Chuvoso	18,8 ± 7,92 <sup>Ba</sup>	0,985 ± 0,00 <sup>Ba</sup>	23544 ± 22825 <sup>Ba</sup>	14531 ± 0,00 <sup>a</sup>	6,83 ± 0,00 <sup>a</sup>	0,0600 ± 0,00 <sup>Ba</sup>	0,960 ± 0,00 <sup>a</sup>
4	Seco	17,0 ± 2,83 <sup>Aabc</sup>	1,15 ± 0,0566 <sup>Aab</sup>	35956 ± 0,00 <sup>Aa</sup>	20513 ± 0,00 <sup>a</sup>	20,2 ± 0,00 <sup>a</sup>	0,250 ± 0,00 <sup>Aa</sup>	0,925 ± 0,177 <sup>a</sup>
	Chuvoso	4,65 ± 0,919 <sup>Babc</sup>	0,350 ± 0,757 <sup>Bab</sup>	3692 ± 6,36 <sup>Ba</sup>	2314 ± 134 <sup>a</sup>	1,85 ± 947 <sup>a</sup>	0,0300 ± 0,00 <sup>Ba</sup>	0,660 ± 0,00 <sup>a</sup>
<i>P</i> -valor Pontos de coleta		0,013	0,018	0,807	0,896	0,491	0,989	0,006
<i>P</i> -valor Estação		0,032	0,024	0,048	0,051	0,438	< .001	0,978
<i>P</i> -valor Pontos de coleta*Estação		0,283	0,165	0,976	0,963	0,508	Na	0,050

Legenda: SD = Saturação de Oxigênio; OD = Oxigênio dissolvido; CDT = Condutividade; SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; Na = não há. Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ). Fonte: O autor, 2025.

As concentrações de amônia também apresentam variações significativas ( $P = 0,006$ ) nos diferentes pontos da Bacia do Pina. Durante o período seco, os valores oscilaram entre  $0,825 \pm 0,247 \text{ mg L}^{-1}$  no ponto 3 e  $1,23 \pm 0,318 \text{ mg L}^{-1}$  no ponto 1, enquanto no período chuvoso variaram de  $0,660 \pm 0,00 \text{ mg L}^{-1}$  no ponto 4 a  $0,960 \pm 0,00 \text{ mg L}^{-1}$  nos pontos 1, 2 e 3. A presença de amônia no ambiente aquático frequentemente está associada a degradação de matéria orgânica e ao transporte de efluentes domésticos e industriais (JULLY *et al.*, 2015). Concentrações elevadas de amônia podem indicar contaminação recente por resíduos orgânicos (ANDRADE *et al.* 2014). A amônia pode ser tóxica para a biota aquática, afetando processos fisiológicos e podendo levar à mortalidade de organismos sensíveis, como os peixes. Em estudos recentes, Kajimura *et al.* (2023) relataram toxicidade aguda de amônia e nitrito em peixes-lutadores-siameses (*Betta splendens*). Além disso, Molayemraftar *et al.* (2021) confirmam que a exposição única e combinada de amônia e nitrito tem efeitos tóxicos em índices sanguíneos de *Cyprinus carpio*.

No que se refere à disponibilidade de oxigênio (OD), os valores mensurados variaram de 0,39 a 2,8  $\text{mg L}^{-1}$ , com uma média de  $0,90 \pm$  desvio padrão  $\text{mg L}^{-1}$ , muito abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA (2005) para águas salobras da classe 1 de 6  $\text{mg L}^{-1}$ . Essa baixa concentração de oxigênio sugere uma condição de anoxia, que pode comprometer a sobrevivência da fauna aquática. Além disso, os dados da Tabela 1 indicam uma variação significativa nos níveis de OD entre os pontos de coleta ( $P = 0,018$ ) e entre as estações ( $P = 0,024$ ). Pontos como P1 e P2 obtiveram valores extremamente baixos, chegando a apenas 0,20  $\text{mg L}^{-1}$  no período seco e 0,39  $\text{mg L}^{-1}$  no período chuvoso. Condições como estas podem ocasionar eventos de mortalidade em massa de organismos aquáticos devido à deficiência de oxigênio (BAIRD *et al.*, 2004). Outros estudos na Bacia do Pina também relataram níveis baixos de OD. Santos (2020) relatou concentração de 1,22  $\text{mg L}^{-1}$  de OD na estação seca em 2019. Nobre *et al.* (2010) e Araújo *et al.* (2021) observaram níveis baixos de OD em estuários brasileiros impactados por atividades antrópicas. Okumura *et al.* (2020) analisaram a qualidade da água em um rio tropical na Bahia, e encontraram valores médios de OD próximos a 5,1  $\text{mg L}^{-1}$  em áreas com influência de regiões urbana e forte presença de esgoto doméstico.

A condutividade e os sólidos dissolvidos totais (SDT) representam a quantidade de sais na água (NOBRE *et al.*, 2010). Esses parâmetros também

mostraram grandes variações entre as estações, com valores médios mais altos no período seco em comparação ao chuvoso. Isso é esperado, visto que o menor volume de chuva reduz a capacidade de diluição de compostos dissolvidos na água, aumentando a concentração de sais e outras substâncias. De forma semelhante, a salinidade apresentou valores mais elevados no período seco, variando entre 17,6 a 25,5%, comparado ao período chuvoso que variou de 1,85 a 6,83 %, o que pode ser atribuído à intrusão salina e à redução do volume de água doce, assim como foi relatado em outros estudos na bacia do Pina (SANTOS, 2020). Vale ressaltar que os pontos com maiores concentrações de amônia possuem menores níveis de oxigênio (OD). Por exemplo, no ponto 1 durante o período seco, a amônia atingiu  $1,23 \pm 0,318$  mg L<sup>-1</sup>, enquanto o OD foi de  $0,200 \pm 0,141$  mg L<sup>-1</sup>. Essa relação inversa pode ser explicada pelo consumo de oxigênio durante a composição da matéria orgânica, processo que aumenta a concentração de amônia e reduz os níveis de OD. A salinidade, que apresentou variações entre os pontos de coleta também influencia a dinâmica da amônia. Em ambientes estuarinos, a salinidade pode afetar a forma química e a toxicidade da amônia, bem como a solubilidade do oxigênio na água (SANTOS, 2014).

Os resultados encontrados sugerem que a Bacia do Pina está sendo influenciada por descargas de resíduos, em sua maior parte de origem antrópica, as quais impactam os parâmetros de qualidade de água, como é possível visualizar na imagem 8. Tais evidências ressaltam a importância do monitoramento contínuo e da implementação de estratégias eficazes de gestão ambiental para mitigar esses impactos e promover a recuperação do ecossistema aquático.

**Figura 8.** Registros de poluição encontrados na Bacia do Pina, Recife - PE.



Legenda: Focos de poluição encontrados nas margens da bacia do Pina (A, C e D). *Eichornia crassipes* (Espécie de planta aquática característica de ambientes eutrofizados) (B). Fonte: O autor, 2024.

## 5.2. HPAs na água

Os resultados na Tabela 2 indicam variações na concentração de HPAs. O Naftaleno apresentou as maiores concentrações entre os compostos analisados, com valores variando de  $14,55 \text{ ng L}^{-1}$  a  $56,88 \text{ ng L}^{-1}$  no período seco e de  $24,47 \text{ ng L}^{-1}$  a  $53,02 \text{ ng L}^{-1}$  no período chuvoso. Compostos como Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno e Fenantreno também exibiram concentrações relativamente elevadas, sugerindo fontes de contaminação contínuas na região. Notavelmente, os HPAs de alto peso molecular, como benzo[a]pireno, Dibenzo[a,h]antraceno e benzo[ghi]perileno, não foram detectados em sua maioria ou apresentaram concentrações abaixo do limite de quantificação, indicando uma possível origem petrogênica e industrial dos contaminantes (OLIVEIRA, *et al.*, 2020). A soma total dos 16 HPAs foi mais elevada nos pontos P2 e P3, com valores de  $80,25 \text{ ng L}^{-1}$  e  $79,20$

ng L<sup>-1</sup>, respectivamente, reforçando a influência de diferentes fontes de poluição nos distintos pontos de coleta.

**Tabela 2.** Concentrações de HPAs (ng L<sup>-1</sup>) no período seco e chuvoso de 2024 em quatro diferentes pontos da Bacia do Pina – PE.

Pontos de coleta	Estação							
	Seco				Chuvoso			
	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4
Analito	Concentração (ng L <sup>-1</sup> )				Concentração (ng L <sup>-1</sup> )			
Naftaleno	48,99	56,88	14,55	31,34	52,69	24,47	53,02	28,24
Acenaftileno	0,33	0,41	< 0,25	0,45	0,42	0,87	0,36	< 0,25
Acenafteno	1,31	1,58	0,43	0,64	1,31	1,29	1,60	0,77
Fluoreno	4,31	5,48	1,41	2,52	4,07	3,55	5,90	2,72
Fenantreno	8,17	10,54	2,77	5,02	7,96	7,23	9,79	4,84
Antraceno	0,51	0,70	< 0,25	0,33	0,49	0,81	0,80	0,27
Fluoranteno	1,43	2,31	0,66	1,18	2,71	3,10	3,05	1,30
Pireno	1,21	1,83	0,60	1,34	2,94	3,26	3,21	1,28
Benzo[a]antraceno	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	0,29	0,32	0,29	< 0,25
Criseno	0,34	0,54	< 0,25	0,28	0,75	0,68	0,88	0,30
Benzo[b]fluoranteno	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	0,28	< 0,25	< 0,25	< 0,25
Benzo[k]fluoranteno	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25
Benzo[a]pireno	nd	nd	nd	nd	< 0,25	nd	nd	< 0,25
Dibenzo[a,h]antraceno	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Indeno[1,2,3-cd]pireno	nd	nd	nd	nd	0,46	nd	0,32	nd
Benzo[ghi]perileno	nd	nd	nd	nd	< 0,25	< 0,25	nd	< 0,25
Σ 16 HPAs	66,58	80,25	20,42	43,10	74,34	45,57	79,20	39,69

Legenda: A e B: Pontos de coleta na extensão da Bacia do Pina. nd = não detectado considerado igual a zero, números precedidos por "<" indicam concentração abaixo do limite de quantificação (LQ). Fonte: O autor, 2025.

Com base na classificação proposta por Cao *et al.* (2010), no qual a contaminação por HPAs na água pode ser variável em quatro graus: micro poluída (10 a 50 ng L<sup>-1</sup>), levemente poluída (50 a 250 ng L<sup>-1</sup>), moderadamente poluída (250 a 1000 ng L<sup>-1</sup>), moderadamente poluída (250 a 1000 ng L<sup>-1</sup>). e altamente poluída (> 1000 ng L<sup>-1</sup>). Os resultados das concentrações de HPAs na Bacia do Pina indicam que a maioria das amostras podem ser classificadas como micro poluídas, uma vez que os

valores de  $\Sigma 16$  HPAs variaram entre 20,42 ng L<sup>-1</sup> (A3, período seco) e 80,25 ng L<sup>-1</sup> (A2, período seco). No entanto, quatro amostras apresentaram concentrações superiores a 50 ng L<sup>-1</sup>, podendo ser classificadas como levemente poluídas: A1 e A2 no período seco (66,58 e 80,25 ng L<sup>-1</sup> respectivamente) e B1 e B3 no período chuvoso (74,34 e 79,20 ng L<sup>-1</sup> respectivamente).

Assim, os valores de HPAs observados nos diferentes pontos da Bacia do Pina sugerem que as atividades antrópicas possuem uma relação com a contaminação aquática da região, a maior concentração total de HPAs foi registrada nos pontos A2 e B3, que estão localizados em áreas com influência de efluentes urbanos e industriais, esses locais na Bacia recebem descargas contínuas de efluentes domésticos e industriais, além de estarem expostos ao escoamento superficial de áreas densamente urbanizadas, o que pode explicar os elevados níveis de Naftaleno, Fenantreno e Fluoreno, compostos frequentemente associados a fontes petrogênicas e despejos urbanos, como é relatado nos estudos de Cavalcante, (2020), Alves *et al.* (2021) e Pinho *et al.* (2023).

O ponto A1 e B1, situado na confluência dos rios Jordão, Tejipió e Braço Sul do Capibaribe, apresentou concentrações elevadas de HPAs, possivelmente devido à contribuição dessas bacias hidrográficas, que drenam áreas urbanas e industriais antes de desembocar na Bacia do Pina (MACIEL *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2021). Já o ponto A4 e B4, localizado na saída do Rio Capibaribe ao lado do Palácio, apresentou concentrações relativamente menores, sugerindo uma possível diluição dos contaminantes à medida que a água se mistura com o ambiente estuarino.

O aumento das concentrações durante o período chuvoso pode indicar que o carreamento de contaminantes pelo escoamento superficial pode ser um fator importante na mobilização dos HPAs, agravando a contaminação da água. A presença de compostos como benzo[a]antraceno e Criseno em algumas amostras sugere uma possível contribuição de fontes pirolíticas, como a queima de combustíveis fósseis e emissões veiculares, que podem ser depositadas na superfície e lixiviadas para os corpos d'água (TORRES *et al.*, 2007; LEMOS *et al.*, 2014).

De forma semelhante, pesquisas na costa brasileira relataram a influência de fontes petrogênicas e pirolíticas na poluição marinha por HPAs (MACIEL *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2021; KUHN *et al.*, 2024). Em estudos realizados na costa dos estados de Alagoas e Sergipe, foram identificados contaminação por HPAs na água e no

fígado dos peixes, contaminação essa originada principalmente pelo derramamento de óleo em 2019, além das atividades portuárias e industriais (SOARES *et al.*, 2021). Nestas pesquisas, o Naftaleno e o Fenantreno foram os analitos em maior concentração, reforçando os resultados encontrados na Bacia do Pina. Em outro estudo recente, foi avaliado o sedimento da Bacia do Pina e identificado que este ambiente urbano frequentemente apresenta características elevadas de contaminantes, devido ao despejo de efluentes e ao escoamento superficial, ressaltando o impacto ambiental e os riscos à biota aquática (COSTA *et al.*, 2021). No Sudeste, foi identificado a presença de HPAs em mananciais, evidenciando o risco à saúde humana decorrente da contaminação de águas superficiais e subterrâneas por atividades antrópicas (ROCHA & NISHIO, 2016). Noletto *et al.* (2022) Encontrou HPAs nas águas da Costa Equatorial Amazônica associados a alterações reprodutivas e genotoxicidade em peixes estuarinos da espécie *Sciades herzbergii*.

Dessa forma, os resultados evidenciam que a contaminação por HPAs na Bacia do Pina está diretamente associada às atividades humanas, como despejo de efluentes, tráfego urbano e deposição atmosférica de poluentes. O monitoramento contínuo desses compostos é essencial para avaliar os impactos ambientais e desenvolver estratégias de mitigação voltadas para a redução da poluição aquática na região.

### **5.3. Índices biométricos da *Mugil spp***

Os índices biométricos das amostras de peixes usadas no estudo são mostrados na Tabela 3. Os peixes não variaram de tamanho entre o período seco e chuvoso, com peso médio de 253 g ( $\pm 82$ ) no período seco, e no período chuvoso pesavam 215 g ( $\pm 128$ ). Destaca-se o DP do peso dos peixes no período chuvoso, o valor representa uma variação no tamanho dos peixes, registrando peso mínimo de 185 g e máximo 418 g, que pode estar relacionado com mudanças sazonais no ecossistema estuarino ou o método de captura dos peixes.

**Tabela 3.** Estatísticas descritivas das variáveis biométricas de *Mugil spp.*

Estação	Seco	Chuvoso	
Parâmetros	Média ± DP	Média ± DP	<i>P</i> -valor
Peso (g)	253 ± 82	215 ± 128	0.436
Comprimento total (cm)	29,2 ± 3,28	28,3 ± 5,08	0.643
Comprimento padrão (cm)	23,5 ± 2,67	23,6 ± 4,23	0.975

Legenda: DP = Desvio Padrão. Fonte: O autor, 2025

#### 5.4. Genotoxicidade

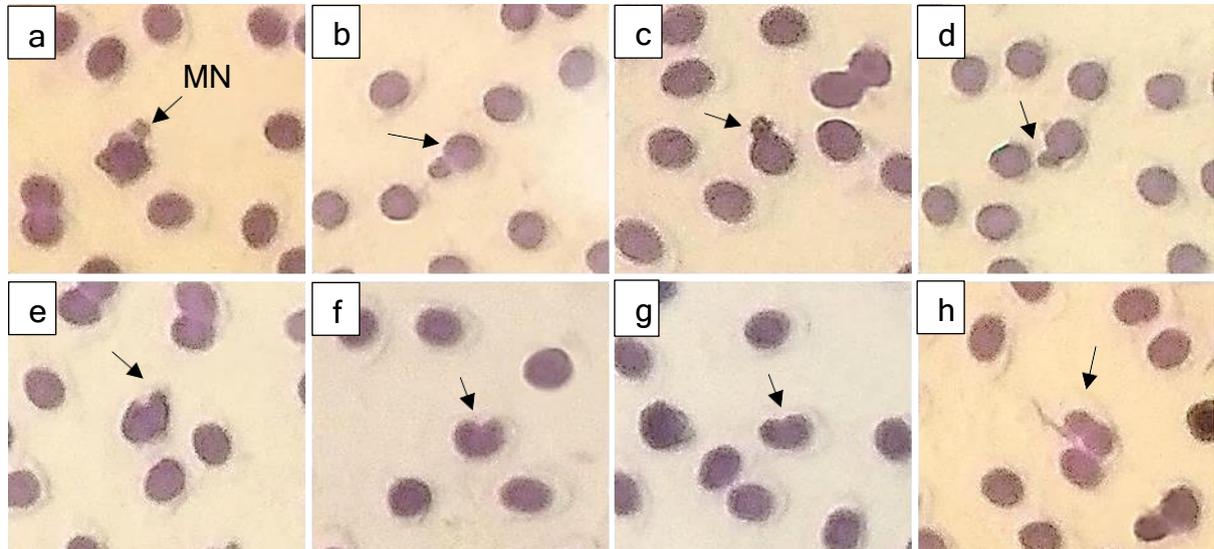
Para análises genotóxicas, tem sido amplamente utilizado teste de micronúcleo, servindo como um biomarcador eficaz para monitorar a saúde ambiental de ecossistemas aquáticos (ELLER *et al.*, 2020; D'AGOSTINI & LA MAESTRA, 2021). No presente estudo, foram observadas frequências médias de micronúcleos de  $7,765 \pm 4,730$  no período seco e  $8,611 \pm 4,804$  no período chuvoso, sem diferença estatística entre os períodos ( $P = 0,719$ ) como observado na Tabela 4 e Figura 8 a seguir.

**Tabela 4.** Valores médios ± Desvio Padrão de micronúcleos (MN) e anormalidades nucleares eritrocitárias (ANEs) em *Mugil spp.*

Estação	Lesões eritrocitárias				
	Micronúcleo	Blebbbed	Notched	Lobed	Binucleated
Seco	7,765±4,730	3,611 ± 3,470	1,556 ± 1,310	1,278 ± 1,310	1,750 ± 0,813
Chuvoso	8,611 ± 4,804	5,143 ± 4,185	3,286 ± 2,920	2,692 ± 1,377	1,600 ± 0,894
<i>P</i> -valor	0.719	0.813	0.193	0.113	0.729

Fonte: O autor, 2025

**Figura 9.** Fotomicrografia de esfregaço sanguíneo destacando núcleos eritrocitários de *Mugil spp* apresentando anormalidades (Giemsa, 40X).



Legenda: Setas indicam anormalidades. MN = micronúcleo; *lobed*+MN (a), *blebbed* (b; c; d), *notched* (e; f; g), e *binucleated* (h). Fonte: O autor, 2025

Além dos micronúcleos, outras anormalidades nucleares, como células *blebbed*, *notched*, *lobed* e binucleadas foram avaliadas, apresentando frequências mais elevadas no período chuvoso, entretanto, essas diferenças não foram estatisticamente significativas ( $P > 0,05$ ). Anormalidades nucleares como células *blebbed*, *notched* e *lobed* são indicativas de danos no DNA e instabilidade genômica, podendo resultar da exposição a contaminantes ambientais (DEL-GUERCIO, 2017). A ausência de diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso sugere uma exposição contínua dos peixes a agentes genotóxicos ao longo do ano. Estudos anteriores relataram que peixes expostos a ambientes contaminados podem apresentar frequências elevadas de micronúcleos e outras anormalidades nucleares, refletindo a presença persistente de poluentes genotóxicos no ambiente aquático (LUIZ *et al.*, 2023).

A detecção de células binucleadas (Figura 9), caracterizadas pela presença de dois núcleos em uma única célula, pode indicar interferências no processo de divisão celular, possivelmente causadas pela mistura de agentes citotóxicos presentes no ambiente (GONÇALVES, 2022). A utilização de *Mugil spp.* como bioindicador é

eficaz, devido sua ampla distribuição, somado a sensibilidade a alterações ambientais, o que permitiu revelar a baixa qualidade do habitat aquático, decorrente das atividades antrópicas e expansão urbana, assim como foi demonstrado nos estudos de Ganguilhet, (2010); Albergaria-Barbosa *et al.* (2017); Lima, (2016), Lima *et al.* (2019); e Eller *et al.* (2020). Embora não tenham sido observadas diferenças estatisticamente significativas nas frequências de micronúcleos e outras anormalidades nucleares entre os períodos analisados, a presença dessas alterações sugere a influência de fatores ambientais, como a baixa qualidade da água e a presença de compostos químicos, como amônia, nitrito e HPAs, que podem comprometer a integridade genética dos organismos.

Outros estudos realizados em diversas espécies de peixes demonstraram a presença de micronúcleos e outras anormalidades nucleares como indicadores de danos genotóxicos decorrentes da exposição a contaminantes ambientais (CORROQUÉ, 2011; PRADO *et al.*, 2014; MARÍA *et al.*, 2016; JARAMILLO-GARCÍA *et al.*, 2020; ALMEIDA *et al.*, 2022). Uma pesquisa conduzida no Rio Paraná, na Argentina, avaliou frequências basais de micronúcleos e anormalidades nucleares em espécies nativas de caraciformes, perciformes e siluriformes, utilizando o teste de micronúcleo em eritrócitos de sangue periférico e evidenciou a presença de anormalidades em todos os grupos (FURNUS *et al.*, 2014). Uma investigação sobre alterações genotóxicas em *Hoplosternum littorale* frente à poluição ambiental usando o teste de anormalidades nucleares eritrocitárias (ANE), evidenciou a sensibilidade dessas espécies a substâncias aquáticas originadas de resíduos sólidos e poluentes (CATARINE & SILVA, 2023). Abdel-Khalek *et al.* (2015) observaram respostas antioxidantes e deformações nucleares em *Oreochromis niloticus* expostas a metais. Silva *et al.* (2015) identificaram presença de MN em peixes da espécie *Astyanax fasciatus* e *Astyanax altiparanae* habitando a rios da região de Catalão, em Goiás, Brasil.

Dessa forma, a presença de uma mistura complexa de contaminantes no estuário da Bacia do Pina, incluindo os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs), pode intensificar os efeitos genotóxicos nas espécies aquáticas. As interações sinérgicas entre os contaminantes podem potencializar os danos ao DNA, aumentando a frequência de micronúcleos e outras anormalidades nucleares. Por exemplo, o Benzo[a]pireno (BaP) torna-se mais genotóxico na presença de

fluoranteno, que inibe enzimas antioxidantes, intensificando seus efeitos no DNA (MARIN-MORALES, 2009). Da mesma forma, crisenos e pirenos combinados aumentam a formação de micronúcleos e o estresse oxidativo, devido à ativação metabólica mútua (ARROYO, 2013). Fica evidente que a exposição contínua a essas substâncias poluentes no estuário pode trazer alterações genômicas que afetam a integridade genética das espécies, comprometendo sua reprodução e sobrevivência (DRUCKER, 2025). Esses resultados reforçam a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade da água na Bacia do Pina, avaliando a concentração de contaminantes e efeitos de seus genotóxicos em espécies modelo, como *Mugil spp.* As anormalidades nucleares observadas não apenas indicam a presença de substâncias poluentes, mas também refletem o impacto potencial sobre a saúde e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos na região.

### 5.5. Perfil hematológico

Os estudos hematológicos são essenciais para avaliar a saúde dos peixes e monitorar a qualidade ambiental e vem sendo cada vez mais utilizados com relação a estudos de toxicidade (LIZAMA *et al.*, 2020). Assim, as amostras sanguíneas de *Mugil ssp* coletados na Bacia do Pina tiveram seus índices hematológicos analisados. Os resultados indicam variações significativas entre os períodos seco e chuvoso, refletindo sobre os impactos sobre a saúde dos peixes em ambientes antropizados. Especialmente pela presença de contaminantes, como os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs), que junto a outras substâncias tem o potencial de induzir diversas alterações no organismo desses animais (FILATOVA & ABRAMOCHKIN, 2023).

A Tabela 5 mostra os dados de hematócrito (Ht), hemoglobina corpuscular média (HCM), volume corpuscular médio (VCM), concentração de hemoglobina corpuscular média (CHCM), coeficiente de distribuição dos glóbulos vermelhos (RDW-SD) e plaquetas (PLT). A hemoglobina corpuscular média (HCM) apresentou uma redução significativa no período chuvoso, de  $223 \pm 32,6$  para  $175 \pm 34,5$  ( $P = 0,008$ ), o que pode ser reflexo de uma adaptação fisiológica dos peixes às mudanças no ambiente, como a redução na disponibilidade de oxigênio na água. Durante as chuvas, o aumento no volume de água pode aumentar a carga de poluentes e resíduos

orgânicos, prejudicando a eficiência dos glóbulos vermelhos, além disso, os HPAs e outros contaminantes podem interferir na produção de hemoglobina ao induzir estresse oxidativo, levando à destruição dos glóbulos vermelhos e à redução da capacidade de transporte de oxigênio (BARBOSA, *et al.*, 2010).

**Tabela 5.** Valores médios  $\pm$  Desvio padrão das células sanguíneas obtidas com método de contagem automática de células sanguíneas em *Mugil spp.*

Parâmetros	Estação		P-valor
	Seco	Chuvoso	
Ht ( $10^{12}/\mu\text{L}$ )	2.90 $\pm$ 1.57	1.68 $\pm$ 1.34	0.096
HCM (pg)	223 $\pm$ 32.6 <sup>a</sup>	175 $\pm$ 34.5 <sup>b</sup>	0.008
VCM (fL)	79.1 $\pm$ 21.2	73.0 $\pm$ 13.9	0.484
CHCM (g/L)	825 $\pm$ 214	967 $\pm$ 94.7	0.095
RDW-SD (fL)	73.8 $\pm$ 20.1 <sup>a</sup>	44.3 $\pm$ 8.51 <sup>b</sup>	0.002
PLT ( $10^9/\mu\text{L}$ )	1652 $\pm$ 743 <sup>a</sup>	176 $\pm$ 75.0 <sup>b</sup>	< .001

Legenda: hematócrito (Ht), hemoglobina corpuscular média (HCM), volume corpuscular médio (VCM), concentração de hemoglobina corpuscular média (CHCM), coeficiente de distribuição dos glóbulos vermelhos (RDW-SD) e plaquetas (PLT). Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ). Fonte: O autor, 2024.

O RDW-SD apresentou uma redução significativa (73,8  $\pm$  20.1 para 44,3  $\pm$  8,51;  $P = 0.002$ ) no período chuvoso, indicando menor variabilidade no tamanho dos eritrócitos. No entanto, o dado mais expressivo foi a drástica redução no número de plaquetas (PLT), que caiu de 1652  $\pm$  743 no período seco para 176  $\pm$  75 no chuvoso ( $P < 0,001$ ), tendo em vista o papel importante na resposta inflamatória dos peixes, esses resultados podem indicar um efeito imunossupressor causado por contaminantes (como metais pesados, pesticidas e efluentes industriais) ou pelo estresse ambiental (BURGOS-ACEVES *et al.*, 2010).

Estudos anteriores demonstram que alterações hematológicas em peixes estão frequentemente associadas a estressores ambientais, como poluentes químicos e variações físico-químicas na água (OSUAGWU *et al.*, 2023). Seriani *et al.* (2015) observaram variações hematológicas em peixes causadas por citogenotoxicidade provocadas por mercúrio e selênio. Este estudo mostrou que o contato com esses contaminantes é suficiente para provocar alterações nos parâmetros hematológicos

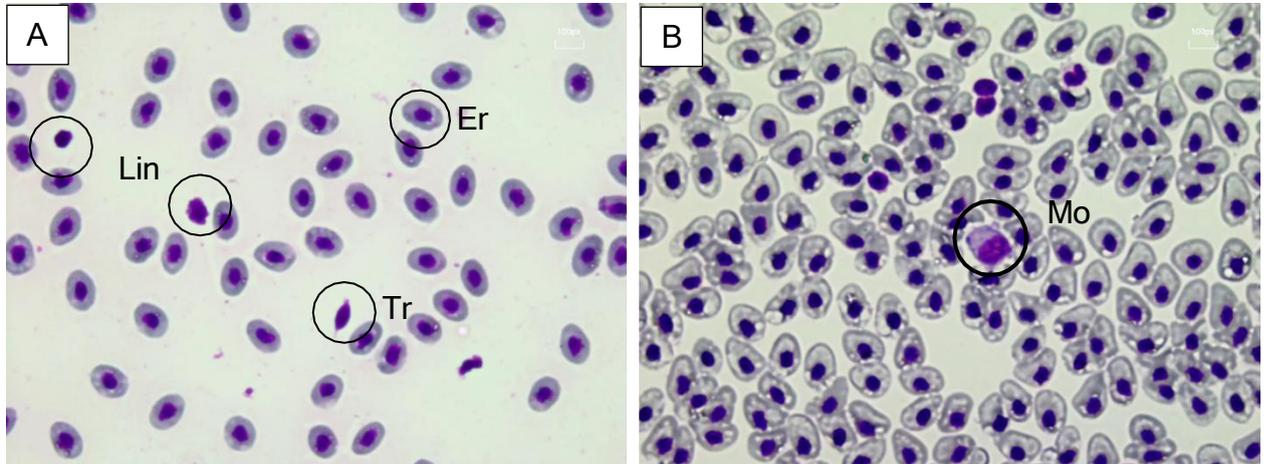
dos peixes. Romão *et al.* (2006) registrou valores hematológicos significativamente mais baixos em *Geophagus brasiliensis* e *Hoplias malabaricus* no ambiente rural do que o urbano, o que pode estar relacionado com mecanismos adaptativos desenvolvidos pelos peixes vivendo em área urbanas.

No estudo de Silva (2016), os parâmetros hematológicos e a capacidade de tolerância dos peixes puderam ser observados na Represa de Jurumirim-SP, onde constatou que a espécie *Hoplias malabaricus* é resiliente e tolerante a ambientes impactados. Outros estudos (JOSÉ *et al.*, 2004; ALBERTO *et al.*, 2005; MARQUES *et al.*, 2009; MARTINS *et al.*, 2009; CARRASCHI *et al.*, 2015; CHAMY *et al.*, 2015; GUERETZ *et al.*, 2020; RODRIGUES *et al.*, 2018; CASTRO., 2021) mostram como a hematologia se destaca como biomarcador, pois sua utilidade vai além de avaliar o estado de saúde dos animais, como também podem ser indicativos precoces de impactos ecológicos e toxicológicos decorrente de alterações ambientais.

## 5.6. Contagem diferencial de leucócitos e trombócitos

A análise dos parâmetros leucocitários de *Mugil* spp (Figura 10) coletados na Bacia do Pina revelou variações significativas entre os períodos seco e chuvoso, como é demonstrado na Tabela 6, sugerindo respostas imunológicas e adaptações fisiológicas aos fatores ambientais. Observou-se uma variação nos trombócitos, com  $29,2 \pm 8,86\%$  no período seco e  $34,9 \pm 15,1\%$  no chuvoso, mas sem significância estatística ( $P = 0,154$ ). Os linfócitos apresentaram uma redução significativa de  $69,5 \pm 8,49\%$  para  $58,8 \pm 16,4\%$  ( $P = 0,015$ ), enquanto os monócitos aumentaram de  $0,368 \pm 0,761\%$  para  $4,25 \pm 3,40\%$  ( $P < 0,001$ ). Os basófilos/eosinófilos também mostraram elevação significativa de  $0,105 \pm 0,459\%$  para  $0,450 \pm 0,759\%$  ( $P = 0,033$ ). Os neutrófilos, por outro lado, não apresentaram variação estatisticamente significativa ( $P = 0,460$ ).

**Figura 10.** Células do sangue periférico de *Mugil* spp em extensão sanguínea. (Panótico, 100x).



Legenda: (A) Lin = Linfócitos Er = Eritrócito; Tr = Trombócito; Linfócito. (B) Mo = Monócito. Fonte: O autor.

**Tabela 6.** Valores médios  $\pm$  Desvio Padrão da contagem diferencial de trombócitos (%) e leucócitos (%), de *Mugil* spp coletadas na Bacia do Pina em duas estações de 2024.

Estação	Parâmetros hematológicos (%)				
	Tr	Linfócitos	Neutrófilos	Monócitos	Bas/Eos
Seco	29.2 $\pm$ 8.86	69.5 $\pm$ 8.49 <sup>a</sup>	1.05 $\pm$ 1.96	0.368 $\pm$ 0.761 <sup>b</sup>	0.105 $\pm$ 0.459 <sup>b</sup>
Chuvoso	34.9 $\pm$ 15.1	58.8 $\pm$ 16.4 <sup>b</sup>	1.53 $\pm$ 2.06	4.25 $\pm$ 3.40 <sup>a</sup>	0.450 $\pm$ 0.759 <sup>a</sup>
<i>P</i> -valor	0.154	0.015	0.460	< .001	0.033

Legenda: Tr = Trombócitos; Bas/Eos = Basófilos e Eosinófilos. Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças significativas pelo teste t para amostras independentes ( $P < 0,05$ ). O autor, 2025

Gueretz *et al.* (2018) investigaram o perfil hematológico de *Mugil curema* em estuários do litoral norte de Santa Catarina e relataram valores médios de linfócitos em torno de 80%, neutrófilos aproximadamente 15% e monócitos cerca de 5%. Esses achados indicam que, em condições normais, *Mugil* spp., assim como outros animais, tende a apresentar uma alta proporção de linfócitos e uma menor de neutrófilos e monócitos. Assim, podemos concluir que tanto no período chuvoso quanto no seco, o

percentual de linfócitos nos seus dados está abaixo dos valores médios esperados para condições normais em mugilídeos.

Além disso, na presente pesquisa, a redução significativa nos linfócitos durante o período chuvoso pode ser indicativa de estresse imunológico causado pela exposição a poluentes ambientais e variações físico-químicas da água. A linfopenia é frequentemente associada a respostas de estresse em peixes (PERETTI, 2021). A exposição a contaminantes ambientais pode induzir estresse nos peixes, resultando na liberação de hormônios como o cortisol, o aumento desse hormônio no plasma está associado à diminuição no número de linfócitos circulantes, influenciando negativamente a imunocompetência dos peixes (CARRIZO *et al.*, 2021).

O estresse pode resultar em bloqueio da produção de linfócitos, caracterizando uma resposta imunossupressora (JOSÉ *et al.*, 2004; URBINATI & CARNEIRO, 2004; SILVA *et al.*, 2012; SANTOS, 2018). O aumento concomitante de monócitos e basófilos/eosinófilos sugere uma resposta inflamatória ou alérgica. A elevação no número de eosinófilos, condição conhecida como eosinofilia, é frequentemente associada a distúrbios alérgicos e infecções por parasitas possivelmente desencadeada por patógenos ou irritantes presentes no ambiente aquático (RIBEIRO *et al.*, 2006; LEITE *et al.*, 2025) Além disso, um aumento na contagem de monócitos pode ser indicativo de uma resposta inflamatória ativa, frequentemente observada em infecções crônicas pela presença de substâncias persistentes no ambiente (DALE, 2023; SABIN, 2024).

### **5.7. Parâmetros bioquímicos do soro**

Os resultados revelaram variações significativas em diversos parâmetros bioquímicos (Tabela 7). Observou-se uma redução significativa nos níveis de colesterol, de  $350 \pm 83,2$  mg dL<sup>-1</sup> no período seco para  $118 \pm 32,5$  mg dL<sup>-1</sup> no chuvoso ( $P < 0,001$ ) e triglicerídeos séricos, de  $684 \pm 113$  mg dL<sup>-1</sup> no período seco para  $303 \pm 36$ , mg dL<sup>-1</sup> no chuvoso ( $P < 0,001$ ). Contudo, as médias estavam dentro do que é relatado em outros estudos, Gueretz *et al.* (2022), encontrou limites superior e inferior para colesterol total de: 104 – 345 (mg dL<sup>-1</sup>) e triglicerídeos: 363 – 587 (mg dL<sup>-1</sup>). Estudos indicam que os níveis de lipídeos séricos em peixes podem ser influenciados pelas variações sazonais, principalmente devido a alterações na

disponibilidade de alimentos e nas condições ambientais (FAZIO *et al.*, 2012; PERÉS *et al.*, 2014).

**Tabela 7.** Valores médios  $\pm$  Desvio Padrão dos metabólitos séricos em *Mugil* spp coletadas na Bacia do Pina em duas estações de 2024.

Parâmetros (g/dL)	Estação		P-valor
	Seco	Chuvoso	
Glicose	156 $\pm$ 62,8	201 $\pm$ 82,3	0.136
Colesterol	350 $\pm$ 83,2 <sup>a</sup>	118 $\pm$ 32,5 <sup>b</sup>	< .001
Triglicerídeos	684 $\pm$ 113 <sup>a</sup>	303 $\pm$ 36,7 <sup>b</sup>	< .001
Albumina	1,69 $\pm$ 0,222 <sup>b</sup>	4,40 $\pm$ 0,382 <sup>a</sup>	< .001
PT	4,71 $\pm$ 1,05 <sup>a</sup>	10,3 $\pm$ 1,77 <sup>b</sup>	< .001
Globulina	3,02 $\pm$ 0,965 <sup>b</sup>	5,92 $\pm$ 1,69 <sup>a</sup>	< .001
Rel. Alb/Glo	0,601 $\pm$ 0,172 <sup>b</sup>	0,791 $\pm$ 0,198 <sup>a</sup>	0.039
ALT	2,1 $\pm$ 1,11	1,73 $\pm$ 0,51	0.097
AST	14,91 $\pm$ 10,04	8,89 $\pm$ 6,23	0.022
Amilase	101 $\pm$ 39,3 <sup>a</sup>	27,2 $\pm$ 14,1 <sup>b</sup>	< .001

Legenda: Ptn = Proteína total; Rel. Alb/Glo = Relação Albumina/Globulina; ALT = Alanina Aminotransferase; AST = Aspartato Aminotransferase. Letras diferentes na mesma linha indicam diferenças significativas pelos testes ANOVA unidirecional e Tukey ( $P < 0,05$ ). Fonte: O autor, 2025

Os níveis de albumina aumentaram significativamente de  $1,69 \pm 0,222 \text{ g dL}^{-1}$  no período seco para  $4,40 \pm 0,382 \text{ g dL}^{-1}$  no chuvoso ( $P < 0,001$ ). As proteínas totais também apresentaram um aumento significativo, de  $4,71 \pm 1,05 \text{ g dL}^{-1}$  para  $10,3 \pm 1,77 \text{ g dL}^{-1}$  ( $P < 0,001$ ). Esses valores estão próximos do que é relatado para peixes vivendo em estuários, com limites superior e inferior para albumina de:  $0,56\text{-}3,20 \text{ (g dL}^{-1})$  e PT:  $3,98\text{-}10,67 \text{ (g dL}^{-1})$  (GUERETZ *et al.*, 2022). Elevações desses parâmetros podem estar relacionadas a fatores fisiológicos endógenos que incluem tamanho corporal e gênero (FAZIO *et al.*, 2020b), além do grau de mobilidade natural da espécie, sazonalidade, estágio de maturidade das gônadas e outros fatores (ANDREEVA, 2020). As concentrações séricas de proteína total basicamente incluem frações de albumina e globulina, portanto, as concentrações de globulinas também tiveram um aumento dentro da normalidade de  $3,02 \pm 0,965 \text{ g dL}^{-1}$  no período seco para  $5,92 \pm 1,69 \text{ g dL}^{-1}$  no chuvoso ( $P < 0,001$ ), ademais, a relação albumina/globulina

também apresentou aumento significativo ( $P = 0,039$ ). A função imunológica dos peixes é amplamente guiada pelas globulinas, portanto, o aumento ou diminuição desse componente tem relevância clínica, alterações nesses parâmetros podem indicar respostas imunológicas ou inflamatórias às condições ambientais adversas (PERÉS *et al.*, 2014).

A atividade da enzima AST (aspartato aminotransferase) apresentou variação significativa entre as estações seca e chuvosa ( $P = 0,022$ ). Esses valores podem indicar um maior estresse hepático, possivelmente associado a fatores ambientais como variações na qualidade da água e maior carga de poluentes (ESTEVES, 1998; ANETOR *et al.*, 2022; DEY, 2024). Chen *et al.*, 2024 relataram aumento significativo da AST e outros marcadores bioquímicos sanguíneos em *Aquarana catesbeiana* expostos a contaminantes.

A amilase, por sua vez, apresentou uma redução significativa no período chuvoso ( $P < 0,001$ ), o que pode estar relacionado a alterações no metabolismo energético da espécie em resposta a condições ambientais adversas, como variações na salinidade e no oxigênio dissolvido (BREHM, 1967). Outros estudos indicam que oscilações nesses parâmetros podem comprometer a homeostase e a capacidade adaptativa de peixes como *Mugil spp.*, impactando diretamente a função hepática e o metabolismo dos aminoácidos (SANTOS, 2024).

Alterações no nível bioquímico oferecem vantagens como biomarcadores, considerando que são normalmente as primeiras respostas às mudanças ambientais passíveis de serem detectadas e quantificadas. Comparando os resultados com outros estudos, Fazio *et al.* (2012) relataram que parâmetros bioquímicos em *Mugil cephalus* variam significativamente entre populações e habitats diferentes, sugerindo que as condições ambientais influenciam o estado fisiológico dos peixes. Contudo, os parâmetros hematológicos séricos para *Mugil spp.* carecem ainda de uma padronização para cada espécie e idade do peixe (ISHIKAWA *et al.*, 2020; GUERETZ *et al.*, 2022).

Em suma, as variações observadas nos metabólitos séricos de *Mugil spp.* entre as estações seca e chuvosa na Bacia do Pina podem indicar respostas fisiológicas às mudanças ambientais sazonais. Visto que essas alterações podem refletir adaptações metabólicas, respostas ao estresse ou influências da disponibilidade de recursos alimentares.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação ambiental realizada neste estudo demonstrou a importância do biomonitoramento e do uso de múltiplos biomarcadores na análise da qualidade da água e dos impactos sobre a biota aquática. Os parâmetros físico-químicos da água da Bacia do Pina indicaram variações que podem estar relacionadas à poluição antropogênica, enquanto a presença de HPAs revelou possível despejo de efluentes e escoamento urbano superficial, intensificado no período chuvoso. Embora as concentrações de HPAs encontradas não caracterizassem contaminação moderada ou alta, a presença dessas substâncias, mesmo em concentrações mínimas, tem potencial de toxicidade. Tal como é observado nas tainhas, danos ao seu DNA com consequente presença de anomalias eritrocitárias, especialmente micronúcleos, nos indicam exposição a agentes genotóxicos apontando para possíveis riscos ecológicos e de saúde pública. As alterações hematológicas identificadas sugerem respostas fisiológicas ao estresse ambiental, evidenciando a relevância dessas análises para um diagnóstico mais preciso da saúde dos organismos aquáticos.

O uso de metodologias de análise de água e cromatografia de HPAs, somado a análises hematológicas, bioquímicas e imunológicas em *Mugil spp* mostrou eficiente para a avaliação integrada do ambiente aquático. Recomenda-se a continuidade dos estudos de biomonitoramento, ampliação da amostragem temporal e espacial, aumento no número de espécies analisadas, e a incorporação de outros biomarcadores para uma abordagem mais abrangente. Além da identificação de possíveis fontes de HPAs e outros contaminantes para a implementação de medidas mais eficazes de conservação do estuário, como a implementação de sistemas eficientes de tratamento de esgoto e efluentes industriais, aliados ao controle da poluição difusa proveniente da agricultura e urbanização. Além disso, a recuperação das áreas à margem da bacia e o fomento a práticas agrícolas e de pesca sustentáveis, desempenham papel crucial na redução da carga poluente. A educação ambiental, o fortalecimento da legislação e a adoção de tecnologias inovadoras, como biorremediação, são estratégias complementares para garantir a sustentabilidade da Bacia. A gestão integrada e participativa da região, envolvendo diversos setores da sociedade, é essencial para assegurar a eficácia dessas ações e promover a

recuperação a longo prazo desse recurso hídrico de extrema importância social, econômica e ambiental pra recife e Pernambuco.

## REFERÊNCIAS

- ABDEL-KHALEK, A. A. Antioxidant Responses and Nuclear Deformations in Freshwater Fish, *Oreochromis niloticus*, Facing Degraded Environmental Conditions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 94, n. 6, p. 701-708, 1 mar. 2015.
- AGUIRRE-GUZMAN, V. *et al.* Alterações hematológicas e químicas clínicas induzidas por estresse agudo durante o manuseio e captura de bagres (*Ictalurus punctatus*), 2016
- ALBERGARIA-BARBOSA, A. C. R. *et al.*, *Mugil curema* as a PAH bioavailability monitor for Atlantic west sub-tropical estuaries. *Institute of Geoscience, Federal University of Bahia, Marine Pollution Bulletin* 114, 2017
- ALBERTO, A. *et al.* Health variables and gill morphology in the tropical fish *Astyanax fasciatus* from a sewage-contaminated river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 61, n. 2, p. 247-255, jun. 2005.
- ALÍ SANTORO, V.; CAROL, E.; KANDUS, P. Vegetation changes in coastal wetlands of the outer estuary of the Río de la Plata as a result of anthropic-induced hydrological modifications. *Science of The Total Environment*, v. 866, p. 161325, 2 jan. 2023.
- ALMEIDA, T. DE P. *et al.* Análise de parâmetros de qualidade da água e teste de genotoxicidade em peixes da bacia hidrográfica do rio Pirapozinho – SP, Brasil. *Research, Society and Development*, v. 11, n. 3, p. e46711319309-e46711319309, 3 mar. 2022.
- AL-SABTI, K.; KURELEC, B. Chromosomal aberrations in onion (*Allium cepa*) induced by water chlorination by-products. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 34, n. 1, p. 80-88, dez. 1985.
- ALVES, D. K. M. *et al.* Mutagenicity profile of atmospheric particulate matter in a small urban center subjected to airborne emissions from vehicle traffic and sugar cane burning. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, v. 57, n. 1, p. 41-50, 20 ago. 2015.
- ALVES, N. A. *et al.* Contamination and Toxicity of Surface Waters Along Rural and Urban Regions of the Capibaribe River in Tropical Northeastern Brazil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 40, n. 11, p. 3063-3077, 24 set. 2021.
- AMOOZADEH, E. *et al.* Marine organisms as heavy metal bioindicators in the Persian Gulf and the Gulf of Oman. *Environ Sci Pollut Res Int*, v. 21, p. 2386-95, 2014.

- ANDRADE R. W. N. *et al.* ESTUDO PRELIMINAR DA QUALIDADE DA ÁGUA DO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA: ÁREA DE EXTRAÇÃO DE MARISCOS. In: V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2014, Belo Horizonte - MG. IBEAS - Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2014. Disponível em: <<https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/VIII-072.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2015.
- ARAÚJO, T. P. DE *et al.* Toxicidade de compostos nitrogenados em peixes influenciada por parâmetros físico-químicos da água: uma revisão narrativa. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 11, p. e359101119779, 4 set. 2021.
- ARROYO, M. A. M. Ultraestrutura e expressão das enzimas: citocromo P450 aromatase e citocromo P450c17 (17- $\alpha$ -hidroxilase/17,20-liase) nas diferentes fases do desenvolvimento da via espermiática e espermatogênese em cutia (*Dasyprocta sp.*) criada em cativeiro. 2013.
- ARSLAN *et al.* Assessment of micronuclei induction in peripheral blood and gill cells of some fish species from Aliğa Bay Turkey. v. 94, n. 1-2, p. 48-54, 1 maio 2015.
- ATSDR - Agência para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. 1995. Reseña toxicológica de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública, 2024.
- ATTRILL, M. J. *et al.* An Estuarine Biodiversity Hot-Spot. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 76, n. 1, p. 161-175, 1 fev. 1996.
- BAIRD, D. *et al.* CONSEQUENCES OF HYPOXIA ON ESTUARINE ECOSYSTEM FUNCTION: ENERGY DIVERSION FROM CONSUMERS TO MICROBES. *Ecological Applications*, v. 14, n. 3, p. 805-822, jun. 2004.
- BANERJEE, P. *et al.* A critical review on the effect of nitrate pollution in aquatic invertebrates and fish. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 234, n. 6, 17 maio 2023.
- BARBIERI, E. *et al.* Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP. *O Mundo da Saúde*, v. 38, n. 1, p. 105-115, 5 mar. 2014.
- BARBOSA, K. B. F. *et al.* Estresse oxidativo: conceito, implicações e fatores modulatórios. *Revista de Nutrição*, v. 23, n. 4, p. 629-643, ago. 2010.
- BARCELLOS R. L. *et al.* Changes of Estuarine Sedimentation Patterns by Urban Expansion: The Case of Middle Capibaribe Estuary, Northeastern Brazil. *International Journal of Geosciences*, v. 08, n. 04, p. 514-535, 1 jan. 2017.
- BARŠIENĖ, J. *et al.* Environmental genotoxicity and cytotoxicity levels in fish from the North Sea offshore region and Atlantic coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 68, n. 1-2, p. 106-116, mar. 2013.
- BEKKI, K. *et al.* Evaluation of toxic activities of polycyclic aromatic hydrocarbon derivatives using in vitro bioassays. *J. Health Sci.* 2009, 55, 601-610.
- BENINCÁ *et al.* Chronic genetic damages in *Geophagus brasiliensis* exposed to anthropic impact in Estuarine Lakes at Santa Catarina Coast-Southern of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n. 4, p. 2045-2056, 14 maio 2011.

- BIANCHI, J.; ESPINDOLA, E. L. G.; MARIN-MORALES, M. A. Genotoxicity and mutagenicity of water samples from the Monjolinho River (Brazil) after receiving untreated effluents. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 74, n. 4, p. 826-833, maio 2011.
- BRASIL, Trata. O que é saneamento básico? Disponível em: <<https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2022/08/Pernambuco-2020.pdf>>. Acesso em: 9 dez. 2024.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Textos de epidemiologia para vigilância ambiental em saúde. Brasília, 2002.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Guia alimentar para a população brasileira. 2. ed. Brasília, DF: Ministério Da Saúde, 2014.
- BRASIL. MMA/MPA. Plano de Gestão para o Uso sustentável da Tainha, *Mugil liza Valenciennes*, 1836, no Sudeste e Sul do Brasil. [Icmbio.gov.br](http://Icmbio.gov.br), 2015.
- BREHM, J. Untersuchungen über den Aminosäure Haushalt holsteinischer Gewässer, insbesondere des Ploss-Sees. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* XXXII. 3: 313- 435, 1967.
- BURGOS-ACEVES, M. A.; CAMPOS-RAMOS, R.; GUERRERO-TORTOLERO, D. A. Description of peripheral blood cells and differential blood analysis of captive female and male leopard grouper *Mycteroperca rosacea* as an approach for diagnosing diseases. *Fish Physiology and Biochemistry*, v. 36, n. 4, p. 1263-1269, 4 jun. 2010.
- BURGOS-ACEVES, M. A.; LIONETTI, L.; FAGGIO, C. Multidisciplinary haematology as prognostic device in environmental and xenobiotic stress-induced response in fish. *Science of The Total Environment*, v. 670, p. 1170-1183, jun. 2019.
- CANTANHÊDE, S. M. *et al.* Evaluation of environmental quality of two estuaries in Ilha do Maranhão, Brazil, using histological and genotoxic biomarkers in *Centropomus undecimalis* (Pisces, Centropomidae). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 20, p. 21058-21069, 2016.
- CARITÁ, R. Avaliação do potencial genotóxico e mutagênico de amostras de águas de recursos hídricos que recebem efluentes urbanos e industriais do pólo ceramista da cidade de Santa Gertrudes - SP - Rio Claro: [s.n.], 2010 187 f. Dissertação (mestrado) – Univ. Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2010.
- CARMO, C. A. C.; ABESSA, D. M. S.; MACHADO-NETO, J. G. *Natural Resources*, v. 2, n. 2, p. 81-94, 22 abr. 2013.
- CARRASCHI *et al.* Ecotoxicology of drugs used in fish disease treatment. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, v. 7, n. 3, p. 31-36, 30 abr. 2015.
- CARRASCO, K. R.; TILBURY, K. L.; MYERS, M. S. Assessment of the Piscine Micronucleus Test as an in situ Biological Indicator of Chemical Contaminant Effects. *Can J Fish Aquat Sci*, v. 47, 2123-2436, 1990.
- CASTRO, P. D. S. *et al.* Hematological parameters of three species of the peacock bass (*Cichla* spp.) from Balbina lake, Presidente Figueiredo, Amazonas, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 81, n. 1, p. 62-68, fev. 2021.
- CASTRO. V. L. S. S. *et al.* Organismos-Teste E Biomarcadores Como Ferramentas Na Avaliação Ecotoxicológica Em Diferentes Ecossistemas. (In) “Avaliação De Impactos E Gestão Ambiental Da Agricultura”, parte II. cap. 14. Disponível em:

<<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/doc/1171756/1/OK-cap-14.pdf?>>. Acesso em: 2 fev. 2025.

CATARINE, E.; SILVA. Investigação de Alterações Genotóxicas em *Hoplosternum littorale*, Frente a Contaminação Ambiental, com o Uso do Teste do Micronúcleo. *Journal of Education Science and Health*, v. 3, n. 3, p. 1-9, 29. 2023.

CAVALCANTI, E. A. A. MONITORAMENTO DE HIDROCARBONETOS DO PETRÓLEO EM ÁGUAS DA REGIÃO COSTEIRA DE PERNAMBUCO. 1 Ed. Cap 18. 100-105 p. 2024. Disponível em: <<https://sites.ufpe.br/realp/wp-content/uploads/sites/176/2024/08/Agua-Gestao-Territorios-e-Sustentabilidade-3.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2025.

ÇAVAŞ, T.; ERGENE-GÖZÜKARA, S. Micronucleus test in fish cells: A bioassay for in situ monitoring of genotoxic pollution in the marine environment. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, v. 46, n. 1, p. 64-70, 2005.

CHAMY, M. N. C. *et al.* Hematologia do *Mylossoma duriventre* (Serrasalmidae) da bacia do Rio Solimões, Amazônia Central (Brasil). *Veterinária e Zootécnica*, 22(4), 597-606. 2015

CHARLES, W. D. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO ESTUÁRIO DA BACIA DO PINA, RECIFE/PE, COM BASE NO IQA -ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA. Monografia- Especialização em Análise de Risco Ambiental promovido. Univ. Fed. de Pernambuco. Recife, 2015. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/362067109\\_AVALIACAO\\_DA\\_QUALIDADE\\_E\\_DA\\_AGUA\\_DO\\_ESTUARIO\\_DA\\_BACIA\\_DO\\_PINA\\_RECIFEPE\\_COM\\_BASE\\_NO\\_IQA\\_-INDICE\\_DE\\_QUALIDADE\\_DE\\_AGUA](https://www.researchgate.net/publication/362067109_AVALIACAO_DA_QUALIDADE_E_DA_AGUA_DO_ESTUARIO_DA_BACIA_DO_PINA_RECIFEPE_COM_BASE_NO_IQA_-INDICE_DE_QUALIDADE_DE_AGUA)>. Acesso em: 15 fev. 2025.

CHEN, Q. *et al.* Effects of nitrite exposure on biochemical parameters and liver histopathology in American bullfrogs (*Aquarana catesbeiana*). *Aquaculture International*, v. 32, n. 7, p. 9873-9889, 9 ago. 2024.

CHERR, G. N.; FAIRBAIRN, E.; WHITEHEAD, A. Impacts of petroleum-derived pollutants on fish development. *Annu. Rev. Anim. Biosci.* 2017, 5, 185-203.

*Ciência Total Ambi.*, 323, pp. 219 - 226, 2004.

Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos [livro eletrônico] / organizador Rivelino Martins Cavalcante. - Fortaleza: Imprensa Universitária, 2020.

CORROQUÉ, N. A, Avaliação do potencial mutagênico do biodiesel e de misturas de biodiesel/diesel, por meio do teste do micronúcleo em sangue periférico e de histologia de brânquias de *Oreochromis niloticus*. 31 p. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Ciências Biológicas) - Univ Estadual Paulista, Rio Claro, 2011

COSTA, V. M, B. *et al.* Distribution and origin of sedimentary organic matter in an eutrophic estuary: Pina Sound – NE Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 93, n. 1, 2021.

CPRH, 2018. Monitoramento das Bacias Hidrográficas. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 13 jan. 2023.

CRUVINEL, W. DE M. *et al.* Sistema imunitário: Parte I. Fundamentos da imunidade inata com ênfase nos mecanismos moleculares e celulares da resposta inflamatória. *Revista Brasileira de Reumatologia*, v. 50, n. 4, p. 434-447, ago. 2010.

CUNHA. *et al.* Assessment of sanitary sewage pollution in the Paranagua estuarine complex of Paranagua, Brazil using environmental modeling. *Journal of Coastal Research*. 2011.

D'AGOSTINI, F.; MAESTRA S. Micronuclei in Fish Erythrocytes as Genotoxic Biomarkers of Water Pollution: An Overview. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, p. 195-240. 2021.

DALE, D. C. Doenças eosinofílicas. Disponível em: <<https://www.msmanuals.com/pt/casa/dist%C3%BArbios-do-sangue/dist%C3%BArbios-dos-gl%C3%B3bulos-brancos/doen%C3%A7as-eosinof%C3%ADlicas>>. Acesso em: 12 fev. 2025

DE FLORA S.; BAGNASCO, M.; P. ZANACCHI. Genotoxic, carcinogenic, and teratogenic hazards in the marine environment, with special reference to the Mediterranean Sea. *Mutation research*, v. 258, n. 3, p. 285-320, 1 nov. 1991.

DEL-GUERCIO, A. M. F.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; FONTANETTI, C. S. Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto doméstico pelo teste do micronúcleo em *Oreochromis niloticus* (Cichlidae). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1121-1128, 6 jul. 2017.

DEVI, N. L. *et al.* Environmental carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in soil from Himalayas, India: Implications for spatial distribution, sources apportionment and risk assessment. *Chemosphere* 2016, 144, 493-502

DEY, S. Dose-specific biochemical and erythrocytic morpho-pathological profiling of anthracene (Polycyclic Aromatic Hydrocarbon) in an air-breathing teleost *Anabas testudineus* (Bloch) for establishing biomarkers. *Regional Studies in Marine Science*, v. 78, p. 103804, 11 set. 2024.

DIAS, G. M. C *et al.* Hematological and Biochemical Changes in the Neotropical Fish *Astyanax altiparanae* after Acute Exposure to a Cadmium and Nickel Mixture. *Water Air & Soil Pollution*, v. 234, n. 5, 28 abr. 2023.

DÓRIA, Ana Angélica Carvalho. Segurança alimentar de tainhas *Mugil curema* (Mugiliformes: Mugilidae) do estuário do rio Vaza-Barris, Sergipe: aspectos sanitários e nutricionais. 2013. 54 f. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente) – Universidade Tiradentes, Aracaju, 2013

DRÖGE, W. Free radicals in the physiological control of cell function. *Physiological reviews*, v. 82, n. 1, p. 47-95, 2002.

DURAL, M.; GÖKSU, M. Z. L.; ÖZAK, A. A. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chemistry*, v. 102, n. 1, p. 415-421, jan. 2007.

DURAND, J.-D. *et al.* Systematics of the grey mullets (Teleostei: Mugiliformes: Mugilidae): Molecular phylogenetic evidence challenges two centuries of morphology-based taxonomy. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, v. 64, n. 1, p. 73-92, jul. 2012.

ELLER, K. *et al.* PEIXES *Mugil* sp COMO ESPÉCIES BIOINDICADORAS PARA MONITORAMENTO DE CONTAMINAÇÃO DO SISTEMA ESTUARINO DE LAGUNA, SC 1. [s.l: s.n.]. Disponível em:

<[https://www.udesc.br/arquivos/udesc/id\\_cpmenu/13375/16\\_16015890909433\\_13375.pdf?](https://www.udesc.br/arquivos/udesc/id_cpmenu/13375/16_16015890909433_13375.pdf?)>. Acesso em: 2 fev. 2025.

ESCHMEYER, W. N.; FONG, J. D. Catalog of fishes. Disponível em: <<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>> Acesso em: 12 fev. 2025.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. Disponível em: <[https://professor.ufop.br/sites/default/files/roberthfagundes/files/fundamentos\\_de\\_limnologia\\_-\\_francisco\\_de\\_assis\\_esteves.pdf](https://professor.ufop.br/sites/default/files/roberthfagundes/files/fundamentos_de_limnologia_-_francisco_de_assis_esteves.pdf)> Acesso em: 20 fev. 2025.

FAZIO, F. Análise hematológica de peixes como uma ferramenta importante da aquicultura: Uma revisão. *Aquaculture*. 500, 237-242. 2019.

FAZIO, F. *et al.* Haematological and serum protein profiles of *Mugil cephalus*: effect of two different habitats. *Ichthyological Research*, v. 60, n. 1, p. 36-42, 21 ago. 2012

FAZIO, F. *et al.* Relação entre acumulação de arsênio em tecidos e parâmetros hematológicos em tainha capturada no Lago Faro: Um estudo preliminar. *Environ. Sci. Pollut. Res*, 26, 8821-8827. 2019a.

FAZIO, F. *et al.* Resposta da bioacumulação de vanádio em tecidos de *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758). *Ciência. Meio Ambiente Total*. 689, 774-780. 2019b.

FERNANDEZ, W. S. Dinâmica populacional, análise das concentrações de metais e utilização de biomarcadores em *Mugil curema* Valenciennes, 1836 do estuário de Santos e do sistema costeiro Cananéia-Iguape, São Paulo, Brasil. Dissertação (doutorado em Ciências, área de Oceanografia Biológica) Univ. Fed. SP, 215 p, 2011.

FILATOVA, T. S.; ABRAMOCHKIN, D. V. Physiological Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Fish Organisms. *Moscow University biological sciences bulletin*, v. 78, n. 3, p. 115-127, 1 set. 2023.

FURNUS, G. *et al.* Baseline micronuclei and nuclear abnormalities frequencies in native fishes from the Paraná River (Argentina). *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 1, p. 217-221, fev. 2014.

GALLOTTA F. D. C.; LOURENÇO, R. A.; ARAÚJO F.M, L. Evaluation of Holding Time for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Analysis in Saline Water Samples. *Environmental Forensics*, v. 11, n. 4, p. 309-314, 30 nov. 2010.

GANGUILHET, G. Avaliação dos parâmetros hematológicos e bioquímicos de *Mugil Liza* E *Mugil Curema* como possíveis biomarcadores de impactos antrópicos na estação ecológica de Carijós. Trabalho de Conclusão de Curso (Lic. Ciências Biológicas). Univ. Fed. Sta. Catarina, 110 p, 2019.

GINEBREDA *et al.* Assessment of multi-chemical pollution in aquatic ecosystems using toxic units: Compound prioritization, mixture characterization and relationships with biological descriptors. *Science of The Total Environment*, v. 468-469, p. 715-723, 1 jan. 2014.

GIRONES, L. *et al.* Spatial Distribution and Ecological Risk Assessment of Residual Organochlorine Pesticides (OCPs) in South American Marine Environments. *Current Environmental Health Reports*, v. 7, n. 2, p. 147-160, 16 mar. 2020.

- GONÇALVES, V. F. Anomalias Nucleares Eritrocitárias Como Ferramentas De Biomonitoramento Por Aves No Cerrado. [s.l: s.n.]. Universidade Federal De Uberlândia Instituto De Biologia. Programa De Pós-Graduação Em Ecologia, Conservação E Biodiversidade, 2022.
- GONZÁLEZ- CASTRO. M; GHASEMZADEH J. Morphology and Morphometry Based Taxonomy of Mugilidae. p. 1-21, 21 dez. 2015.
- GRZELAK , DJ *et al.* Leucograma de estresse induzido por estresse agudo e crônico em peixe-zebra ( *Danio rerio* ) Comp. Med. , 67 ( 3 ), 2017
- GUERETZ *et al.* Parâmetros Bioquímicos De Parati (*Mugil curema*) Em Ambiente Estuarino. Science and Animal Health, v. 10, p. 02-13, 14 out. 2022.
- GUERETZ, J. S., MARTINS, M. L., & SOUZA, A. P. Haematology of *Mugil curema* from the north coast estuary of Santa Catarina state, Brazil. Revista Brasileira de Ciências Veterinária, 27(3), 146-149, 2020
- HAUSER-DAVIS, R. A. *et al.* Metal bioaccumulation in edible target tissues of mullet (*Mugil liza*) from a tropical bay in Southeastern Brazil. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, v. 36, p. 38-43, jul. 2016.
- HELUY *et al.* Immunomodulatory effect of shrimp by-products in diets for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). OBSERVATÓRIO DE LA ECONOMÍA LATINOAMERICANA, v. 22, n. 12, p. e8019-e8019, 2 dez. 2024.
- HODGSON, E. Metabolic Interactions of Environmental Toxicants in Humans. Progress in molecular biology and translational science, p. 349-372, 1 jan. 2012.
- HOFFMAYER, E. R.; HENDON, J. M.; PARSONS, G. R. Seasonal modulation in the secondary stress response of a carcharhinid shark, *Rhizoprionodon terraenovae*. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology, v. 162, n. 2, p. 81-87, 1 jun. 2012.
- HONDA, K. *et al.* Residue level of polycyclic aromatic hydrocarbons in Japanese paddy soils from 1959 to 2002. Chemosphere, 68, p 1763-1771, 2007.
- HONDA, M. *et al.* The wharf roach, *Ligia* sp., A novel indicator of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in coastal areas. Int. J. Environ. Res, 12, p 1-11, 2018
- HONDA, M.; SUZUKI, N. Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 17, n. 4, p. 1363, 20 fev. 2020.
- HOWARTH, R. *et al.* Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 9, n. 1, p. 18-26, fev. 2011
- ISHIKAWA, M. M. *et al.* Uso de biomarcadores em peixe e boas práticas de manejo sanitário para a piscicultura. Embrapa Meio Ambiente - Documentos, n. 126, p. 1-28, 2020.
- JARAMILLO-GARCÍA, D. F. *et al.* Contaminación del Lago de Tota y Modelos Biológicos para estudios de Genotoxicidad. Ciencia en Desarrollo, v. 11, n. 2, p. 65-83, 1 dez. 2020.

- JOSÉ, L. *et al.* Hematological changes in jundiá (*Rhamdia quelen* Quoy and Gaimard *pimelodidae*) after acute and chronic stress caused by usual aquacultural management, with emphasis on immunosuppressive effects. *Aquaculture*, v. 237, n. 1-4, p. 229-236, 2 ago. 2004.
- KAJIMURA; TAKIMOTO, K.; TAKIMOTO, A. Acute toxicity of ammonia and nitrite to Siamese fighting fish (*Betta splendens*). *BMC Zoology*, v. 8, n. 1, 2 nov. 2023.
- KANU, KC; OKOBOSHI, AC; OTITOLUJU, A. Toxicidade hematológica e bioquímica em peixes de água doce *Clarias gariepinus* e *Oreochromis niloticus* após exposição pulsada a atrazina, mancozeb, clorpirifós, lambda-cialotrina e sua combinação. *Comp. Biochem. Physiol. C*, 2023.
- KENNISH, M. J. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, v. 29, n. 1, p. 78-107, mar. 2002.
- KIPSANG, N. K.; KIBET, J. K.; ADONGO, J. O. A review of the current status of the water quality in the Nile water basin. *Bulletin of the National Research Centre/Bulletin of the National Research Center*, v. 48, n. 1, 18 mar. 2024.
- KUBITZA, F. O impacto da amônia, do nitrito e do nitrato sobre o desempenho e a saúde dos peixes e camarões. *A água na aquicultura | Parte 3*. 1-27. 2019
- KUHN, A. V. *et al.* The concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish: A systematic review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 198, p. 115778, 1 jan. 2024.
- KUMAR, R.; BANERJEE, T. K. Arsenic induced hematological and biochemical responses in nutritionally important catfish *Clarias batrachus* (L.). *Toxicology Reports*, v. 3, p. 148-152, 2016.
- LADWANI, K.D.; LADWANI, K.D.; RAMTEKE, D.S. Assessment of poly aromatic hydrocarbon (PAH) dispersion in the near shore environment of Mumbai, India after a large scale oil spill. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 90, 515-520, 2013.
- LEBRETON B *et al.* Trophic ecology of mullets during their spring migration in a European saltmarsh: A stable isotope study. *Estuar Coast Shelf Sci* 91: 502-510. 2011.
- LEE, H.J. *et al.* Temporal and geographical trends in the genotoxic effects of marine sediments after accidental oil spill on the blood cells of striped beakperch (*Oplegnathus fasciatus*). *Mar. Pollut. Bull*, 62, 2264-2268, 2011
- LEITE *et al.* Hemograma em processos infecciosos. Disponível em: <<https://www.fleury.com.br/medico/manuais-diagnosticos/alteracoes-hematologicas-em-processos-infecciosos/hemograma-em-processos-infecciosos?>>. Acesso em: 5 fev. 2025.
- LELOC'H F. *et al.* Spatio-temporal isotopic signatures ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ ) reveal that two sympatric West African mullet species do not feed on the same basal production sources. *J Fish Biol* 86: 1444-1453. 2015
- LEMONS, R. T. O.; CARVALHO, P. S. M.; ZANARDI-LAMARDO, E. Petroleum hydrocarbons in water from a Brazilian tropical estuary facing industrial and port development. *Marine Pollution Bulletin*, v. 82, n. 1-2, p. 183-188, maio 2014.

- LIANG, H. *et al.* Functional Characterization of Facilitative Glucose Transporter 4 With a Delay Responding to Plasma Glucose Level in Blunt Snout Bream (*Megalobrama amblycephala*). *Frontiers in Physiology*, v. 11, 15 out. 2020.
- LIMA, A. R. B. Dano genômico e o status de conservação de *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae) em cinco sistemas estuarinos do Estado de Pernambuco. Recife, Dissertação (mestrado em Biologia Animal), Univ. Fed. PE, 66 p. 2016.
- LIMA, A. R. B. *et al.* Genomic damage in *Mugil curema* (Actinopterygii: Mugilidae) reveals the effects of intense urbanization on estuaries in northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 138, n. 1, p. 63-69, 1 jan. 2019.
- LOEB, S. L.; SPACIE, A. *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. Lewis Publishers, London, 281p. 1994.
- LUIZ, W. O. *et al.* Micronúcleos e anomalias nucleares em peixes como biomarcadores de citotoxicidade e genotoxicidade da radiação gama, cromo 51, em ambiente aquático. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 19, n. 5, 27 dez. 2023.
- MACIEL, D. C. *et al.* Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a an urbanized tropical estuary and adjacent shelf, Northeast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 101, n. 1, p. 429-433, 21 out. 2015.
- MARCONDES, A. C. J. *Sedimentologia e morfologia da Bacia do Pina*, Recife. Dissertação de Mestrado, Univ Fed. PE, 89 p. 2009.
- MARCOVECCHIO, J. O uso de *Micropogonias furnieri* e *Mugil liza* como bioindicadores de poluição por metais pesados no estuário do rio da Prata, Argentina
- MARÍA, L. *et al.* Application of the micronucleus test and comet assay in *Trachemys callirostris* erythrocytes as a model for in situ genotoxic monitoring. v. 127, p. 108-116, 1 maio 2016.
- MARIN-MORALES, M. A.; LEME, D.M.; MAZZEO, D.E.C. A review of hazardous effects of polycyclic aromatic hydrocarbon on living organisms. P.A. Haines, M.D. Hendrickson (Eds.), *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon: Pollution, Health Effects and Chemistry*, Nova Science Publishers, p. 1-50, 2009.
- MARQUES, E. E. *et al.* Parâmetros hematológicos de espécies nativas do rio Tocantins, *Auchenipterus nuchalis*, *Psectrogaster amazônica* e *Squaliforma emarginata* (Teleostei, Ostariophysi). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 31, n. 2, 14 maio 2009.
- MARTINS, M. L. *et al.* Hematological parameters of *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes: Pimelodidae) from polluted and non-polluted sites in the Itajaí-Açu river, Santa Catarina State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 31, n. 2, 14 maio 2009.
- MD SHAHJAHAN *et al.* Blood biomarkers as diagnostic tools: An overview of climate-driven stress responses in fish. *The Science of The Total Environment*, v. 843, p. 156910-156910, 24 jun. 2022.
- MELO, F. P. *et al.* Toxicidade do nitrito para o camarão *Litopenaeus vannamei* cultivado em sistemas de água clara e bioflocos. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 42, n. 4, p. 855-865, 30 dez. 2016.

MOLAYEMRAFTAR, T. *et al.* Single and combined effects of ammonia and nitrite on common carp, *Cyprinus carpio*: Toxicity, hematological parameters, antioxidant defenses, acetylcholinesterase, and acid phosphatase activities. *Aquaculture*, v. 548, p. 737676, 1 nov. 2021.

NABI, N.; AHMED, I.; WANI, G. B. Hematological and serum biochemical reference intervals of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* cultured in Himalayan aquaculture: Morphology, morphometrics and quantification of peripheral blood cells. *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 29, n. 4, p. 2942-2957, abr. 2022.

NAKATA, H. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in oysters and sediments from the Yatsushiro Sea, Japan: Comparison of potential risks among PAHs, dioxins and dioxin-like compounds in benthic organisms. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 99, 61-68, 2014.

NETO, L. P. F. Impacto à efetivação de direitos econômicos e sociais da população tradicional da Bacia do Pina. *Neari em Revista*, v. 1, n. 2, 2015.

NEVES, J. M. M. Diversidade e conservação de tainhas (Actinopterygii: Mugilidae) na província Atlântico Sudoeste Tropical: uma abordagem integrativa. 2020. 146 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação dos Trópicos, Uni. Fed. AL, Maceió, 2021.

NOBRE, C.; VÂNIA PALMEIRA CAMPOS; DANTAS, Y. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. *Química Nova*, v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 1 jan. 2010.

NOLETO, K. *et al.* Original Article The International Journal On Neotropical Biology The International Journal On Global Biodiversity And Environment. *Brazilian Journal of Biology*, v. 82, p. 267996, 2022.

NORDLIE F. G. Adaptation to Salinity and Osmoregulation in Mugilidae. In: Crossetti D, Blaber SJM (eds) *Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)* pp 293-323. 2016.

NUNES, B. *et al.* Marine protected areas in Latin America and Caribbean threatened by polycyclic aromatic hydrocarbons. v. 269, p. 116194-116194, 1 jan. 2021.

OCEANA. Sustentabilidade na pesca da tainha. Disponível em: <<https://brasil.oceana.org/campanhas/sustentabilidade-na-pesca-da-tainha/>>. Acesso em: 06 dez. 2024

OKUMURA, A. T. R; SILVA A. SILVA NRS; Determinação de Revista Brasileira de Geografia Física, v.13, n. 04. P. 1835-1850. 08, jun, 2020. Acesso em: <[https://www.researchgate.net/publication/344036786\\_Determinacao\\_da\\_qualidade\\_da\\_agua\\_de\\_um\\_rio\\_tropical\\_sob\\_a\\_perspectiva\\_do\\_uso\\_Revista\\_Brasileira\\_de\\_Geografia\\_Fisica#full-text](https://www.researchgate.net/publication/344036786_Determinacao_da_qualidade_da_agua_de_um_rio_tropical_sob_a_perspectiva_do_uso_Revista_Brasileira_de_Geografia_Fisica#full-text)>. Acesso em: 14 fev. 2025.

OLIVEIRA, A. H. B. *et al.* HIDROCARBONETOS DE PETRÓLEO. In. CAVALCANTE R. M. *Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos* Fortaleza: Imprensa Universitária, p. 139-159

OMS. DeCS. Disponível em: <<https://decs.bvsalud.org/ths/resource/?id=56352>>. Acesso em: 30 mar. 2025.

ONU, Sustainable Development Goal 06: Água potável e saneamento. Disponível em: <[https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/06?utm\\_source](https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/06?utm_source)>. Acesso em: 15 fev. 2025.

PERÉS, H. *et al.* Reference values for selected hematological and serum biochemical parameters of Senegalese sole (*Solea senegalensis* Kaup, 1858) juveniles under intensive aquaculture conditions. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 31, n. 1, p. 65-71, 4 dez. 2014.

PINHEIRO M. S. S.; GOITEIN R. ESTRUTURA DE UMA POPULAÇÃO E ASPECTOS BIOLÓGICOS DE *Mugil curema* valenciennes, 1836 (PISCES, MUGILIDAE), EM UM MANGUEZAL DA RAPOSA, BRASIL. *Revista De Ciências Da Saúde*, 16(2). (2016). Disponível em: <https://doi.org/10.18764/>. Acesso em: 06 mar 2025.

PINHEIRO-SOUSA, D. B. *et al.* Interaction between Benzo[a]anthracene 7,2-dione 7-oxime (BZA) and calf thymus dsDNA using electroanalytical genosensor. *Analytical Biochemistry*, v. 657, p. 114905, 22 set. 2022.

PINHO, J. V. *et al.* Food safety concerns on polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in fish products from estuarine bays throughout the American continent. *Science of The Total Environment*, v. 858, p. 159930, fev. 2023.

POLAKOF, S. *et al.* Glucose metabolism in fish: a review. *Journal of Comparative Physiology B*, v. 182, n. 8, p. 1015-1045, 1 dez. 2012.

PRADO, B. *et al.* Hematological parameters and nuclear abnormalities in peripheral erythrocytes of *Achirus lineatus* (Pleuronectiformes: Achiridae). *Comparative Clinical Pathology*, v. 24, n. 1, p. 169-175, 31 jan. 2014.

RAHMAN, M. M.; BAE KIM, H.; JA BAEK, H. Changes in Blood Cell Morphology and Number of Red Spotted Grouper, *Epinephelus akaara* in Response to Thermal Stress. *Development & Reproduction*, v. 23, n. 2, p. 139-148, jun. 2019.

RENGARAJAN, T. *et al.* Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer. *Asian Pac. J. Trop. Biomed*, 5, 182-189, 2015.

RIBEIRO *et al.* Hematological findings in neotropical fish *Hoplias malabaricus* exposed to subchronic and dietary doses of methylmercury, inorganic lead, and tributyltin chloride. *Environmental Research*, v. 101, n. 1, p. 74-80, 1 maio 2006.

ROCHA, S. M.; NISHIO, F. Y. Contaminação por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em Mananciais: evidências de risco à saúde no Município de São Paulo. v. 11, n. 1, 17 jun. 2016.

RODRIGUES, R. A. *et al.* Hematological and biometric traits of tuvira *Gymnotus inaequilabiatus* (Valenciennes, 1839) (Gymnotiformes: Gymnotidae) from the Brazilian Pantanal. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 1, p. 49-57, 1 fev. 2018.

RODRIGUEZ-CEA, A. AYLLON. F. GARCIA-VAZQUEZ. E. Micronucleus test in freshwater fish species: an evaluation of its sensitivity for application in field surveys. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 56, n. 3, p. 442-448, nov. 2003.

ROHANI, MF Toxicidade de pesticidas em peixes: Aspectos histopatológicos e hemato-bioquímicos — Uma revisão. *Emerg. Contam*, 9, 2023.

ROMÃO, S. *et al.* Blood Parameter Analysis and Morphological Alterations as Biomarkers on the Health of *Hoplias malabaricus* and *Geophagus brasiliensis*. Brazilian Archives on Biology and Technology, v.49, n. 3, p. 441-448, 2006.

ROSENBERG, D. M.; WIENS, A. P. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh Waters by crude oil and petroleum products, with special reference to the trail river, Northwest territories. J. Fish. Res. Board Can, v. 33, 1955-1963, 1976.

SABIN. Diagnóstico diferencial e investigação de monocitose. Disponível em: <<https://blog.sabin.com.br/medicos/diagnostico-diferencial-de-monocitose/>?>. Acesso em: 5 fev. 2025.

SANT'ANA R *et al.* Bayesian state-space models with multiple CPUE data: the case of a mullet fishery. Sci Mar 81: 1-10. 2017

SANTANA *et al.* Levantamento e caracterização das espécies do gênero *Mugil Linnaeus*, 1758 (Teleostei: Mugiliformes) da Ilha do Maranhão. v. 8, n. 2, p. 55-64, 1 dez. 2015.

SANTANA, M. S. *et al.* Biomarker responses in fish exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Systematic review and meta-analysis. Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987), v. 242, n. Pt A, p. 449-461, 1 nov. 2018.

SANTOS, G. P. Carvalho. Caracterização de colinesterases de *Mytella charruana* e *Litopenaeus vennamei* visando seu uso como ferramenta de biomonitoramento em estuários. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018. Disponível em: <<http://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/43023>> Acesso em: 20 fev. 2025.

SANTOS, L. C. Análise de parâmetros histopatológicos e bioquímicos no fígado de ratos após administração de baixas doses do inseticida clorpirifós durante o período peripuberal. 2024. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2024. Disponível em: <<https://repositorio.uel.br/srv-c0003-s01/api/core/bitstreams/728d2141-ee31-41fe-b1a7-fd7652bee0d3/content>> Acesso em: 20 fev. 2025.

SANTOS, T. T. S. DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO ESTUÁRIO DO RIO DO SAL/SERGIPE. 2014. 87 f. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (PRORH), Univ. Fed. de Sergipe, SÃO CRISTÓVÃO-SE, 2014. Disponível em: [https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/14346/2/TAMARA\\_TATIANA\\_SOUZA\\_SANTOS.pdf](https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/14346/2/TAMARA_TATIANA_SOUZA_SANTOS.pdf). Acesso em: 22 fev. 2025.

SANTOS. N. T. Efeitos do anestésico tricáina metanosulfonato sobre o estresse e aspectos reprodutivos em machos de jundiá (*Rhamdia quelen*). Ufgrs.br, 2018.

SECKENDORFF, R. W.; AZEVEDO, V. G. Abordagem histórica da pesca da tainha *Mugil platanus* e do parati *Mugil curema* (Perciformes: Mugilidae) no litoral Norte de São Paulo. Série Relatórios Técnicos, v. 28, p. 1-8, 2007.

SEIBEL, H.; BASSMANN, B.; REBL, A. Blood Will Tell: What Hematological Analyses Can Reveal About Fish Welfare. Frontiers in Veterinary Science, v. 8, 30 mar. 2021.

SELVA, V. S. F. *et al.* ÁGUA, GESTÃO, TERRITÓRIOS E SUSTENTABILIDADE. EDITORA ITACAIÚNAS. 1. Ed. 2024. Disponível em: <<https://sites.ufpe.br/realp/wp-content/uploads/sites/176/2024/08/Agua-Gestao-Territorios-e-Sustentabilidade-3.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2025.

SERIANI, R. *et al.* Hematological changes and cytogenotoxicity in the tilapia *Oreochromis niloticus* caused by sub-chronic exposures to mercury and selenium. Fish Physiology and ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer – Jandaia-GO, v.17 n.34; p. 269 2020 Biochemistry, v.41, n.1, p.311-322, 2015.

SHEN, C. *et al.* Effects of chronic nitrite exposure on hematological parameters, oxidative stress and apoptosis in spotted seabass (*Lateolabrax maculatus*) reared at high temperature. Aquaculture Reports, v. 35, p. 102022-102022, 7 mar. 2024.

SILVA, J. S. HPAs biliares e biomarcadores bioquímicos na carapeba *Eugerres brasiliensis* em quatro estuários tropicais do Nordeste brasileiro. Ufpe.br, 2015.

SILVA, R. A. A. R.; LACERDA, S. D. L.; MOTA, A. M. V. Bioacumulação de cádmio, chumbo, cromo e níquel no molusco *Mytella falcata* (ORBIGNY, 1846) do estuário urbano da Baía do Pina, Nordeste do Brasil. Natural Resources, v. 3, n. 2, p. 32, 8 jan. 2014.

SILVA, R. D. *et al.* Parâmetros hematológicos e bioquímicos da tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) sob estresse por exposição ao ar. Pesquisa Veterinária Brasileira, v. 32, n. suppl 1, p. 99-107, dez. 2012.

SILVA, R. J. Integridade ambiental da represa de Jurumirim: ictiofauna e relações ecológicas [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2016.

SILVA, S. V. S. *et al.* The impact of water pollution on fish species in southeast region of Goiás, Brazil. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, v. 79, n. 1, p. 8-16, 23 dez. 2015.

SILVA. Intervenção urbana e uso do solo na Zona Sul do Recife: análise sobre as transformações urbanas dos bairros do Pina e Boa Viagem. Caderno de Geografia, v. 26, n. 45, p. 55-78, 2016.

SOARES, E. C. *et al.* Oil impact on the environment and aquatic organisms on the coasts of the states of Alagoas and Sergipe, Brazil - A preliminary evaluation. Marine Pollution Bulletin, v. 171, p. 112723, 1 out. 2021.

SOUZA, M. R. R. *et al.* Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in three environmental components from a tropical estuary in Northeast Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 171, p. 112726, 31 jul. 2021.

SOUZA, Políticas públicas ambientais e gestão do ecossistema manguezal da Baía do Pina – Recife/PE : análise do licenciamento ambiental do Sistema Viário Via Mangue. Ufpe.br, 2019.

SVOBODOVA Z, PRAVDA D, PALACKOVA J. Unified methods of haematological examination of fish. Vodnany: Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology; Edition Methods No. 20. 31 pp, 1991

TAYLOR, A. R. *et al.* Occurrence and Probable Sources of Urban-Use Insecticides in Marine Sediments off the Coast of Los Angeles. Environmental Science & Technology, v. 53, n. 16, p. 9584-9593, 31 jul. 2019.

TOPIC POPOVIC, N. *et al.* Tricaine methane-sulfonate (MS-222) application in fish anaesthesia. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 28, n. 4, p. 553-564, 28 fev. 2012.

UFRGS. Xenobióticos: o que são e quais seus impactos na saúde. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/laranjanacolher/2021/08/30/xenobioticos-o-que-sao-e-quais-seus-impactos-na-saude/>>. Acesso em: 5 nov. 2022.

UNO, S. *et al.* Oil spill off the coast of Guimaras Island, Philippines: Distributions and changes of polycyclic aromatic hydrocarbons in shellfish. *Mar. Pollut. Bull.* 124, 962-973. 2017.

URBINATI, E. C.; CARNEIRO, P. C. F. Práticas de manejo e estresse dos peixes em piscicultura. Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva. 2004

UZANNE, O. The end of books. Adelaide: University of Adelaide, 2014. Disponível em: <https://ebooks.adelaide.edu.au/u/uzanne/octave/end/>. Acesso em: 20 abr. 2019.

VIEIRA J *et al.* Long-Term Spatiotemporal Variation in the Juvenile Fish Assemblage of the Tramandaí River Estuary (29°S) and Adjacent Coast in Southern Brazil. *Front Mar Sci* 6. 2019.

VIEIRA-CAMPOS, A. A. Histórico do aporte de hidrocarbonetos em um perfil sedimentar da Baía do Pina, Recife - PE. *Ufpe.br*, 2017.

WALKER, J. A *et al.*, Chromosome content and ultrastructure of radiation - induced micronuclei. *Mutat. Res.* v. 11, n. 5, p. 419-424, 1996.

XIA, R.; DURAND, J.-D.; FU, C. Multilocus resolution of Mugilidae phylogeny (Teleostei: Mugiliformes): Implications for the family's taxonomy. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, v. 96, p. 161-177, mar. 2016.

YANG, H. *et al.* Nitrite induces hepatic glucose and lipid metabolism disorders in zebrafish through mitochondrial dysfunction and ERs response. *Aquatic Toxicology*, v. 273, p. 107015, ago. 2024.

YOGUI, G. T. *et al.* The legacy of man-made organic compounds in surface sediments of Pina Sound and Suape Estuary, northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 66, p. 58-72, 2018.

ZANARDI-LAMARDO, E. *et al.* Fontes e níveis de contaminação do sistema estuarino do rio Capibaribe (Pernambuco/Brasil). *Trop. Oceanogr.*, v. 44, p. 1-15, 2016.

ZHANG, M. *et al.* The influence of anthropogenic activities on heavy metal pollution of estuary sediment from the coastal East China Sea in the past nearly 50 years. *Marine Pollution Bulletin*, v. 181, p. 113872, ago. 2022.