



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

CAMILA FIGUEIREDO ALENCAR

**MENSURANDO A SAÚDE AMBIENTAL DE UM MANGUEZAL ALTAMENTE
URBANIZADO DO SEMIÁRIDO TROPICAL BRASILEIRO UTILIZANDO
ORGANISMOS BIOMONITORES (RIO COCÓ, CEARÁ, BRASIL)**

FORTALEZA

2025

CAMILA FIGUEIREDO ALENCAR

MENSURANDO A SAÚDE AMBIENTAL DE UM MANGUEZAL ALTAMENTE
URBANIZADO DO SEMIÁRIDO TROPICAL BRASILEIRO UTILIZANDO
ORGANISMOS BIOMONITORES (RIO COCÓ, CEARÁ, BRASIL)

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao
Curso de Ciências Ambientais do Instituto de
Ciências do Mar da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial à obtenção do
título de Bacharela em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Rivelino Martins
Cavalcante
Co-orientadora: Profa. Ma. Antônia Duciene
Feitosa Lima

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A353m Alencar, Camila Figueiredo.

Mensurando a saúde ambiental de um manguezal altamente urbanizado do semiárido tropical brasileiro utilizando organismos biomonitoras (Rio Cocó, Ceará, Brasil) / Camila Figueiredo Alencar. – 2025.

73 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2025.

Orientação: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

Coorientação: Profa. Ma. Antônia Duciene Feitosa Lima.

1. POPs. 2. Atividades antropogênicas. 3. Risco à saúde. 4. Risco de câncer. I. Título.

CDD 333.7

CAMILA FIGUEIREDO ALENCAR

MENSURANDO A SAÚDE AMBIENTAL DE UM MANGUEZAL ALTAMENTE
URBANIZADO DO SEMIÁRIDO TROPICAL BRASILEIRO UTILIZANDO
ORGANISMOS BIOMONITORES (RIO COCÓ, CEARÁ, BRASIL)

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao
Curso de Ciências Ambientais do Instituto de
Ciências do Mar da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial à obtenção do
título de Bacharela em Ciências Ambientais.

Aprovada em: 06/03/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Janaina Lopes Leitinho
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

À minha mãe, Valéria.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante e à Prof^a Mestra Antônia Duciene Feitosa Lima, pela excelente orientação, paciência e incentivo ao longo de todo o processo.

Aos professores da banca examinadora, Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares e Prof^a Dr^a Janaina Lopes Leitinho, pelo tempo dedicado.

Aos amigos do Laboratório de Avaliação de Contaminantes Orgânicos (LACOr), por todos os momentos compartilhados e pelas confraternizações que tornaram essa jornada mais leve. Em especial, à Alessandra de Moraes, Ana Beatriz Costa, Rafael Santos, Gardilene Monteiro e Gladston Júnior, pela colaboração direta no desenvolvimento deste trabalho.

À Empresa Júnior Ambienteia, por todas as experiências e aprendizados que contribuíram para minha formação profissional e pessoal.

Aos colegas da graduação, especialmente à Maria Cláudia Montenegro e Maxwell Cruz, por todas as conversas e momentos que ajudaram a enfrentar os desafios da graduação.

Aos meus pais, Valéria Silveira Figueiredo e Carlos Wagner Loiola de Alencar, pelo apoio incondicional e incentivo diário nos estudos. Mãe, obrigada por cada palavra de incentivo nos momentos difíceis e por acreditar em mim mesmo quando eu duvidava.

Às minhas amigas de longa data, Raquel Costa de Albuquerque, Hester Louise dos Santos e Bárbara de Oliveira, pela amizade, apoio e companhia ao longo de todos esses anos. Vocês são a minha maior fonte de apoio e encorajamento.

Ao Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), à Universidade Federal do Ceará (UFC) e a todos os professores e colaboradores que, direta ou indiretamente, contribuíram para minha formação.

Por fim, agradeço a Deus, pela força e pela luz nos momentos de incerteza, por guiar meus passos e me permitir chegar até aqui.

“Pois, sem amor, a vida se torna um rio sem nascente, um mar sem ondas, uma história sem aventura!” (Augusto Cury).

RESUMO

O uso de substâncias prejudiciais aos organismos para atender às necessidades humanas pode estar alcançando ambientes aquáticos em diversas regiões do mundo. Combinado com o aumento da urbanização, isso levou a um crescimento substancial de contaminantes tóxicos nos ecossistemas aquáticos, representando sérios riscos tanto para a integridade ambiental quanto para a saúde humana. Este estudo investigou o impacto da poluição urbana crônica no Rio Cocó, Ceará, Brasil, por meio da análise de 59 poluentes originados de diversas atividades antrópicas, incluindo sete Bifenilos Policlorados (PCBs), sete Éteres Difenílicos Polibromados (PBDEs), 21 Pesticidas Organoclorados (OCPs), dez Piretróides (PPs), 11 Triazinas (TPs) e três Organofosforados (OPPs), em três matrizes ambientais: água, sedimento e organismos aquáticos. Foram analisados crustáceos da espécie *Ucides cordatus*, peixes das espécies *Mugil curema*, *Eugerres brasilianus*, *Centropomus parallelus* e *Oligoplites saurus*, além de moluscos das espécies *Phacoides pectinatus*, *Mytella charruana* e *Crassostrea rhizophorae*. Além disso, o estudo explorou como essas atividades antrópicas contínuas podem influenciar o risco de câncer e a segurança alimentar. Um total de 48 compostos poluentes foi detectado em peixes, 33 em crustáceos e 43 em moluscos. As maiores concentrações foram observadas no sedimento e na água, seguidas pela biota, com valores superiores a um. A presença de altos níveis de compostos tóxicos, como PCBs, OCPs e PBDEs, principalmente nos sedimentos e em espécies aquáticas, demonstra um grave risco à saúde humana, potencialmente intensificado pela bioacumulação ao longo da cadeia alimentar. Esses resultados reforçam a necessidade de políticas rigorosas de controle e monitoramento contínuo da qualidade ambiental, além da mitigação dos impactos da poluição crônica na segurança alimentar e da redução dos riscos de doenças, como o câncer, para as populações expostas. Isso garantirá tanto a saúde ambiental quanto o bem-estar das comunidades que dependem desses recursos. Apresentação concisa dos pontos relevantes do documento, fornecendo uma visão rápida e clara do conteúdo. Recomenda-se a elaboração de resumo informativo, apresentando finalidades, metodologia, resultados e conclusões do trabalho.

Palavras-chave: POPs; atividades antropogênicas; risco à saúde; risco de câncer.

ABSTRACT

The use of substances harmful to organisms to meet human needs may be reaching aquatic environments in various regions worldwide. Combined with increasing urbanization, this has led to a substantial rise in toxic contaminants in aquatic ecosystems, posing serious risks to both environmental integrity and human health. This study investigated the impact of chronic urban pollution in the Cocó River, Ceará, Brazil, by analyzing 59 pollutants originating from various anthropogenic activities, including seven Polychlorinated Biphenyls (PCBs), seven Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs), 21 Organochlorine Pesticides (OCPs), ten Pyrethroids (PPs), 11 Triazines (TPs), and three Organophosphates (OPPs), across three environmental matrices: water, sediment, and crustaceans, of the species *Ucides cordatus*, fish of the species, *Mugil Curema*, *Eugerres brasiliensis*, *Centropomus parallelus*, and *Oligoplites saurus*, and molluscs of the species *Phacoides pectinatus*, *Mytella charruana*, and *Crassostrea rhizophorae*. Additionally, the study explored how these ongoing anthropogenic activities may influence cancer risk and food safety. A total of 48 pollutant compounds were detected in fish, 33 in crustaceans, and 43 in molluscs. The highest concentrations were observed in sediment and water, followed by the biota, with values exceeding one. The presence of high levels of toxic compounds such as PCBs, OCPs and PBDEs, mainly in sediments and aquatic species, demonstrates a serious risk to human health, potentially intensified by bioaccumulation along the food chain. These results reinforce the need for strict control policies and continuous monitoring of environmental quality, in addition to mitigating the impacts of chronic pollution on food safety and reducing the risks of diseases, such as cancer, for exposed deliveries, ensuring both environmental health and the well-being of communities reliant on these resources.

Keywords: POPs; anthropogenic activities health risk; cancer risk.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Área do Rio Cocó, no bairro Sabiaguaba, Fortaleza, Ceará	18
Figura 2	– Localização dos pontos de coleta de amostras de água e sedimento	19
Figura 3	– Crustáceo da espécie <i>Ucides cordatus</i>	20
Figura 4	– Peixes das espécies <i>Mugil curema</i> , <i>Oligoplites saurus</i> , <i>Centropomus parallelus</i> e <i>Eugerres brasiliensis</i>	21
Figura 5	– Moluscos das espécies <i>Phacoides pectinatus</i> , <i>Mytella charruana</i> e <i>Crassostrea rhizophorae</i>	21
Figura 6	– Amostras dos três tecidos de uma espécie de peixe	22
Figura 7	– Coleta em campo e análise das amostras de sangue dos peixes	23
Figura 8	– Extração de água (líquido-líquido)	24
Figura 9	– Extração de água em sistema bifásico: extração de pesticidas entre solventes e fase aquosa	25
Figura 10	– Extração de sedimento (extração sólido-líquido assistida por ultrassom) ...	25
Figura 11	– Purificação das amostras de sedimento	26
Figura 12	– Extração de biota (método QuEChERS)	27
Figura 13	– Tratamento e extração das amostras de biota	27
Figura 14	– Equipamento GC-ECD e materiais utilizados para análises cromatográficas	28
Figura 15	– <i>Centropomus parallelus</i> , espécie carnívora, após se alimentar de um caranguejo	34
Figura 16	– Células sanguíneas de <i>Mugil curema</i> (amostra 1), evidenciando eritrócitos normocíticos e normocrônicos, eosinófilos com grânulos abundantes e um monócito com citoplasma basofílico e vacúolo visível (objetiva 40x, coloração panóptica)	35
Figura 17	– Nível de contaminantes por componentes das amostras de peixe	37
Figura 18	– Nível de contaminantes nas amostras de crustáceo	38
Figura 19	– Nível de contaminantes no conjunto de amostras de molusco	40
Figura 20	– Nível de PCBs nas amostras de água e sedimento	43
Figura 21	– Nível de PBDEs nas amostras de água e sedimento	43
Figura 22	– Nível de OCPs nas amostras de água e sedimento	44
Figura 23	– Nível de PPs nas amostras de água e sedimento	44

Figura 24 – Nível de TP _s nas amostras de água e sedimento	45
Figura 25 – Nível de OPP _s nas amostras de água e sedimento	45
Figura 26 – Níveis de BAF por grupo de organismo	48
Figura 27 – Valores de risco carcinogênico para amostras de músculo de peixe	50
Figura 28 – Valores de risco carcinogênico para amostras de crustáceo	51
Figura 29 – Valores de risco carcinogênico para amostras de moluscos	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Coordenadas geográficas das coletas de água e sedimento	19
Tabela 2 – Média dos valores hematológicos em peixes	33

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	METODOLOGIA	17
2.1	Área de estudo	17
2.2	Amostragem	19
2.3	Classes de substâncias estudadas	23
2.4	Materiais, reagentes e padrões analíticos	23
2.5	Extração e purificação das amostras	24
2.6	ANálise cromatográfica	28
2.7	Análise hematológica em peixes	28
2.8	Bioacumulação	29
2.9	Risco à saúde	29
2.10	Risco de câncer	30
2.11	Análise estatística	31
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
3.1	Níveis hematológicos das amostras de peixe	32
3.2	Nível de contaminantes nas amostras biológicas	35
3.3	Nível de contaminantes nas amostras de água e sedimento	41
3.4	Níveis de bioacumulação	46
3.5	Níveis de risco à saúde humana	48
3.6	Níveis de risco de câncer	49
4	CONCLUSÃO	53
	REFERÊNCIAS	55
	ANEXO A – BIOMETRIA DOS PEIXES, MOLUSCOS E CARANGUEJOS	65
	ANEXO B – CLASSEs DE SUBSTÂNCIAS UTILIZADAS E SUAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS	67
	ANEXO C – CONDIÇÕES CROMATOGRÁFICAS	69
	ANEXO D – DETALHES DA CURVA ANALÍTICA PARA PCBs, PBDEs, OCPs, PPs, TPs E OPPs	70
	ANEXO E - RfDo PARA EFEITOS NÃO CARCINOgÊNICOS E CSFo PARA EFEITOS CARCINOgÊNICOS	72

1 INTRODUÇÃO

Como observado em outras partes do mundo, a região semiárida do Brasil tem passado por uma rápida urbanização, resultando em uma crescente demanda por alimentos. Isso, por sua vez, intensificou as práticas agrícolas e aumentou o uso de pesticidas, especialmente na produção agrícola em larga escala (Gulliya *et al.*, 2021). Essas tendências levantam sérias preocupações sobre os efeitos negativos na qualidade da água, na saúde do solo e nos ecossistemas aquáticos. Além disso, representam desafios significativos para a conservação ambiental e a segurança alimentar (Gomes *et al.*, 2020).

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) são particularmente preocupantes devido à sua alta estabilidade ambiental, capacidade de viajar longas distâncias, tendência à bioacumulação em organismos vivos e toxicidade significativa para diversas espécies, incluindo os seres humanos (UNEP, 2019). Esses compostos são geralmente classificados em três categorias principais com base em sua origem: pesticidas, produtos industriais (que frequentemente contêm substâncias tóxicas) e subprodutos gerados durante processos industriais (Yogui, Leonel; Combi, 2020).

A relação entre o consumo de peixes, a contaminação da água e do solo e os riscos à saúde humana é bem documentada. À medida que esses produtos químicos se acumulam na cadeia alimentar, suas concentrações podem atingir níveis alarmantes (Yogui; Leonel; Combi, 2020).

Os poluentes Bifenilos Policlorados (PCBs), Éteres Difenílicos Polibromados (PBDEs), Pesticidas Organoclorados (OCPs), Piretróides (PPs), Triazinas (TPs) e Organofosforados (OPPs) são pesticidas de uso legal (Forti *et al.*, 2020; Ahamad; Kumar, 2023). Apenas PCBs e OCPs têm potencial cancerígeno, enquanto PP, TP e OPPs são conhecidos por seus riscos de toxicidade neurológica e efeitos desreguladores endócrinos (Freitas, 2024; Mello, 2024). Alguns PCBs e OCPs foram restringidos ou banidos, mas a implementação lenta das regulamentações permite que muitos contaminantes persistam legal ou ilegalmente até os dias atuais (Oliveira *et al.*, 2016; Forti *et al.*, 2020; Andeobu *et al.*, 2023).

A contaminação ambiental vai além do uso de pesticidas na agricultura e resulta de diversas atividades antrópicas. Um exemplo é o caso dos PBDEs, amplamente utilizados como retardantes de chama em produtos eletrônicos e outros materiais, estando diretamente ligados ao desenvolvimento industrial, à gestão de resíduos e a processos de incineração (Jiang *et al.*, 2024). Diversas fontes, incluindo a gestão inadequada de resíduos sólidos, a

poluição industrial e urbana e o esgoto, podem impactar negativamente a saúde ambiental (MMA, 2015; Moraes; Jordão, 2021).

Organismos biomonitoras são ferramentas essenciais para entender os impactos dos poluentes no meio ambiente e na saúde humana (Braz; Longo, 2019). Peixes, moluscos e caranguejos acumulam contaminantes ao longo da vida, tornando-se excelentes bioindicadores de substâncias nocivas no ambiente (Lins *et al.*, 2010; Rios, Batista; Cristello, 2024). Além disso, esses organismos são fundamentais para avaliar a saúde dos ambientes aquáticos, considerando sua capacidade de manter a biodiversidade, fornecer serviços ecossistêmicos e garantir a resiliência às mudanças ambientais (Shi *et al.*, 2010; Wu, Hu; Song, 2023). A saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos é diretamente influenciada pela qualidade da água, pela presença de contaminantes e pelo equilíbrio ecológico.

O rio Cocó foi escolhido como objeto de estudo devido às suas características ecossistêmicas e hidrológicas únicas. Ele atravessa um parque estadual, o qual se enquadra como uma Área de Preservação de Proteção Integral, o que reforça a necessidade de maior atenção e cuidados com sua conservação. Seu ecossistema de manguezal desempenha um papel fundamental como berçário para diversas espécies aquáticas (Malli *et al.*, 2022; Barletta; Lima; Costa, 2019; Rodrigues *et al.*, 2019). Além disso, o rio é uma importante fonte de sustento para parte da população de baixa renda que reside em suas margens, sendo essencial para a pesca de subsistência e a comercialização de recursos naturais (Viana, 2003).

Diferente de outros rios da região, ele recebe águas doces provenientes de barragens ao longo de seu curso, o que influencia diretamente seu balanço hídrico, sua dinâmica ecológica e no rastreamento de poluentes (Pessoa, 2002; Borralho, 2017). Além disso, trata-se de um rio relativamente raso, o que também pode impactar processos como a dispersão de contaminantes (Leal, 2014).

O solo do rio Cocó é rico em matéria orgânica devido à presença do ecossistema de manguezal, onde a decomposição de folhas e outros materiais naturais, somada ao despejo de esgotos no rio, favorecem a absorção e o armazenamento de poluentes, influenciando diretamente a qualidade da água (Rocha, 2007; Sobrinho, 2008; Bernardino, 2019). Seu fluxo de água, influenciado por barragens, dinâmica da bacia, fluxo de marés, e suas características sedimentares impactam na qualidade da água e no transporte de contaminantes, tornando-o um ambiente ideal para análise.

Além disso, os peixes presentes no estuário do rio Cocó incluem espécies tanto de origem marinha quanto de água doce, que, durante as marés altas, penetram no estuário, seja na fase jovem ou adulta, em busca de alimento (Viana, 2003). Muitas dessas espécies passam

a fase jovem no estuário e retornam ao mar durante a época de desova (Viana, 2003). Esses peixes, que migram e transitam entre diferentes ambientes, têm o potencial de transportar e dispersar contaminantes, podendo afetar outras áreas ao longo de suas rotas migratórias.

A poluição é uma das principais pressões ambientais dentro do modelo Pressão-Estado-Resposta (PSR), desenvolvido pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) e pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) (Wang *et al.*, 2019), impactando na qualidade dos ecossistemas aquáticos. Essa pressão pode ser detectada nos organismos, que acumulam contaminantes em seus tecidos, refletindo o estado do ambiente, em que a análise destes permite estimar a saúde do ecossistema e orientar medidas mitigadoras (Yang, *et. al.* 2021).

Neste estudo, foram utilizados organismos de alto valor para avaliar a saúde do Rio Cocó localizado em uma das regiões mais urbanizadas da América do Sul. A abordagem inclui a determinação dos níveis de contaminantes provenientes de diversas atividades antrópicas, a avaliação da capacidade de bioacumulação, a análise de biomarcadores hepáticos e a investigação dos riscos ecológicos e à saúde humana.

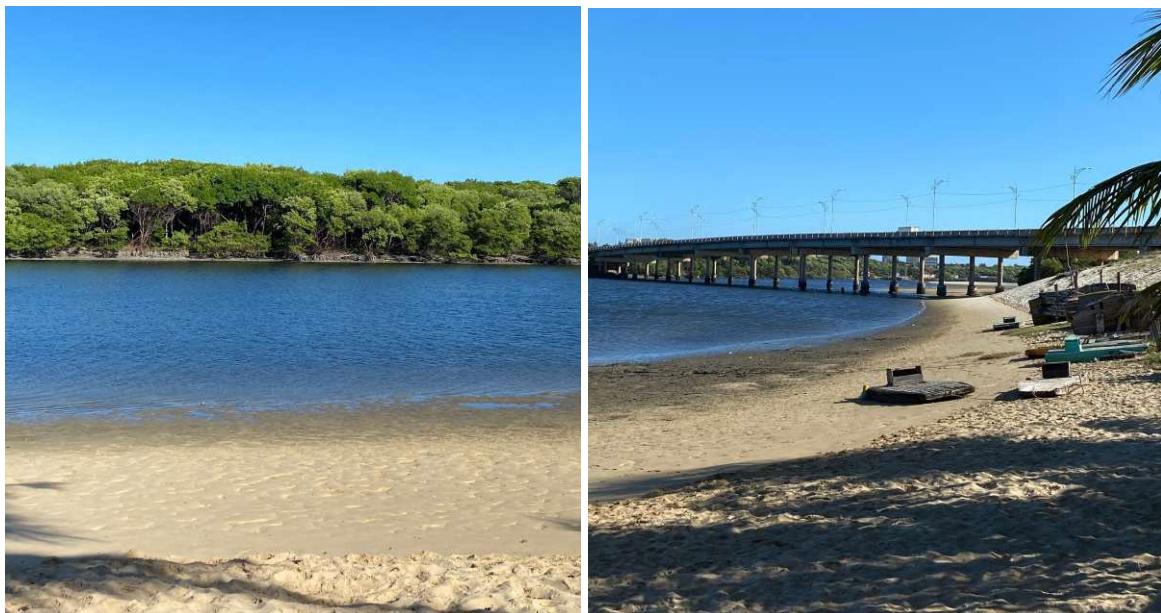
2 METODOLOGIA

O presente estudo segue uma abordagem metodológica detalhada para avaliar a contaminação ambiental no Rio Cocó. Inicialmente, a área de estudo é caracterizada, contextualizando sua relevância ecológica e os desafios ambientais enfrentados. Em seguida, são descritos os procedimentos de amostragem, especificando os métodos de coleta para água, sedimento e organismos biológicos. O estudo também aborda as classes de substâncias analisadas, detalhando os poluentes investigados e seus impactos potenciais. Os materiais, reagentes e padrões analíticos utilizados são apresentados, garantindo a precisão das análises. Os métodos de extração e purificação das amostras são descritos conforme protocolos científicos reconhecidos, seguidos pela análise cromatográfica, que permitiu a quantificação dos compostos presentes. Além disso, foi realizada uma análise hematológica em peixes para avaliar possíveis impactos fisiológicos da exposição aos poluentes. A bioacumulação dos contaminantes nos organismos foi investigada para compreender os riscos ecológicos, complementada pela avaliação do risco à saúde e do risco de câncer para populações humanas expostas. Por fim, a análise estatística foi aplicada para validar os resultados obtidos, garantindo sua confiabilidade e relevância científica.

2.1 Área de estudo

O Rio Cocó, com aproximadamente 50km de extensão, é o maior curso d'água de Fortaleza, Ceará, e desempenha um papel crucial como reserva natural na paisagem urbana da cidade (SEMACE, 2010). Designado como Área de Preservação Permanente (APP), o rio é protegido pela legislação ambiental brasileira (CEARÁ, 2017). Seu curso atravessa o Parque Estadual do Cocó, uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, instituída pelo Decreto Estadual nº 32.248, de 4 de junho de 2017, e regulamentada pela Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (CEARÁ, 2017). Na figura 1 é possível observar a área de estudo.

Figura 1 - Área do Rio Cocó, no bairro Sabiaguaba, Fortaleza, Ceará



Fonte: Autora (2025).

Como parte da zona de manguezal do sistema ecológico do Cocó, o rio é essencial para a manutenção da biodiversidade regional e dos serviços ecossistêmicos. Ele se estende por aproximadamente dois terços da área urbana de Fortaleza, abrangendo 60% dos corpos hídricos da cidade, incluindo lagoas, canais de drenagem e pequenos afluentes (Bernardini *et al.*, 2021). Essa integração destaca a importância ecológica e socioambiental do Rio Cocó em uma região metropolitana densamente povoada.

De acordo com Diógenes *et al.* (2020), o Rio Cocó sofre intensa contaminação devido à urbanização desordenada, ao rápido crescimento populacional e ao despejo clandestino de esgoto e resíduos em sua proximidade.

Em julho de 2023, foram realizadas coletas abrangentes para avaliar os níveis de contaminação, envolvendo amostras de água, sedimento e três grupos distintos de organismos: peixes, moluscos e caranguejos.

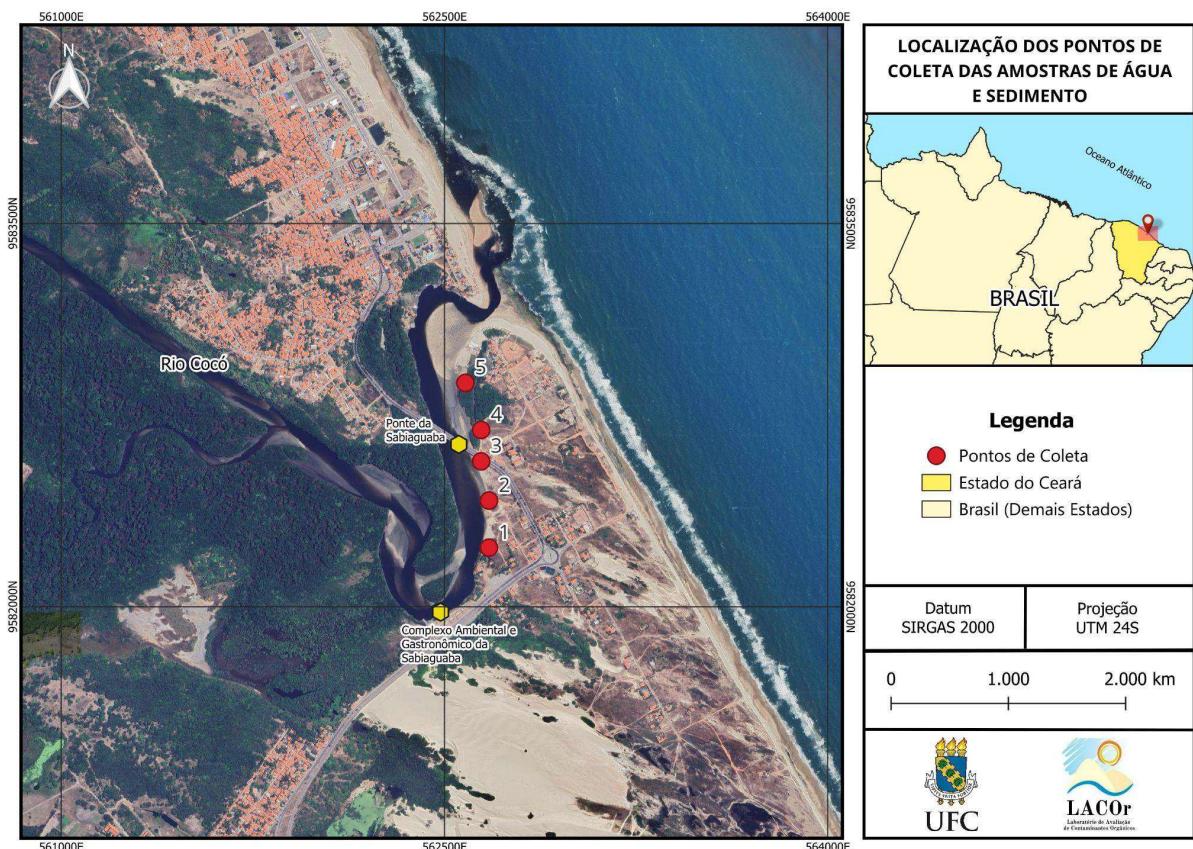
Pescadores artesanais atuantes no trecho do rio entre o Complexo Ambiental e Gastronômico da Sabiaguaba (-3.7817264, -38.4372592) e a Ponte da Sabiaguaba (-3.7757890, -38.4366215) obtiveram os espécimes biológicos. As amostras de água e sedimento foram coletadas sistematicamente em cinco pontos pré-determinados, conforme ilustrado na figura 2. As coordenadas geográficas dos locais de amostragem estão disponíveis na Tabela 1.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas das coletas de água e sedimento

Amostra	Latitude	Longitude
1	3°46'46"S	38°26'08"W
2	3°46'40"S	38°26'08"W
3	3°46'35"S	38°26'09"W
4	3°46'31"S	38°26'09"W
5	3°46'25"S	38°26'11"W

Fonte: Autora (2025).

Figura 2 - Localização dos pontos de coleta de amostras de água e sedimento



Fonte: Autora (2025).

2.2 Amostragem

Amostras de água (1L cada) foram coletadas em cinco pontos pré-determinados ao longo do Rio Cocó, utilizando frascos de vidro âmbar previamente limpos com acetona. Esses frascos foram armazenados em um recipiente de isopor com gelo para transporte ao laboratório, onde foram imediatamente transferidos para um freezer para preservação.

Para a análise de sedimentos, as amostras também foram coletadas em cinco locais pré-estabelecidos. Os primeiros centímetros do sedimento foram cuidadosamente retirados do leito do rio com uma pá metálica previamente limpa com hexano. Cada amostra foi

armazenada em recipientes limpos com hexano e mantida em freezer até a realização das análises.

As espécies estuarinas foram obtidas com pescadores locais da comunidade da Sabiaguaba, que utilizaram métodos tradicionais de pesca. O estudo analisou três grupos taxonômicos distintos: peixes, crustáceos e moluscos. Especificamente, foram coletados 5 crustáceos da espécie *Ucides cordatus* (Figura 3), 17 peixes das espécies *Mugil curema*, *Eugerres brasiliensis*, *Centropomus parallelus* e *Oligoplites saurus* (Figura 4), além de 20 moluscos das espécies *Phacoides pectinatus*, *Mytella charruana* e *Crassostrea rhizophorae* (Figura 4).

Figura 3 - Crustáceo da espécie *Ucides cordatus*



Fonte: Autora (2025).

Figura 4 - Peixes das espécies *Mugil curema*, *Oligoplites saurus*, *Centropomus parallelus* e *Eugerres brasiliensis*



Fonte: NCFishes (2025) e Autora (2025).

Figura 5 - Moluscos das espécies *Phacoides pectinatus*, *Mytella charruana* e *Crassostrea rhizophorae*



Fonte: Autora (2025).

Foram selecionados três tecidos dos peixes (brânquias, fígado e músculo) para análise de poluentes orgânicos (Figura 6), totalizando 54 amostras. Em contraste, apenas as porções comestíveis dos crustáceos e moluscos foram analisadas. As amostras de peixes foram analisadas individualmente, enquanto as de crustáceos e moluscos foram compostas, ou seja, cada amostra desses grupos foi formada por mais de um organismo. Cada amostra de crustáceo representou uma média de 3 indivíduos, enquanto cada amostra de molusco foi

composta por 10 indivíduos. A biometria dos organismos foi devidamente documentada no Anexo A.

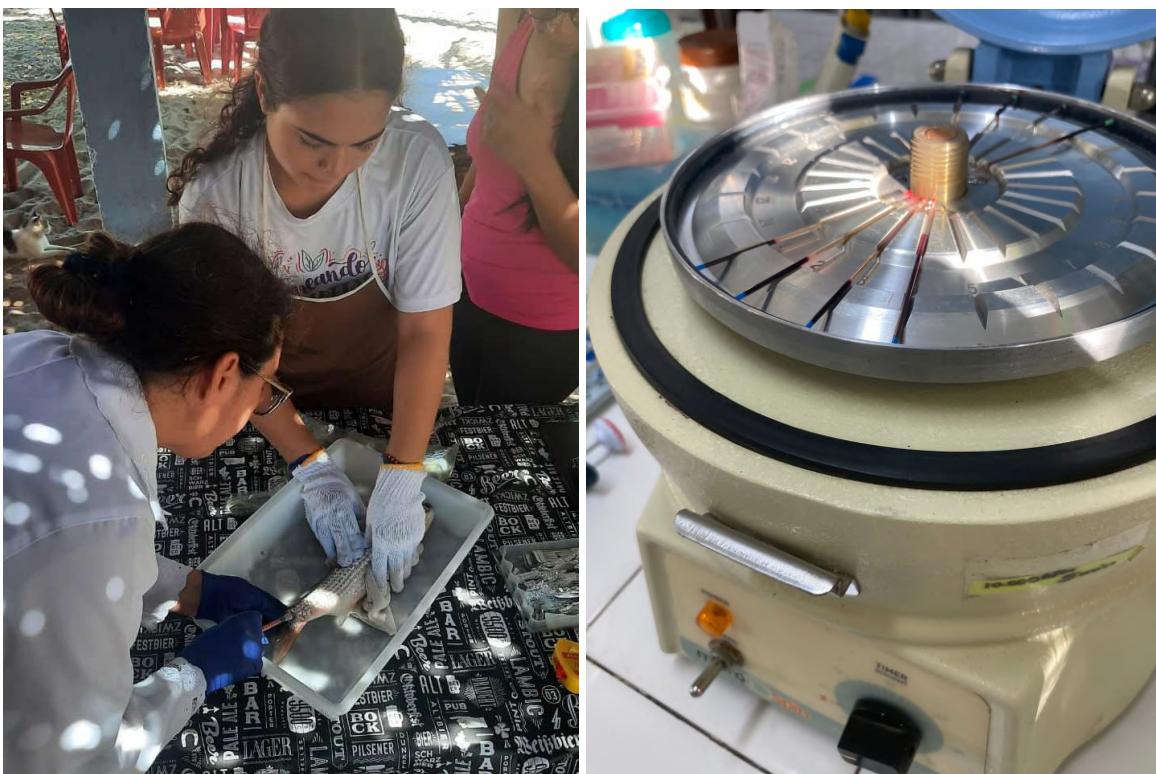
Figura 6 - Amostras dos três tecidos de uma espécie de peixe



Fonte: Autora (2025).

As amostras de sangue dos peixes foram coletadas para análise de biomarcadores hematológicos, fornecendo informações sobre a saúde dos organismos e, consequentemente, do ecossistema aquático (Figura 7). O procedimento seguiu uma sequência precisa: primeiro, os peixes foram anestesiados com MS-222. Em seguida, aproximadamente $300\mu\text{L}$ de sangue foram retirados da veia caudal com seringas tratadas com anticoagulante. Para evitar coagulação, as análises foram realizadas no mesmo dia da coleta, seguindo o protocolo operacional padrão estabelecido pelo Centro de Diagnóstico de Doenças de Organismos Aquáticos (CEDECAM) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

Figura 7 - Coleta em campo e análise das amostras de sangue dos peixes



Fonte: Autora (2025).

2.3 Classes de substâncias estudadas

Um total de 59 substâncias distintas foram analisadas, distribuídas em sete PCBs, 21 OCPs, sete PBDEs, dez PPs, 11 TPs e três OPPs. Informações detalhadas sobre suas propriedades físico-químicas, nomes comuns e abreviações estão documentadas no Anexo B.

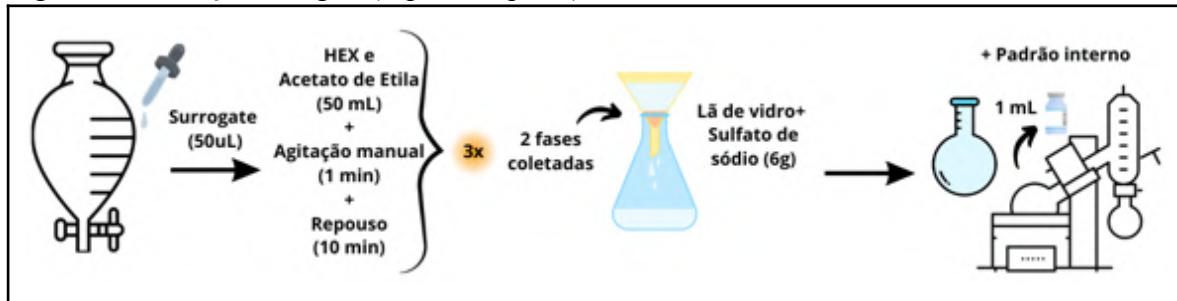
2.4 Materiais, reagentes e padrões analíticos

A metodologia utilizou uma seleção de solventes de alta pureza, incluindo diclorometano (DCM), hexano (HEX), acetonitrila (ACN), acetato de etila (EtOAc), metanol (MeOH) e acetona, além de reagentes para os processos de extração e purificação. Esses reagentes incluíram acetato de sódio ($C_2H_3NaO_2$), sulfato de magnésio ($MgSO_4$), amina primária-secundária (PSA), sílica gel e sulfato de sódio anidro (Na_2SO_4), todos provenientes da Sigma-Aldrich para garantir consistência e confiabilidade nos procedimentos analíticos. A calibração dos instrumentos analíticos foi realizada utilizando padrões certificados da Supelco/Aldrich, AccuStandard e Absolute Standard, assegurando alta precisão e exatidão nas medições. Além disso, os padrões de PCB103 e PCB209 foram obtidos da Sigma-Aldrich, enquanto os padrões Mix 14-AE-00023 e BDE-CSM foram adquiridos da AccuStandard.

2.5 Extração e purificação das amostras

O procedimento utilizado para extração em água foi líquido-líquido (USEPA, 1996; Lanças, 2003) e seguiu um protocolo adaptado pelo Laboratório de Avaliação de Contaminantes Orgânicos (LACOr) da Universidade Federal do Ceará (UFC) (Figura 8).

Figura 8 - Extração de água (líquido-líquido)



Fonte: Autora (2025).

As amostras de água (1L) foram transferidas para funis de separação e adicionadas com um padrão designado. O processo de extração envolveu a adição de 50mL de hexano e acetato de etila, agitação manual por 1 minuto e o repouso da mistura por 10 minutos para alcançar a separação das fases solvente-água (Figura 9). Esse processo foi repetido três vezes, com as duas primeiras extrações coletadas em frascos limpos com acetona. Após a terceira extração, o solvente foi filtrado através de lã de vidro e 6g de sulfato de sódio anidro (Na_2SO_4) para remover qualquer água residual. O extrato filtrado foi coletado em um balão de fundo plano e concentrado por evaporação rotatória em aproximadamente 1mL. O concentrado foi transferido para um frasco, ajustado para 1mL sob fluxo de nitrogênio ultrapuro (5,0) e preparado com um padrão interno para análise por cromatografia gasosa.

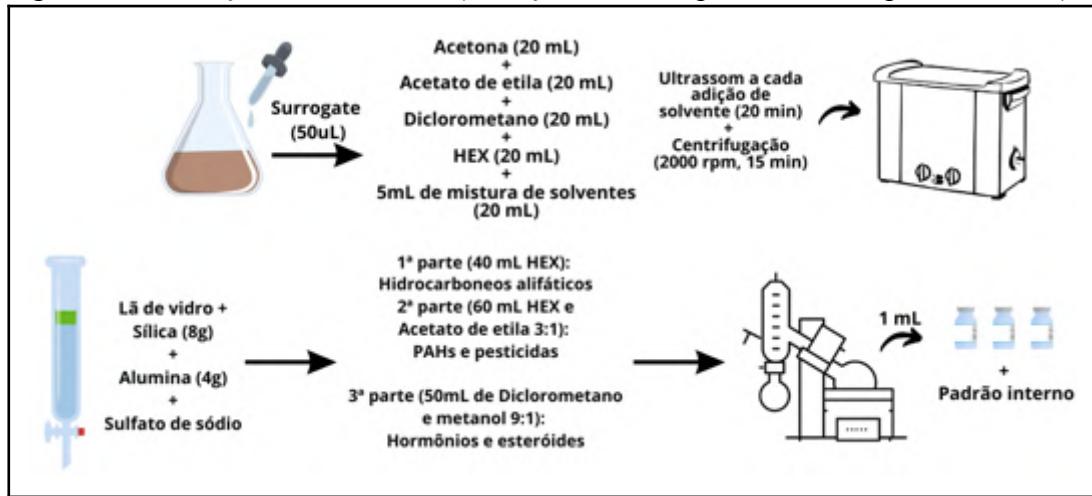
Figura 9 - Extração de água em sistema bifásico: extração de pesticidas entre solventes e fase aquosa



Fonte: Autora (2025).

Para o sedimento, foi utilizada a extração sólido-líquido assistida por ultrassom (USEPA, 2007), adaptada pelo LACOr (Figura 10).

Figura 10 - Extração de sedimento (extração sólido-líquido assistida por ultrassom)



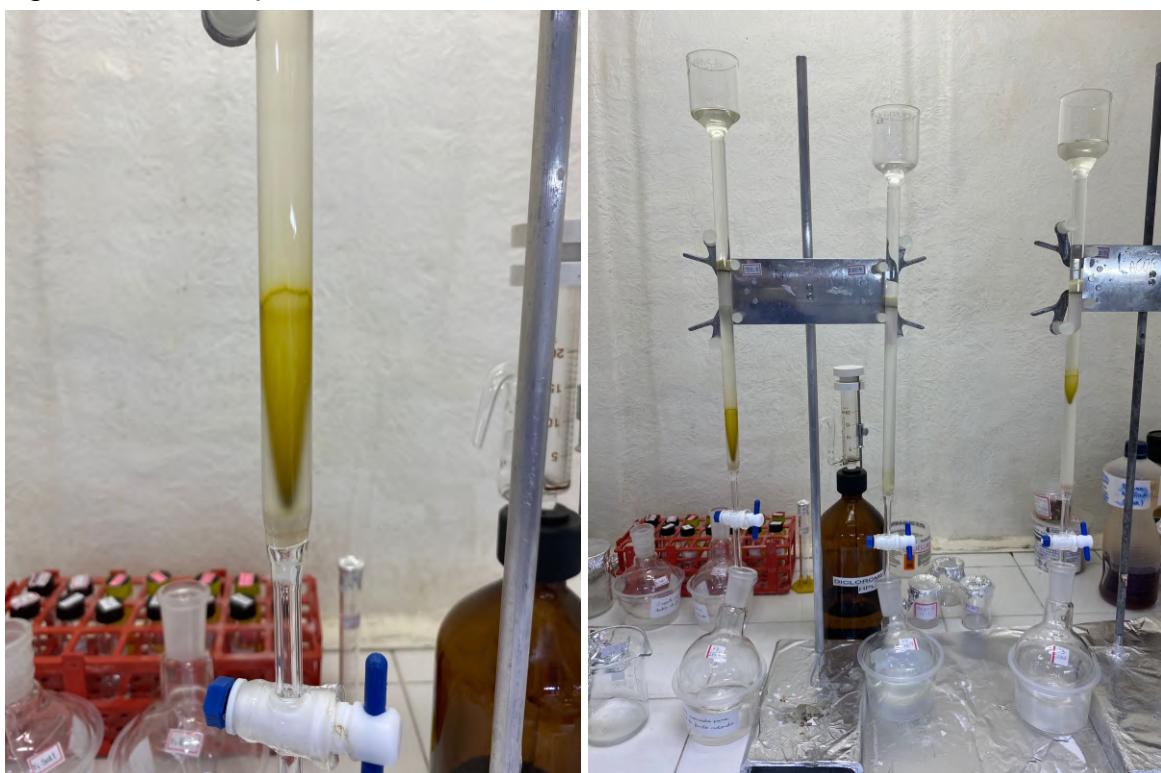
Fonte: Autora (2025).

Para análise, amostras de sedimento foram coletadas em cinco pontos preestabelecidos, removendo-se os primeiros centímetros de sedimento com uma pá metálica limpa com hexano. As amostras foram armazenadas em frascos limpos, enxaguados com

hexano, e mantidas congeladas. Após a coleta, as amostras foram liofilizadas, peneiradas para remover partículas grosseiras, e 15g de sedimento de cada amostra foi pesada e adicionada com um padrão substituto. A extração envolveu uma sequência de cinco adições de solventes: acetona (20mL), acetato de etila (20mL), diclorometano (20mL), hexano (20mL) e uma mistura final de 20mL composta por 5mL de cada solvente. Após cada adição, as amostras foram submetidas a 20 minutos de ultrassonificação, centrifugadas a 2000 rpm por 15 minutos e pré-concentradas usando um evaporador rotatório.

Após a extração, foi realizado um processo de purificação (Figura 11). A fração 1, composta por 40mL de hexano, foi usada para extrair hidrocarbonetos alifáticos. A fração 2, contendo 60mL de uma mistura 3:1 de hexano e acetato de etila, foi usada para separar PAHs e pesticidas. Por fim, a fração 3, composta por 50mL de uma mistura 9:1 de diclorometano e metanol, teve como objetivo a extração de hormônios e esteróides adicionais. Cada fração foi concentrada usando um evaporador rotatório, e o volume final de aproximadamente 1mL foi transferido para frascos. Um padrão interno foi adicionado antes da análise cromatográfica.

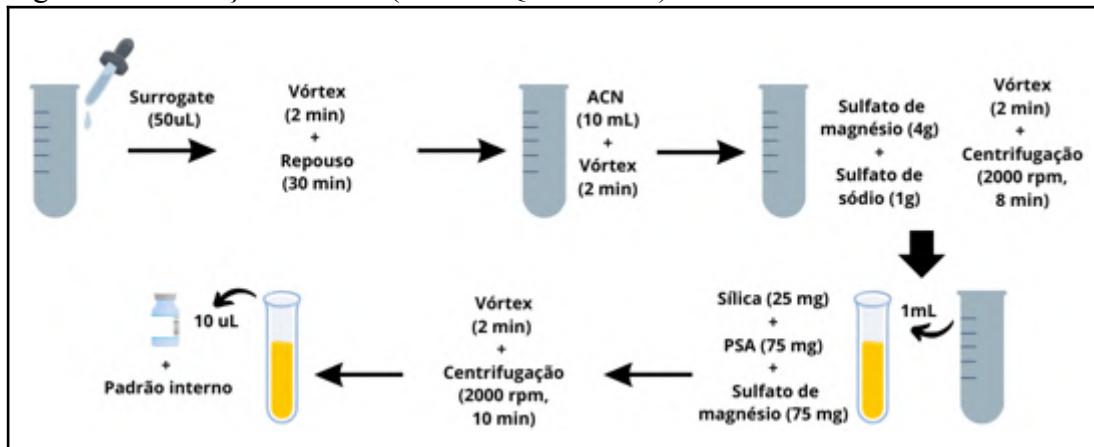
Figura 11 - Purificação das amostras de sedimento



Fonte: Autora (2025).

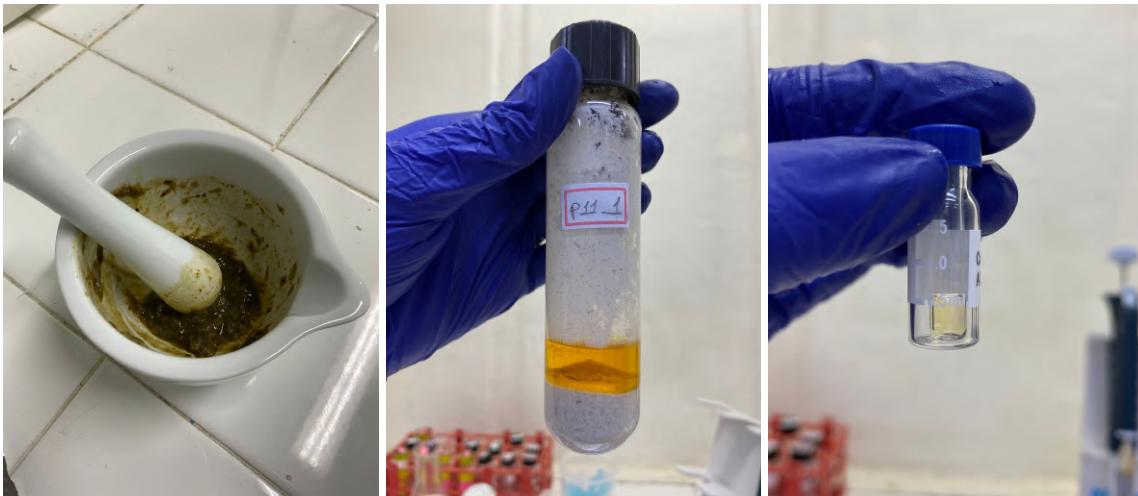
Enquanto isso, a preparação das amostras da biota foi realizada de acordo com uma versão modificada do método Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe (QuEChERS), conforme descrito por Anastassiades *et al.* (2003) (Figuras 12 e 13).

Figura 12 - Extração de biota (método QuEChERS)



Fonte: Autora (2025).

Figura 13 - Tratamento e extração das amostras de biota



Fonte: Autora (2025).

As amostras incluíram músculo de crustáceos, a porção comestível de moluscos, bem como brânquias, fígado e tecidos musculares de peixes. Cada amostra foi cuidadosamente pesada para exatamente 5g. O procedimento envolveu duas etapas principais: extração e purificação. Na etapa de extração, a fase orgânica foi isolada do sobrenadante, seguida pela etapa de purificação, onde o extrato resultante foi limpo para prepará-lo para análise cromatográfica. Este método garante a detecção e quantificação dos compostos, sendo essencial em estudos de contaminação ambiental e segurança alimentar.

2.6 Análise cromatográfica

Os analitos de interesse foram detectados e quantificados utilizando cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas, detector de captura de elétrons e detectores de nitrogênio e fósforo (GC-MS/ECD/NPD), da Perkin Elmer, com as seguintes especificações: coluna cromatográfica capilar Agilent J&W DB-5 (30 m x 0,25 mm x 0,25 μm). As curvas analíticas utilizadas cobriram o intervalo de concentração de 0,1 a 50 $\mu\text{g mL}^{-1}$, com o uso de padrões internos (PCB-103 e nitrobenzeno-d5). Na cromatografia, os padrões são utilizados como referência para identificar e quantificar os compostos presentes na amostra, garantindo a precisão das análises.

Figura 14 - Equipamento GC-ECD/NPD e materiais utilizados para análises cromatográficas



Fonte: Autora (2025).

Informações mais detalhadas sobre as condições cromatográficas, parâmetros analíticos e curvas analíticas estão disponíveis nos Anexos C e D.

2.7 Análise hematológica em peixes

O perfil hematológico dos peixes serve como um indicador crítico de sua condição fisiológica, tornando a análise do hemograma uma ferramenta valiosa para avaliar tanto o estado de saúde quanto as respostas nutricionais (Farias, 2022). Neste estudo, as análises hematológicas foram empregadas para avaliar a saúde dos peixes selecionados para identificação de poluentes. As metodologias utilizadas foram adaptadas dos protocolos descritos por Oliveira-Junior *et al.*, 2009, Davis *et al.*, 2008, Pádua *et al.*, 2009 e Claver;

Quaglia, 2009.

A contagem de glóbulos vermelhos foi realizada adicionando 10 μ L de sangue a 2mL de solução de formaldeído-citrato, seguido de mistura cuidadosa para garantir a homogeneização. A amostra preparada foi introduzida em uma Câmara de Neubauer e deixada descansar por 5 minutos para estabilização. A contagem celular foi realizada em cinco regiões, cada uma medindo 0,04mm², utilizando um microscópio LEICA DM500, e as contagens celulares foram registradas.

Para a análise de hematócrito, as amostras de sangue foram levemente agitadas para evitar hemólise. Os tubos capilares foram então preenchidos com as amostras de sangue e centrifugados em uma centrífuga Centrilab CE 120 a 5000 rpm por 5 minutos.

A contagem de leucócitos e a contagem diferencial, que incluíram a identificação de células heterotróficas, segmentadas, eosinófilos, basófilos, linfócitos e monócitos, foram realizadas utilizando leitura microscópica (LEICA DM500).

2.8 Bioacumulação

A bioacumulação ocorre quando um organismo absorve substâncias do ambiente, seja por respiração, ingestão de alimentos ou absorção pela pele, provenientes de fontes como água, sedimento ou outros organismos (USEPA, 2003). O fator de bioacumulação mede esse processo de absorção e pode ser calculado utilizando as seguintes equações (Jayaprakash *et al.*, 2015; Rubio-Vargas *et al.*, 2024):

$$BAF_T = Ct/Cw \text{ e } BAF_T = Ct/Cs$$

Nas equações, Ct (μ g/kg) representa a concentração do poluente nos tecidos do organismo sendo analisado, enquanto Cw (μ g/L para água) e Cs (μ g/kg para sedimento) indicam a concentração do poluente no ambiente circundante, como a água e o sedimento (USEPA, 2000; USEPA, 2003; Rubio-Vargas *et al.*, 2024). Um Fator de Bioacumulação (BAF_T) superior a 1 indica que o organismo acumulou uma concentração maior do poluente do que a presente no ambiente (USEPA, 2003).

2.9 Risco à saúde

Para avaliar o impacto potencial da ingestão de contaminantes por meio do consumo de peixe na saúde humana, foi utilizado o Quociente de Risco (HQ). Para a avaliação dos

efeitos não cancerígenos, o HQ foi determinado utilizando a ingestão diária estimada (EDI), conforme descrito na seguinte equação (USEPA, 1989; Abdallah, 2013; Song *et al.*, 2015; Ouro-Sama *et al.*, 2023):

$$\text{EDI} = C \times Q \times F/BW$$

Na equação, C indica a concentração do poluente presente no peixe (em mg/kg); Q refere-se à quantidade diária consumida, estabelecida em 0,0287kg/dia por pessoa no Brasil; F corresponde à frequência de consumo, considerada ao longo dos 365 dias do ano; e BW representa o peso médio de um adulto, assumido como 70kg (USEPA, 1989; Santos, 2022; FAO, 2022; OECD-FAO, 2023).

O potencial para efeitos não cancerígenos foi avaliado por meio do cálculo do quociente de risco (HQ). Os valores do HQ foram determinados utilizando a equação (Ouro-Sama *et al.*, 2023):

$$HQ = \text{EDI}/\text{RfDo}$$

RfDo refere-se à dose de referência oral (mg/kg/dia) do poluente sob análise (Anexo E); entretanto, para efeitos não cancerígenos, o valor é o mesmo (USEPA, 1989). Um HQ inferior a 1 indica a ausência de efeitos adversos, enquanto um HQ superior a 1 sugere a possibilidade de impactos negativos na saúde humana decorrentes do consumo de peixe (USEPA, 1989).

2.10 Risco de câncer

A avaliação do risco carcinogênico (CR) envolve analisar a probabilidade de um indivíduo desenvolver a doença como resultado da exposição a esses compostos por meio do consumo. O risco carcinogênico foi obtido a partir da seguinte equação (USEPA, 2000; Ouro-Sama *et al.*, 2023):

$$CR = \text{EDI} \times \text{CSFo} \times \text{ED/Tm}$$

Nesta fórmula, CR representa o risco de desenvolvimento de câncer (adimensional); EDI denota a ingestão diária estimada (mg/kg/dia); CSFo é o coeficiente de carcinogenicidade, também conhecido como fator de inclinação oral para o câncer (mg/kg/dia)⁻¹; ED refere-se à duração da exposição (em anos); e Tm corresponde à expectativa média de vida humana (em anos). A razão entre ED e Tm leva em conta a exposição crônica ao longo da vida de um indivíduo por meio da ingestão dos compostos analisados. Para os fins deste cálculo, um período de exposição de 30 anos é geralmente

assumido, juntamente com uma expectativa de vida padrão de 70 anos (USEPA, 1989; Ouro-Sama *et al.*, 2023).

Um valor de $CR \leq 10^{-6}$ indica que não há preocupação significativa em relação ao risco de câncer; valores entre 10^{-6} e 10^{-4} são considerados aceitáveis, dependendo das circunstâncias específicas; e um valor de $CR \geq 10^{-4}$ sinaliza uma preocupação significativa, indicando um risco substancialmente elevado de câncer (USEPA, 2000).

2.10 Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software IBM SPSS Statistics 20, com um nível de significância pré definido de 5%.

Uma análise descritiva foi conduzida com os seguintes objetivos: (i) comparar as concentrações de seis classes de contaminantes nas três matrizes ambientais analisadas (sedimento, água e biota); (ii) avaliar a variação nos níveis de contaminantes no tecido muscular entre os diferentes grupos taxonômicos estudados (crustáceos, moluscos e peixes); (iii) comparar as concentrações de contaminantes entre as diferentes espécies de moluscos analisadas; e (iv) avaliar as diferenças nos níveis de contaminantes entre as espécies de peixes e nos diferentes tecidos.

Antes da análise estatística, a normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk. Os resultados indicaram que a maioria das variáveis dentro dos grupos estudados não apresentavam distribuição normal. Consequentemente, foram utilizados testes estatísticos não paramétricos para avaliar as diferenças entre os grupos. Especificamente, o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparações de múltiplos grupos, seguido pelo teste U de Mann-Whitney para comparações pareadas quando aplicável.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para a identificação dos resultados, foram avaliados os parâmetros hematológicos dos peixes, destacando como as condições ambientais influenciaram sua fisiologia. Em seguida, investigaram-se os níveis de contaminantes nas amostras biológicas, abrangendo peixes, moluscos e crustáceos, com foco na bioacumulação de poluentes. Também foi discutida a presença de contaminantes na água e no sedimento, analisando-se a distribuição dessas substâncias nos diferentes compartimentos ambientais. Além disso, o estudo examinou o grau de bioacumulação nos organismos analisados, destacando as substâncias que apresentaram maior potencial de acúmulo nos tecidos. Outra abordagem importante foi a avaliação dos riscos à saúde humana associados à ingestão de organismos contaminados, incluindo análises quantitativas de substâncias potencialmente tóxicas. Por fim, discutiram-se os riscos carcinogênicos identificados, evidenciando a presença de compostos com potencial para desencadear efeitos adversos à saúde.

3.1 Níveis hematológicos em amostras de peixe

De acordo com Ranzani-Paiva e Tavares-Dias (2024), o perfil hematológico dos peixes está intimamente associado ao seu habitat e pode variar em resposta a diferentes níveis de poluentes ambientais. Isso ocorre devido ao papel do sangue no transporte de uma ampla gama de substâncias, incluindo água, gases, nutrientes, e incluindo poluentes, tornando-o um indicador valioso tanto da saúde dos peixes quanto das condições ambientais (Seibel *et al.*, 2021). A partir da Tabela 2, é possível verificar os níveis hematológicos dos peixes analisados.

Tabela 2 – Média dos valores hematológicos em amostras de peixe

Espécies	HT(%)	H (10^6 células/ μ L)	L (μ L)	DC (células)
<i>Mugil</i> <i>Curema</i> ¹	35,5	2,14	45.585	Het. = 4 Seg. = 27 Eos. = 1 Baso. = 0 Linf. = 65 Mono. = 3
<i>Centropomus</i> <i>parallelus</i> ¹	17,0	1,56	29.640	Het. = 1 Seg. = 47 Eos. = 1 Baso. = 0 Linf. = 50 Mono. = 1
<i>Eugerres</i> <i>brasiliensis</i> ¹	9,0	1,22	28.060	Het. = 4 Seg. = 39 Eos. = 1 Baso. = 0 Linf. = 53 Mono. = 3
<i>Oligoplites</i> <i>saurus</i> ¹	15,7	1,68	26.967	Het. = 4 Seg. = 36 Eos. = 1 Baso. = 0 Linf. = 56 Mono. = 3
<i>Mugil</i> <i>Curema</i> ² (referência)	40,61	3,53	28.740	*ND
<i>Centropomus</i> <i>parallelus</i> ³ (referência)	35,4	2,57	4.677	*ND

Fonte: Autora (2025).

Para melhor compreensão da tabela, HT representa o hematócrito, enquanto H corresponde à contagem de glóbulos vermelhos. L refere-se aos leucócitos, e DC indica a contagem diferencial, englobando heterotróficos, células segmentadas, eosinófilos, basófilos, linfócitos e monócitos.

Os valores indicados com ¹ referem-se ao presente estudo, enquanto os valores de referência ² e ³ são atribuídos a Gueretz, Martins; Souza (2020) e Seriani *et al.* (2013), respectivamente. A sigla *ND indica que o dado não foi determinado.

No hemograma da espécie *Mugil curema*, as amostras apresentaram parâmetros dentro da normalidade. Conforme a Figura 5, a contagem de células sanguíneas da amostra 1 revelou eritrócitos normocíticos e normocrômicos, além de linfócitos maduros, indicando a ausência de infecções (Santos; Tavares-Dias, 2010; Silva *et al.*, 2012).

No entanto, para a espécie *Eugerres brasiliensis*, o hemograma indicou anemia severa devido aos baixos valores de hematócrito e contagem de hemácias (Farias, 2022), de acordo com o hemograma do estudo de Gueretz, Martins; Souza (2020). Os valores de referência utilizados para *E. brasiliensis* foram os mesmos de *Mugil curema*, pois ambas as espécies habitam ecossistemas semelhantes, como estuários (Rangely, 2011; Rodrigues *et al.*, 2017).

O hemograma indicou anemia moderada para as espécies *Centropomus parallelus* e *Oligoplites saurus*, com base nos baixos valores de hematócrito e contagem de hemácias (Farias, 2022), em comparação com os valores de referência de Seriani *et al.* (2013). Para *O. saurus*, os valores de referência utilizados foram os de *C. parallelus*, pois ambos compartilham características semelhantes, como uma dieta carnívora (Barroso *et al.*, 2002; Poklikucha *et al.*, 2024) (Figura 15) . Considerando que os peixes de referência apresentaram leucopenia, sugere-se que a contagem observada nessas duas espécies possa estar dentro da faixa normal.

Figura 15 - *Centropomus parallelus*, espécie carnívora, após se alimentar de um caranguejo



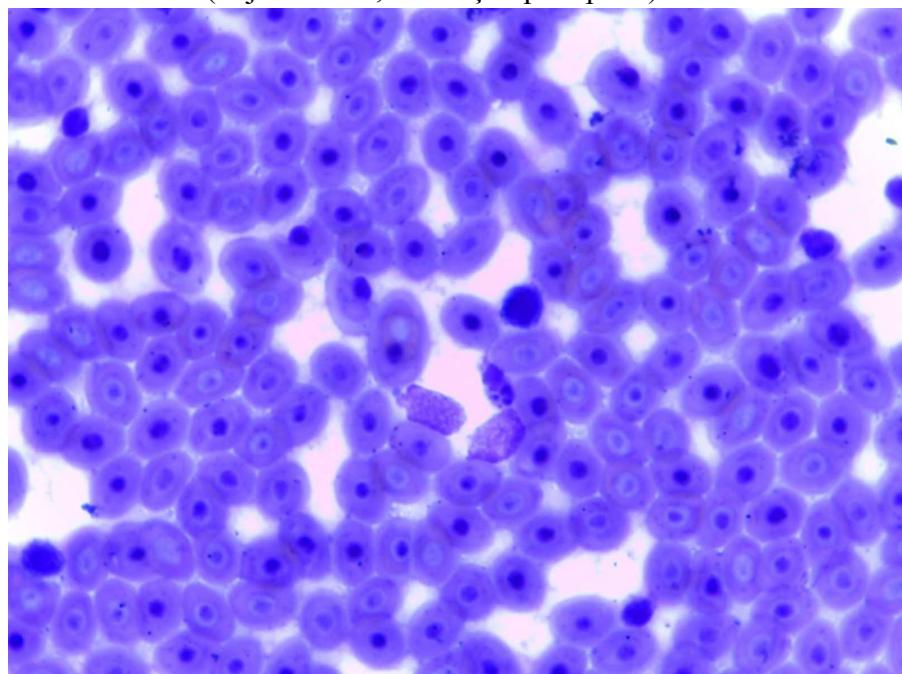
Fonte: Autora (2025).

Em todas as amostras sanguíneas das espécies analisadas, entre os leucócitos, os linfócitos foram os mais abundantes e, entre os granulócitos, as células segmentadas (neutrófilos maduros) foram as mais frequentes, indicando que os peixes não apresentavam infecções (Santos; Tavares-Dias, 2010; Silva *et al.*, 2012). No entanto, como $\frac{3}{4}$ dos peixes analisados apresentaram anemia, isso sugere estresse por presença de parasitas, má qualidade ambiental ou a presença de poluentes orgânicos (Ventura, Corsini; Gabriel, 2015; Lisama, Cagni; Zavaski, 2020).

Corroborando essa observação, Seriani *et al.* (2013) investigaram a relação entre os parâmetros hematológicos de *C. parallelus* e a poluição ambiental, demonstrando que as alterações no perfil hematológico estavam associadas às condições ambientais locais.

Na Figura 16, é possível observar as células sanguíneas de *Mugil curema* (amostra 1), apresentando eritrócitos normocíticos e normocrômicos, eosinófilos com grânulos abundantes e um monócito com citoplasma basofílico e vacúolo visível.

Figura 16 - Células sanguíneas de *Mugil curema* (amostra 1), evidenciando eritrócitos normocíticos e normocrômicos, eosinófilos com grânulos abundantes e um monócito com citoplasma basofílico e vacúolo visível (objetiva 40x, coloração panóptica)



Fonte: CEDECAM - UFC (2025).

É importante destacar que os hemogramas podem variar de acordo com a idade, sexo e peso dos organismos (Ventura; Corsini; Gabriel, 2015). Portanto, os valores de referência utilizados tiveram o único propósito de comparação para avaliar a saúde dos peixes em relação às condições ambientais do Rio Cocó.

Vale ressaltar que foi detectada hemólise em cinco das 17 espécies analisadas (*M. curema* - amostra 7, *C. parallelus* - amostras 2 e 3, *O. saurus* - amostra 2 e *E. brasiliensis* - amostra 2), e essas amostras não foram incluídas na análise hematológica.

3.2 Níveis de contaminantes nas amostras biológicas

Dos 59 compostos analisados, apenas 11 não foram detectados em nenhum

componente das amostras de peixe. Notavelmente, esse grupo incluiu um PCB (PCB52), um PBDE (BDE153), sete OCPs (Heptacloro epóxido, cis-Nonacloro, α -Clordano, 4,4'-DDE, Dieldrin, Endrin e trans-Nonacloro, e um PP (L-Cialotrina).

Todos os compostos pertencentes aos grupos de TPs e OPPs foram detectados nas amostras de peixe, indicando uma contaminação ambiental generalizada. Essa contaminação está provavelmente associada ao uso intensivo de pesticidas na agricultura e ao descarte inadequado de esgoto e outros resíduos. A lixiviação foi identificada como a principal via de introdução desses contaminantes no ambiente (Silva, 2023; Gendron *et al.*, 2023).

O maior número de concentrações elevadas foi observado nas classes de TP e OCP. A Atrazina, principal representante do grupo TP, é um herbicida amplamente utilizado no controle de ervas daninhas em culturas como milho, cana-de-açúcar e sorgo (Silva, 2023; Almeida *et al.*, 2023). Em modelos animais, demonstrou efeitos sobre o sistema endócrino e tecidos reprodutivos (Stanko *et al.*, 2020; Almeida *et al.*, 2023). A contaminação ambiental por OCPs pode ser atribuída a fontes pontuais, como emissões de atividades industriais e descarte de efluentes (Tzanetou; Karasali, 2022). Os OCPs são compostos apolares e lipofílicos, além de altamente persistentes no ambiente, o que favorece sua acumulação em peixes (Habibullah-Al-Mamun *et al.*, 2022).

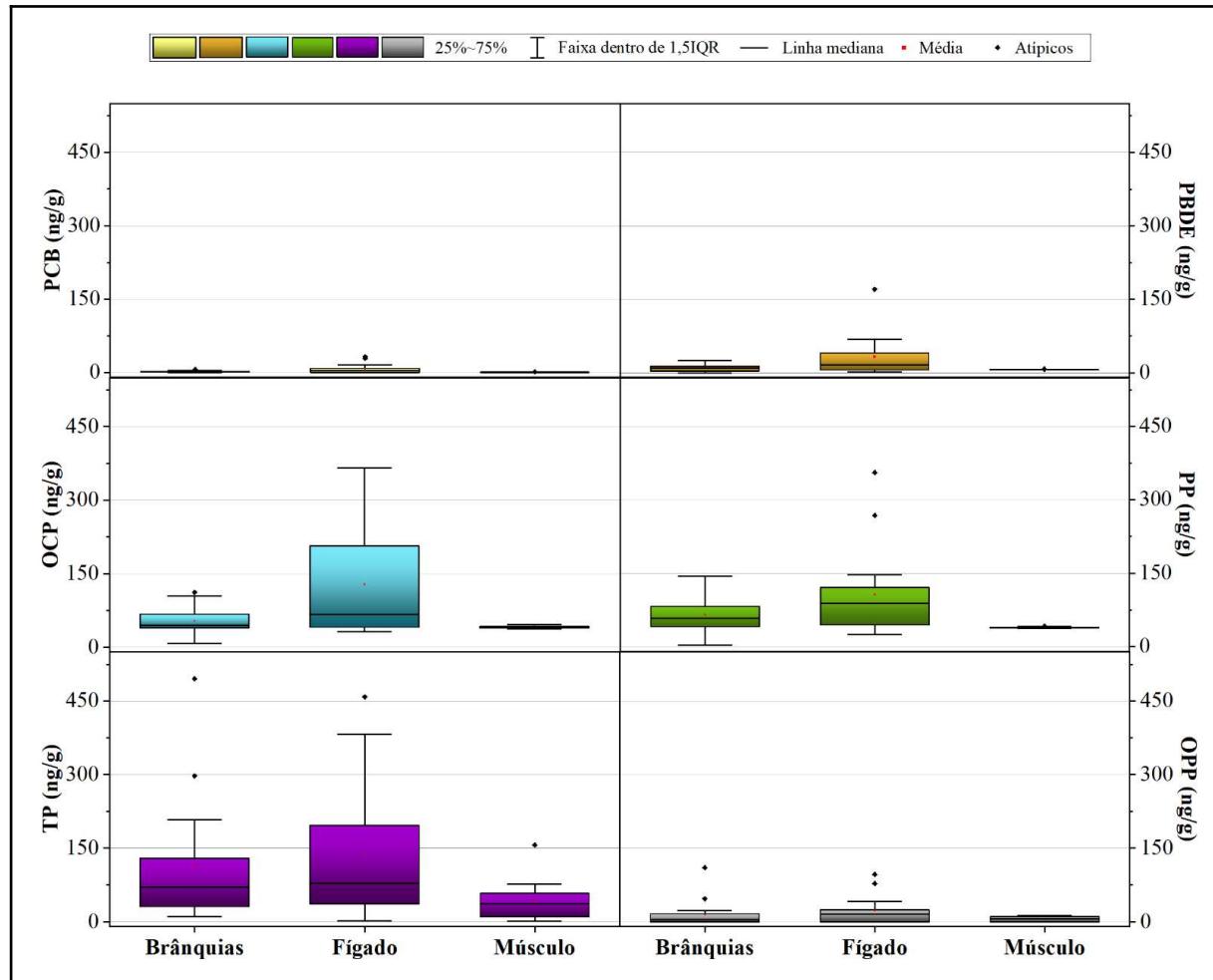
De acordo com a Figura 6, o fígado apresentou os níveis mais elevados de contaminantes. A maior concentração de contaminantes nesse órgão era esperada devido ao seu papel na metabolização de toxinas e na bioacumulação de compostos lipofílicos (Raeeszadeh *et al.*, 2021). Os níveis mais baixos encontrados nas brânquias e nos músculos, respectivamente, indicam que esses tecidos possuem menor capacidade de armazenar compostos lipofílicos, reforçando a tendência de bioacumulação seletiva em órgãos específicos.

A partir das análises, também foi possível observar associações entre as espécies e as concentrações de poluentes. As maiores concentrações foram encontradas em *C. parallelus* (42,370ng/g) para o composto Fenvalerato (PP) na amostra 2 de brânquias, *M. curema* (6,120ng/g) para PCB180 (PCB) na amostra 7 de fígado, *O. saurus* (160ng/g) para Secbumeton (PP) na amostra 2 de brânquias e *E. brasiliensis* (120ng/g) para Propazina (TP) na amostra 2 de fígado, respectivamente.

Para um melhor entendimento das figuras de gráficos em boxplot, é importante observar que a caixa representa a distribuição interquartil (25%–75% dos dados), a linha dentro da caixa indica a mediana, e os traços mostram a faixa de variação dos dados dentro de 1,5 vezes o intervalo interquartil (IQR). Pontos fora dessa faixa são considerados valores

atípicos. Além disso, a média pode ser representada por um ponto vermelho dentro da caixa. As diferentes cores nos gráficos ajudam a identificar os grupos ou variáveis comparadas.

Figura 17 - Nível de contaminantes por componentes das amostras de peixe



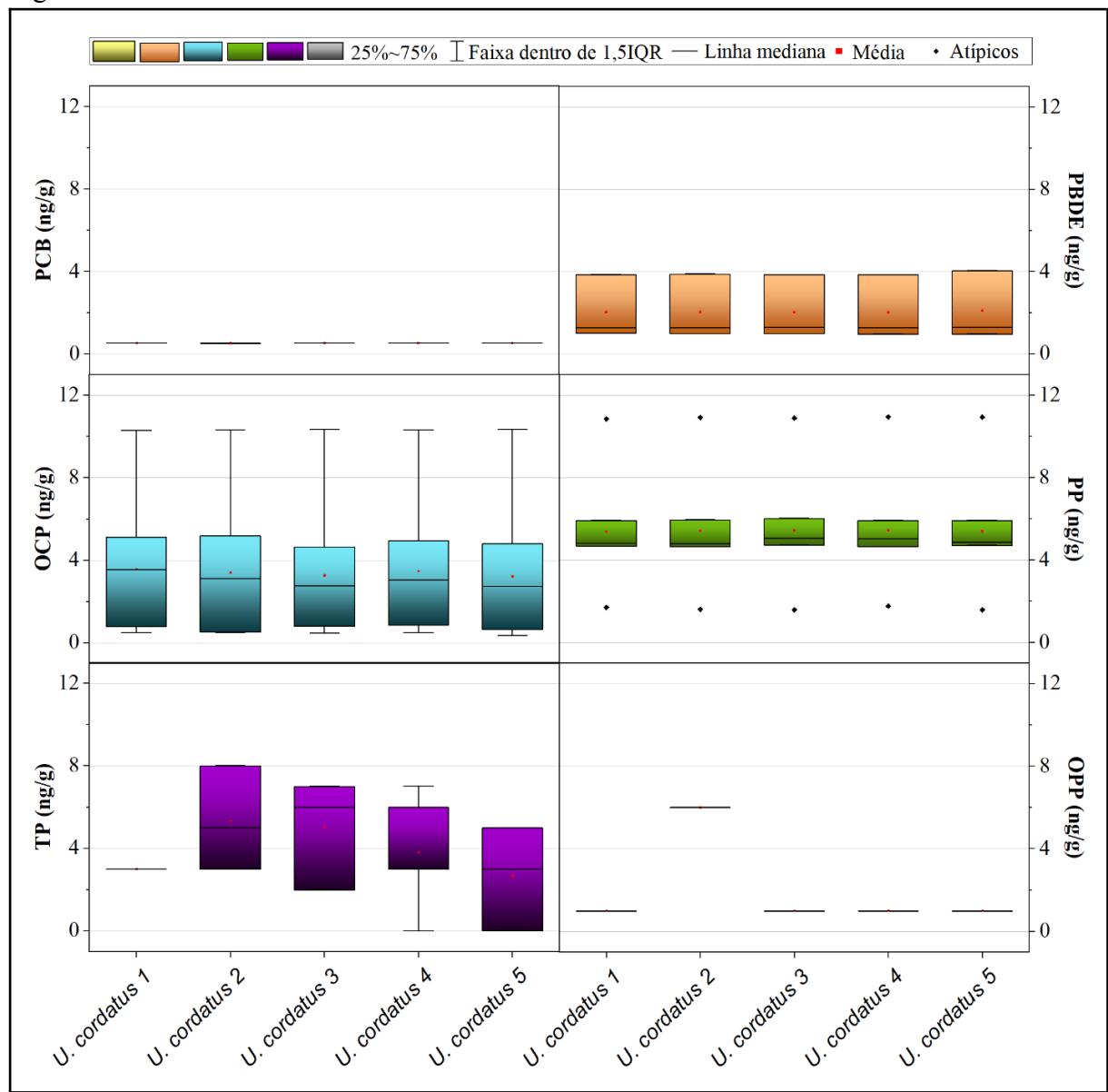
Fonte: Autora (2025).

No grupo *U. Cordatus*, 26 compostos não foram detectados, incluindo seis PCBs (PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 e PCB180), quatro PBDEs (BDE100, BDE153, BDE154 e BDE183), nove OCPs (β -BHC, Heptacloro epóxido, γ -Clordano, cis-Nonacloro, α -Clordano, 4,4'-DDE, Dieldrin, Endrin e trans-Nonacloro), três PPs (Teflutrina, Bifentrina e L-Cialotrina), 3 TPs (Atratona, Prometrina e Terbutilazina), e um OPP (Clorpirifós).

De acordo com a Figura 7, observa-se que os maiores níveis de contaminantes ocorrem nos grupos das classes TPs, OCPs e PPs, indicando uma contaminação ambiental generalizada nos crustáceos analisados. A presença de poluentes nesses organismos é especialmente preocupante, pois os caranguejos são um dos recursos mais utilizados pelas comunidades locais que dependem do ecossistema do Rio Cocó para sua subsistência diária (Silva *et al.*, 2023). Os PPs, por exemplo, são altamente tóxicos para os animais aquáticos e,

mesmo em concentrações muito baixas, podem perturbar o ciclo reprodutivo, reduzir a síntese de proteínas vitais e causar danos aos tecidos (Ahamad; Kumar, 2023).

Figura 18 - Nível de contaminantes nas amostras de crustáceo



Fonte: Autora (2025).

No grupo de moluscos, apenas 16 compostos não foram detectados, incluindo três PCBs (PCB52, PCB138 e PCB153), quatro PBDEs (BDE100, BDE153, BDE154 e BDE183), nove OCPs (β -BHC, Heptacloro epóxido, γ -Clordano, cis-Nonacloro, α -Clordano, 4,4'-DDE, Dieldrin, Endrin e trans-Nonacloro) e um PP (L-Cialotrina).

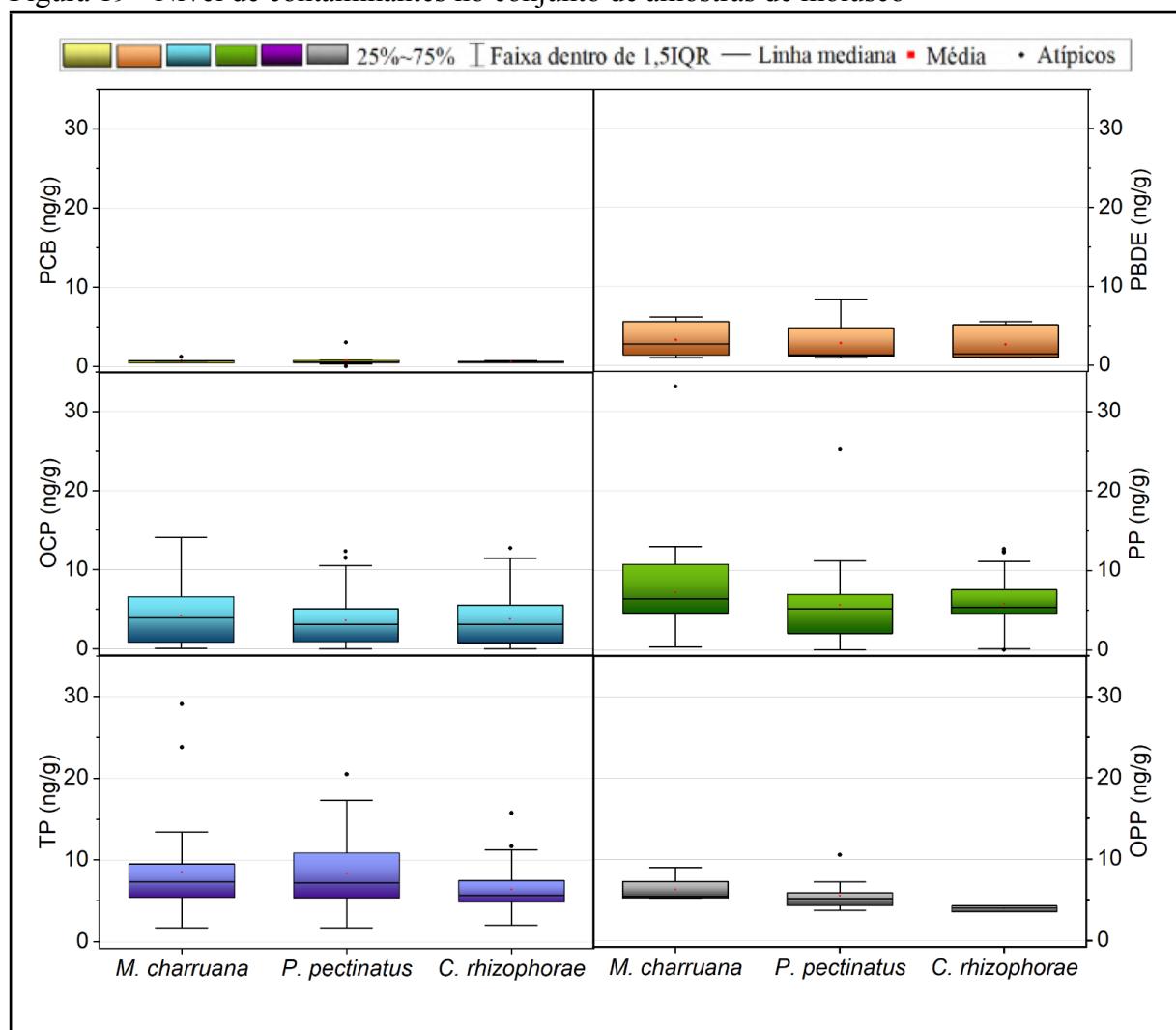
Todos os compostos dos grupos TP e OPP foram detectados nas amostras de moluscos, confirmando que o local do estudo recebeu resíduos de esgoto contaminados com pesticidas domésticos e inseticidas agrícolas (Ahamad; Kumar, 2023; Vásquez, 2020). Os

efeitos adversos causados por esses compostos, tanto em humanos quanto em animais, são altamente significativos e não devem ser subestimados.

Na Figura 8, pode-se observar que o maior número de concentrações identificadas foi nas classes de contaminantes PP e TP. Esses compostos, comumente usados na agricultura (Ahamad; Kumar, 2023; Vásquez, 2020), são absorvidos e filtrados pelos moluscos, tornando-os excelentes bioindicadores de contaminantes ambientais (Gómez *et al.*, 2020). Contaminados com esses dois componentes mais frequentemente identificados, tornam-se veículos potenciais para a transferência de substâncias tóxicas através da cadeia alimentar, o que pode impactar organismos superiores, incluindo os seres humanos, que consomem esses animais como parte de sua dieta (Santos *et al.*, 2021).

Com base nas análises, foi possível observar as relações entre as espécies de moluscos e os níveis de poluentes presentes, com as maiores concentrações encontradas em *M. charruana* (11,640ng/g) para o composto Fenvalerato (PP) na amostra 3, *P. pectinatus* (30ng/g) para o Pendimetalina (PP) na amostra 1, e *C. rhizophorae* (20ng/g) para o Propazina (TP) na amostra 4, respectivamente.

Figura 19 - Nível de contaminantes no conjunto de amostras de molusco



Fonte: Autora (2025).

Os contaminantes PCB52, PCB153, BDE100, BDE153, Heptacloro epóxido, cis-Nonacloro, α -Clordano, 4,4'-DDE, Dieldrin, Endrin e trans-Nonacloro não foram detectados em nenhuma das amostras de biota.

Após a aplicação dos testes estatísticos, ao comparar as concentrações de contaminantes no tecido muscular entre os três grupos taxonômicos estudados, os níveis mais elevados foram detectados em moluscos, com concentrações variando de <0ng/g a 22,727ng/g. As concentrações médias seguiram a ordem: caranguejos < peixes < moluscos, embora as diferenças fossem mínimas. As concentrações medianas foram altamente semelhantes entre os grupos.

Entre as três espécies de moluscos analisadas, os níveis mais altos de contaminantes foram encontrados em *M. charruana*, com concentrações variando de <0ng/g a 22,727ng/g. As medidas de tendência central foram amplamente comparáveis entre as espécies, com

exceção de PCBs e PPs, que exibiram ligeiras variações nos valores médios.

Nas brânquias das quatro espécies de peixe analisadas, apenas TPs e PPs mostraram diferenças nas concentrações médias entre as espécies. Em contraste, o fígado exibiu variabilidade significativa tanto nas concentrações médias quanto nas medianas de contaminantes entre as espécies. No tecido muscular, apenas TPs e PPs apresentaram pequenas diferenças nas concentrações médias. No entanto, os resultados do teste de Kruskal-Wallis indicaram que essas diferenças não foram estatisticamente significativas para nenhum tipo de tecido entre as espécies de peixes estudadas.

A ausência de certos compostos nas amostras de biota sugere que esses poluentes estão presentes em concentrações abaixo dos limites de detecção do método analítico empregado neste estudo. Esse achado indica que seus níveis são muito baixos para serem quantificados, o que pode, em parte, refletir uma contaminação ambiental reduzida por essas substâncias.

Além disso, a ausência completa desses compostos em todas as amostras de biota pode ser atribuída à eficácia das medidas regulatórias e políticas de proibição implementadas globalmente nas últimas décadas, especialmente após a Convenção de Estocolmo, que restringe o uso de vários pesticidas. No entanto, a detecção de todos, exceto 11 dos pesticidas analisados, em peixes continua a ser uma preocupação, especialmente considerando o status do Brasil como um dos maiores consumidores de peixe do mundo (Matos, 2020).

É interessante destacar que a mistura de poluentes é preocupante, pois essa interação dificulta a previsão de problemas para os organismos e para a saúde ambiental (Nørgaard; Cedergreen, 2010).

3.3 Nível de contaminantes em água e sedimento

A análise das amostras de água e sedimento revelou diferentes padrões de contaminação, mostrando como os poluentes estão distribuídos em cada ambiente.

Na água, dos 59 poluentes investigados, apenas quatro não foram detectados, todos pertencentes ao grupo TP (Atrazina, Simazina, Terbutilazina e Simetrina). Por outro lado, todos os compostos dos grupos PCBs, PBDEs, OCPs, PPs e OPPs foram detectados nas amostras de água.

No sedimento, oito pesticidas não foram detectados, incluindo cinco PCBs (PCB28, PCB52, PCB101, PCB138 e PCB153), dois OCPs (Heptacloro epóxido e Dieldrin) e um TP (Propazina). No entanto, todos os compostos dos grupos PBDEs, PPs e OPPs estavam

presentes nas amostras de sedimento.

Enquanto as amostras de água apresentaram uma maior diversidade de contaminantes, as amostras de sedimento mostraram concentrações significativamente mais altas. A maior concentração observada nos sedimentos foi de 4,4'-DDT (88,06ng/g), provavelmente devido à forte afinidade dos OCPs pela matéria orgânica particulada (Li *et al.*, 2015; Gardes *et al.*, 2021). Compostos como o Dicloro-Difenil-Tricloroetano (DDT) permanecem no solo por longos períodos, muitas vezes por décadas, facilitando sua entrada na cadeia alimentar por meio de processos de adsorção (Tzanetou; Karasali, 2022). Além disso, o DDT é altamente lipofílico, o que significa que é rapidamente armazenado no tecido adiposo de qualquer organismo (Costabeber; Santos; Emanuelli, 2003).

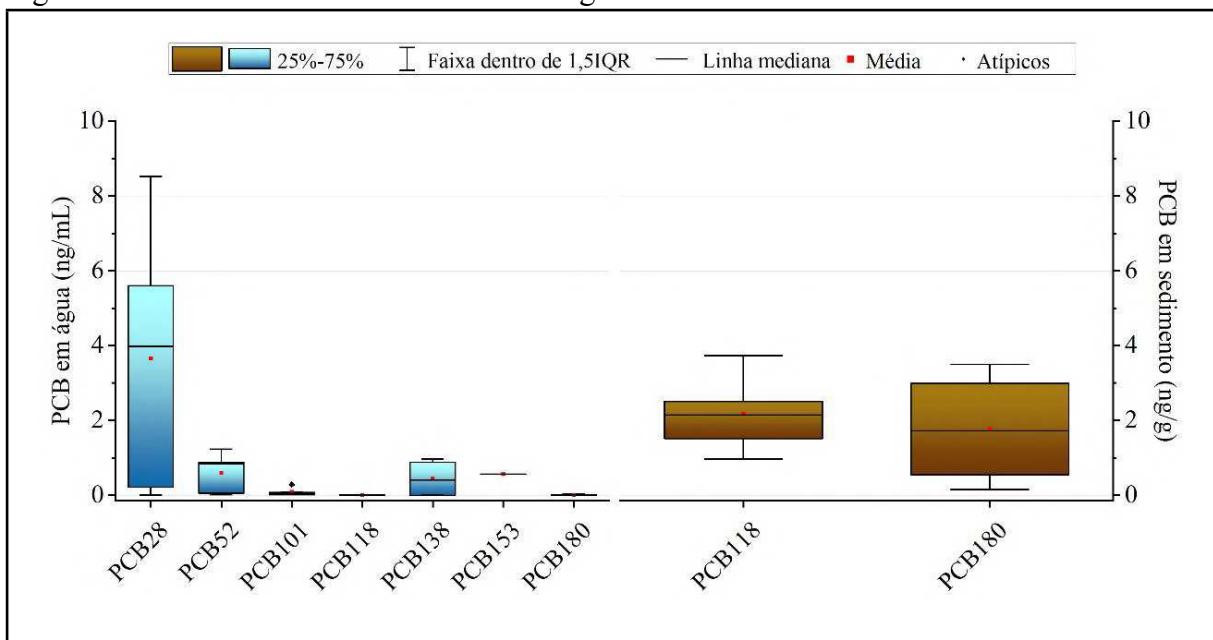
Em contraste, a maior concentração detectada na água foi de PCB28 (8,52 ng/mL), um achado notável, dado o caráter predominantemente hidrofóbico dos PCBs (Zhu *et al.*, 2022). Níveis elevados de PCBs na água sugerem que os sedimentos atuam como reservatórios de longo prazo desses compostos persistentes e tóxicos. Sua retenção é impulsionada pela forte hidrofobicidade dos PCBs e sua afinidade pelas partículas sedimentares (Zhu *et al.*, 2022). Além disso, os sedimentos podem atuar como fontes secundárias, liberando os PCBs acumulados para a coluna d'água por meio de ressuspensão (Zhu *et al.*, 2022).

Níveis alarmantes de contaminação foram encontrados nas amostras de água, provavelmente devido a eventos de precipitação que ocorreram antes da coleta das amostras. A chuva pode intensificar a lixiviação e o escoamento superficial, facilitando o transporte de poluentes do solo e das superfícies urbanas para os ecossistemas aquáticos (Marins *et al.*, 2020).

Esses resultados indicam que o final da estação chuvosa e o início da estação seca, período durante o qual as amostras foram coletadas, no qual ocorrem chuvas esporádicas, pode ter influenciado na distribuição dos contaminantes ao facilitar o transporte de PCBs do solo para os ambientes aquáticos. Embora as chuvas durante este período tenham sido fora da estação na grande região do rio Cocó, com um total de 23,30mm registrado pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCME) em 2023, esse volume pode ser suficiente para promover o escoamento de contaminantes do solo para o corpo d'água.

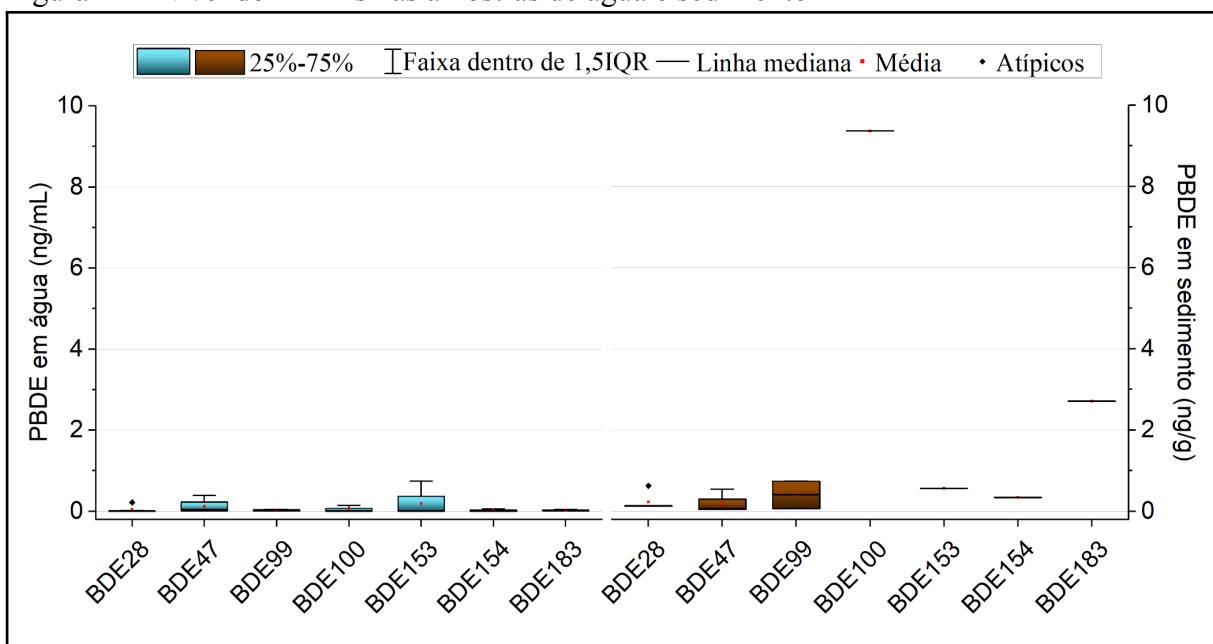
Como mostrado nas Figuras 9, 10, 11, 12, 13 e 14, as maiores concentrações de contaminantes nas amostras de sedimento foram observadas dentro do grupo OCP.

Figura 20 - Nível de PCBs nas amostras de água e sedimento



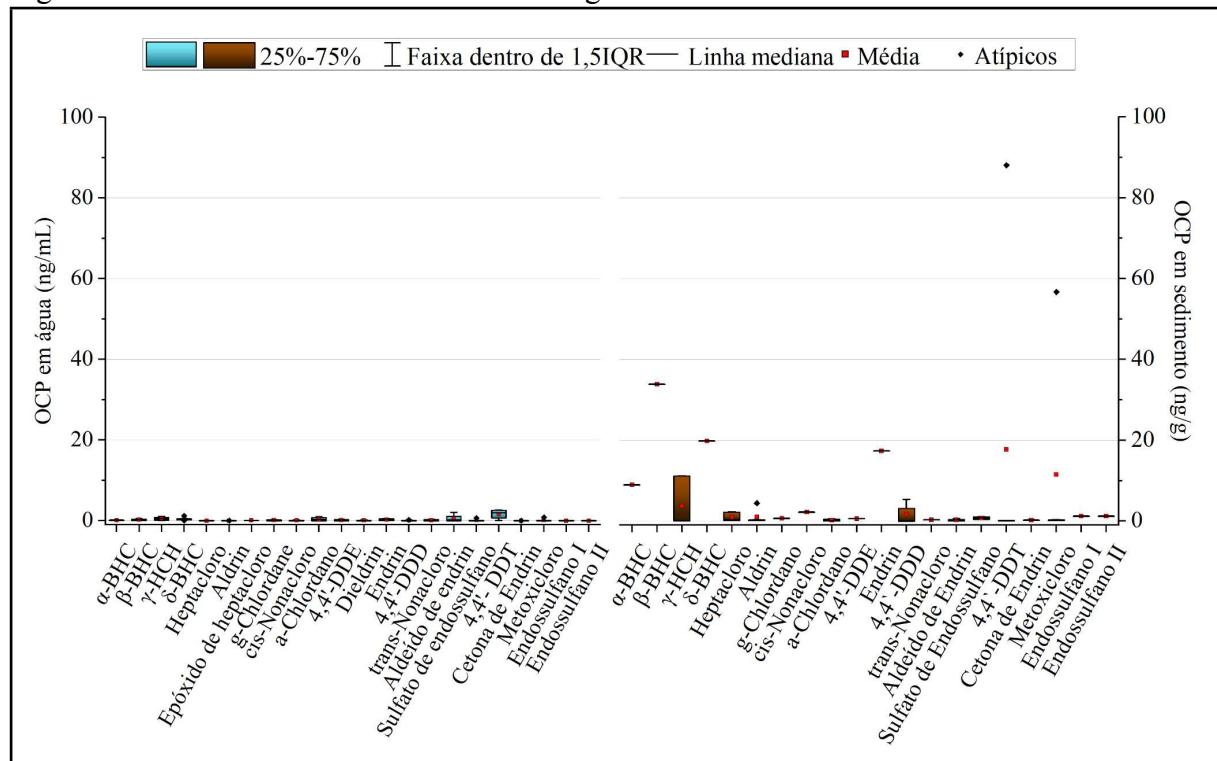
Fonte: Autora (2025).

Figura 21 - Nível de PBDEs nas amostras de água e sedimento



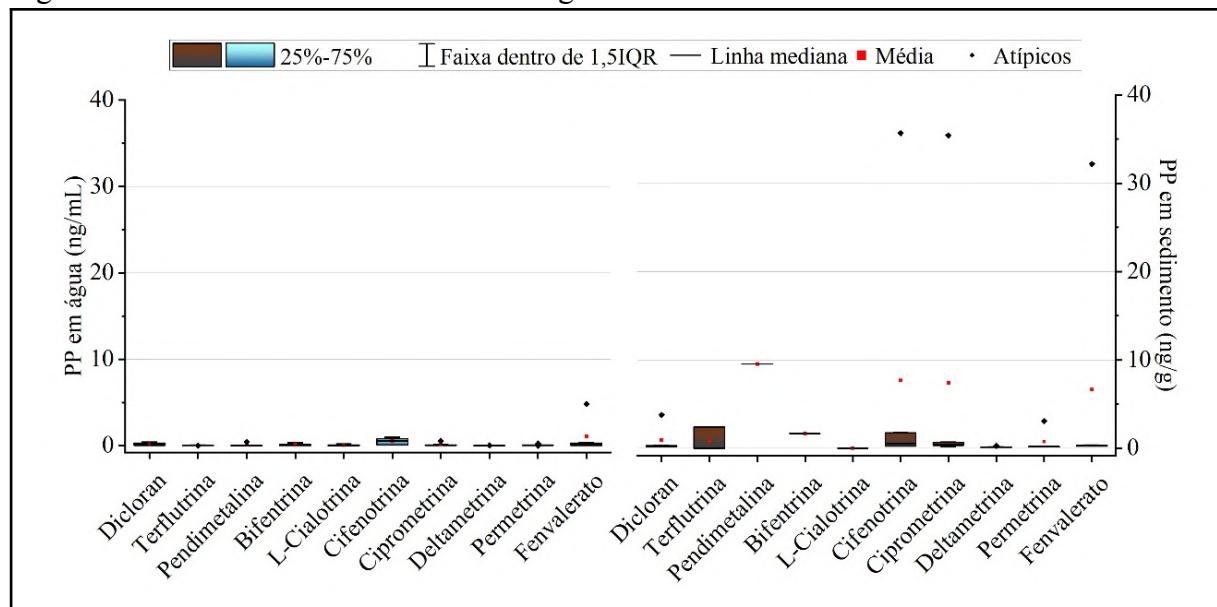
Fonte: Autora (2025).

Figura 22 - Nível de OCPs nas amostras de água e sedimento



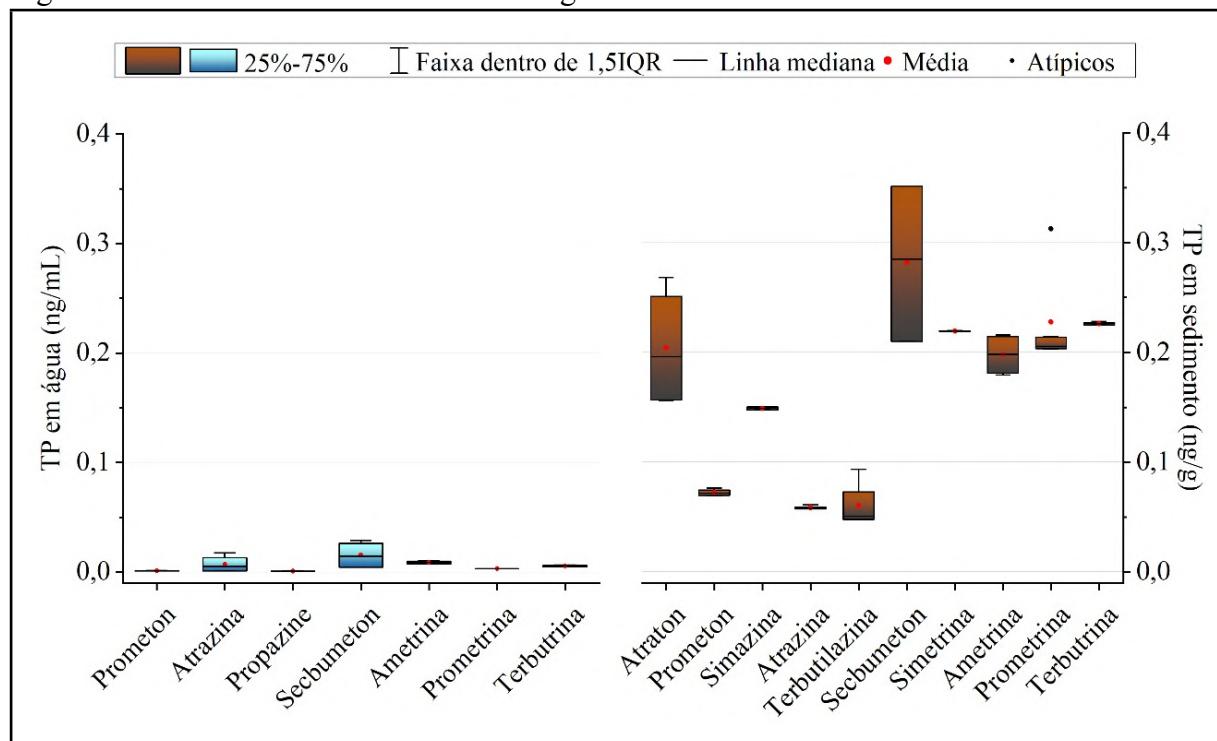
Fonte: Autora (2025).

Figura 23 - Nível de PPAs nas amostras de água e sedimento



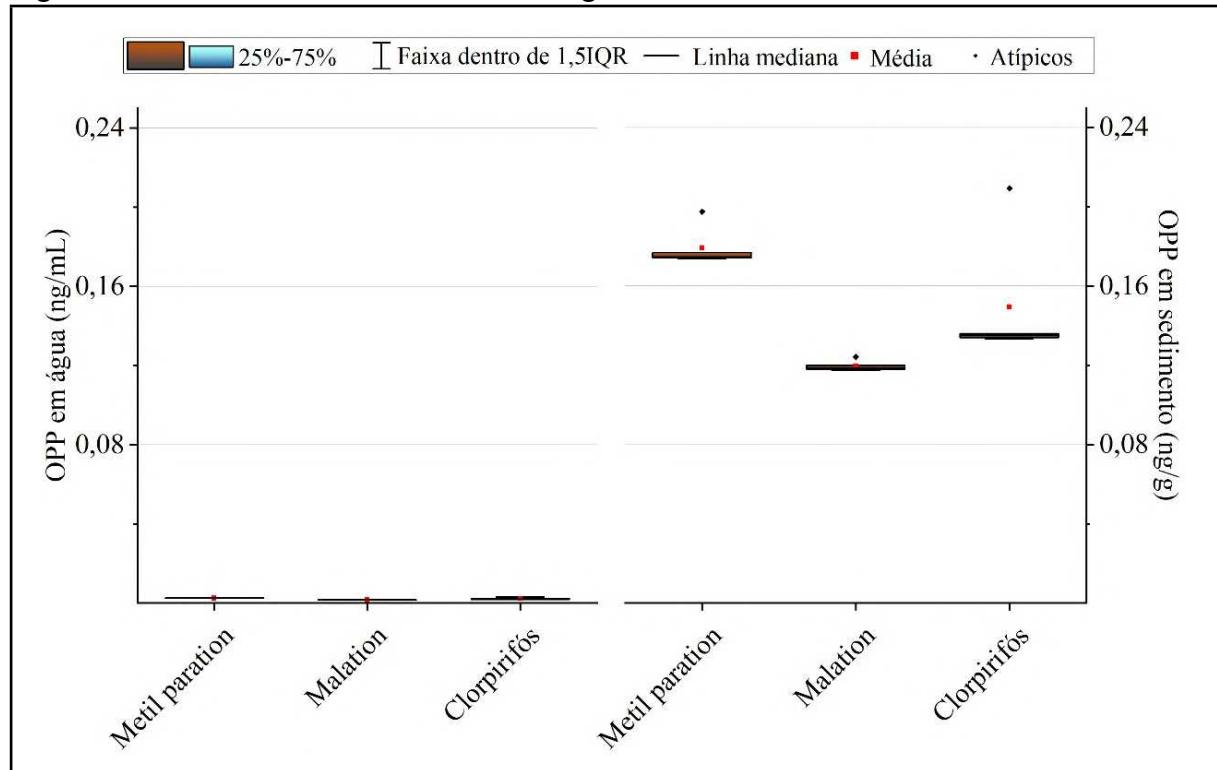
Fonte: Autora (2025).

Figura 24 - Nível de TPs nas amostras de água e sedimento



Fonte: Autora (2025).

Figura 25 - Nível de OPPs nas amostras de água e sedimento



Fonte: Autora (2025).

Com base nos testes estatísticos, a comparação dos níveis de contaminantes nas três matrizes ambientais (biota, água e sedimento) revelou que as menores concentrações foram observadas nas amostras biológicas, variando de menos de 1ng/g a 134,270ng/g, enquanto as maiores concentrações foram detectadas em sedimentos, variando de 130ng/g a 255,810ng/g. De acordo com as concentrações médias, os níveis de contaminantes seguiram a tendência: biota sendo menor que água, e água sendo menor que sedimento, exceto para os bifenilos policlorados (PCBs), que exibiram maiores concentrações médias na água do que no sedimento. Uma tendência semelhante foi observada ao considerar as concentrações medianas, com exceção dos OCPs, PBDEs e PCBs, que apresentaram valores medianos mais elevados na água do que no sedimento.

3.4 Níveis de bioacumulação

A análise de bioacumulação revelou níveis preocupantes de poluentes (BAF maior que 1) nos tecidos hepáticos, branquiais e musculares dos peixes. Entre esses, dois eram PCBs (PCB118 e PCB180), um era OCP (Endrin cetona), seis eram PPs (Dicloroan, Teflutrina, Pendimetalina, L-Cialotrina, Permetrina e Fenvalerato), oito eram TPs (Prometon, Simazina, Atrazina, Propazina, Secbumeton, Ametrina, Prometrina e Terbutrina) e três eram OPPs (Metil paration, Malation e Clorpirifós) em amostras de água.

O maior fator de bioacumulação foi observado na amostra hepática 7 de *M. curema*, onde o PCB180 atingiu um BAF de 513,06 em água. A exposição a compostos de PCBs pode levar a disfunções endócrinas, condições dermatológicas, complicações urinárias e renais, danos glandulares e a órgãos, além de malformações no desenvolvimento (MMA, 2015).

Em sedimentos, os níveis de bioacumulação superiores a 1 foram identificados para um número limitado de contaminantes, incluindo um PBDE (BDE28) e cinco PPs (Dicloroan, Teflutrina, Pendimetalina, Permetrina e Fenvalerato). O maior fator de bioacumulação em sedimento foi registrado na amostra de brânquias 2 de *C. parallelus* para Pendimetalina (14,23), um pesticida piretróide. Os piretróides são significativamente mais tóxicos para organismos aquáticos, particularmente peixes, do que para mamíferos e aves (Ahamad; Kumar, 2023). A exposição a piretróides tem sido associada a distúrbios neurológicos, disfunção reprodutiva, doenças cardiovasculares e potenciais carcinogenicidade (Ahamad; Kumar, 2023).

Para uma análise de bioacumulação entre diferentes espécies, foi observado que os maiores BAFs em água foram 204,80 para Methyl parathion na amostra de brânquias 2 de *O.*

saurus, 117,94 para Metil paration na amostra hepática de *E. brasiliensis* e 513,06 para PCB180 na amostra hepática 7 de *M. curema*.

Em sedimentos, os maiores resultados foram 14,22 para Pendimetalina na amostra de brânquias 2 de *C. parallelus* e 32,22 para Metil paration na amostra de brânquias 4 de *O. saurus*. Nenhum BAF superior a 1 foi identificado em sedimentos para *E. brasiliensis* e *M. curema*.

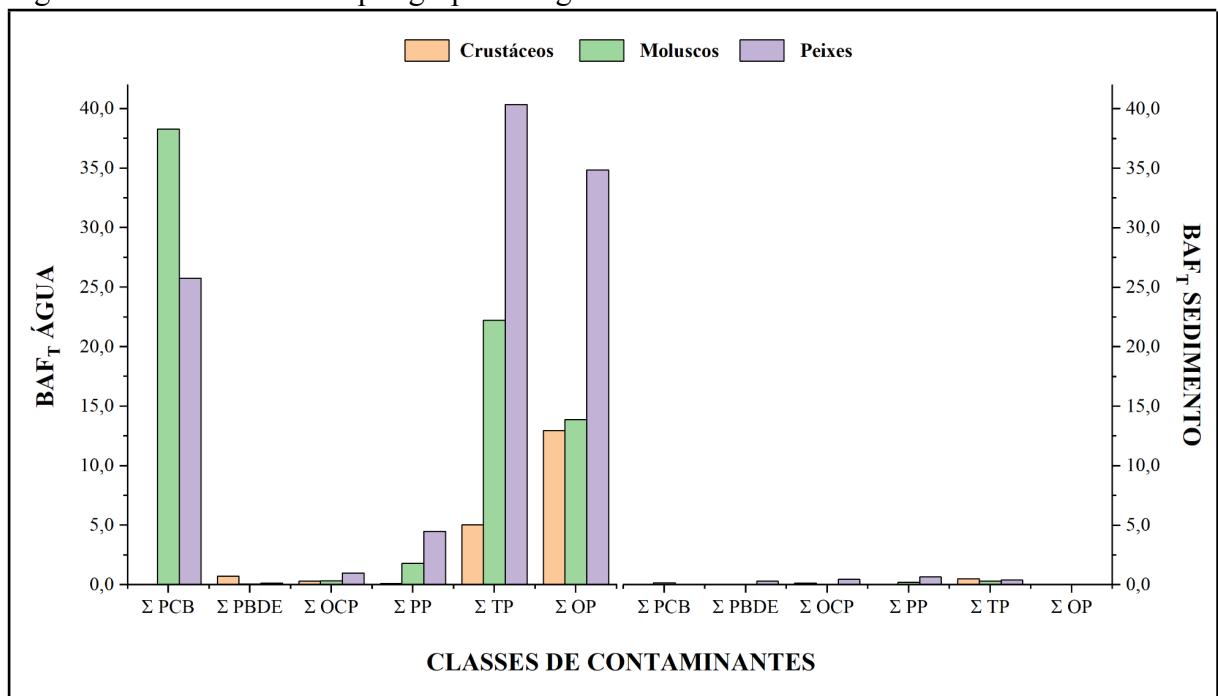
Entre os tecidos analisados, os maiores níveis de bioacumulação foram detectados no fígado, seguidos pelas brânquias e músculos, indicando o papel crítico do fígado no metabolismo e armazenamento de poluentes.

Nos crustáceos, os níveis de BAF superiores a 1 foram observados apenas na água para os grupos TP (Prometon e Propazina) e OPP (Metil paration e Malation). Os crustáceos são sensíveis às triazinas e servem como excelentes bioindicadores de contaminação para esta classe de poluentes (Velísek; Kouba; Stara, 2013). Os OPPs também foram investigados em crustáceos, causando efeitos comportamentais negativos e reduzindo as taxas de sobrevivência (Singh, D. S. *et al.*, 2022). O maior BAF em água foi registrado na amostra 2 (11,23) para Metil paration.

Assim como os caranguejos, os moluscos obtiveram BAFs acima de 1 apenas para água. As classes predominantes foram TPs (Prometon, Propazina, Ametrina, Prometrina e Terbutrina) e OPPs (Malation e Metil paration). No entanto, as classes de PPs (Permetrina e Fenvalerato) e PCBs (PCB180) também foram identificadas, com a maior concentração observada no PCB180 (102,44) para a amostra 5 de *M. charruana*.

Comparando entre as espécies de moluscos, os maiores resultados de bioacumulação em água foram 20,00 para Prometryne na amostra 4 de *P. pectinatus*, 50,43 para PCB180 na amostra 3 de *C. rhizophorae* e 102,44 para PCB180 na amostra 5 de *M. charruana*. Em sedimentos, apenas um poluente foi identificado: Permetrina (3,05), na amostra 3 de *M. charruana*. Na Figura 26, pode-se analisar a soma dos resultados de BAF por grupo de organismos.

Figura 26 - Níveis de BAF por grupo de organismo



Fonte: Autora (2025).

3.5 Níveis de risco à saúde humana

A análise dos compostos não cancerígenos nos músculos dos peixes revelou que oito dos 27 substâncias estudadas representaram um risco potencial à saúde. Estes incluíam dois PBDEs (BDE47 e BDE99), três OCPs (Aldrin, γ -HCH e 4,4'-DDT), dois TPs (Prometrina e Terbutrina) e um OPP (Metil paration). O maior fator de risco foi identificado na amostra 2 de *E. brasiliensis* para Aldrin (28,13). Os OCPs, amplamente utilizados na agricultura para controle de pragas, são altamente lipofílicos, o que facilita sua absorção por animais e humanos, levando à acumulação na cadeia alimentar (Tzanetou; Karasali, 2022).

Nos caranguejos, cinco das 27 substâncias apresentaram riscos potenciais à saúde, incluindo dois PBDEs (BDE47 e BDE99), dois OCPs (Aldrin e 4,4'-DDT) e um OPP (Metil paration). O maior fator de risco foi registrado na amostra 3 para Aldrin (19,11), um pesticida OCP.

Para os moluscos, sete das 27 substâncias analisadas excederam os limites de risco aceitáveis, incluindo dois PBDEs (BDE47 e BDE99), três OCPs (γ -HCH, Aldrin e 4,4'-DDT), um TP (Terbutrina) e um OPP (Metil paration). O maior fator de risco foi encontrado na amostra 2 de *M. charruana* para Aldrin (31,08). Assim como os OCPs, os PBDEs, comumente encontrados em têxteis, plásticos, retardantes de chama e eletrônicos, estão

relacionados a diversos problemas, como danos ao fígado, distúrbios do sistema nervoso e disrupção endócrina (Marquès; Nadal; Domingo, 2022).

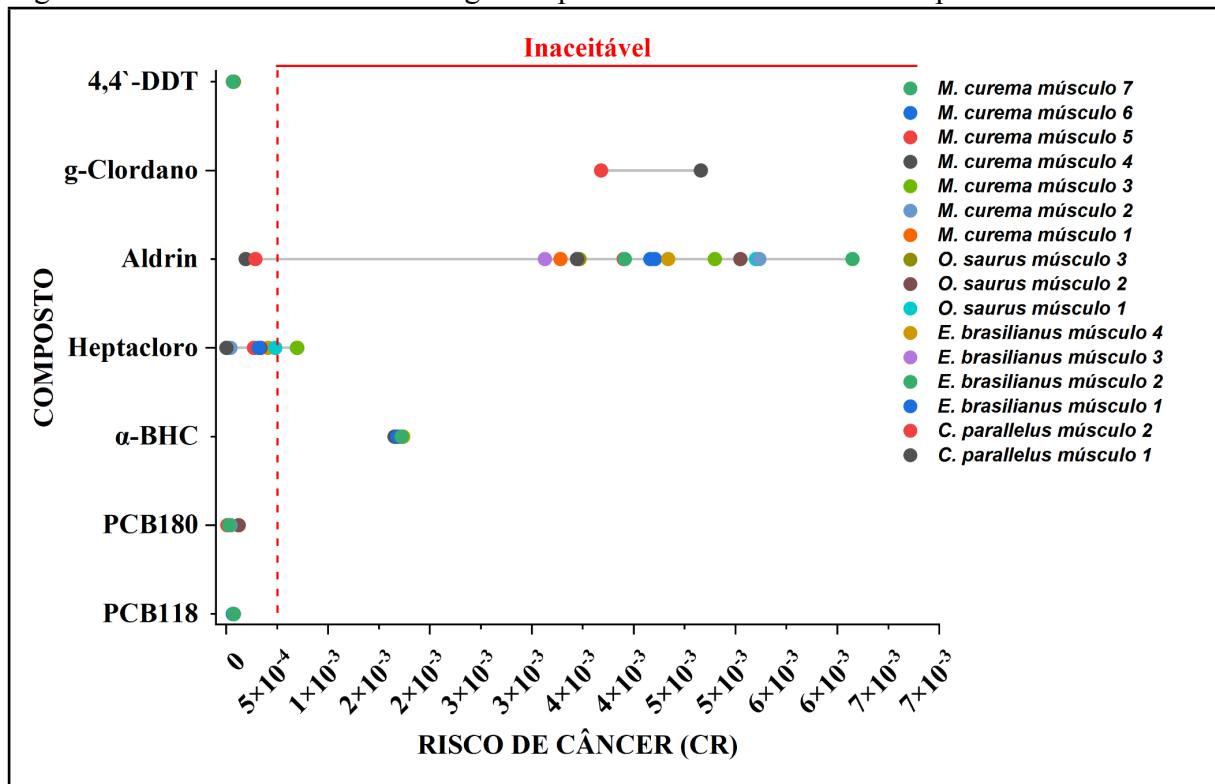
Os valores de índice de risco (HQ) para Aldrin nos peixes (28,13), moluscos (31,08) e caranguejos (19,11) excederam significativamente o limite aceitável estabelecido ($HQ < 1$), indicando preocupações substanciais com a saúde.

A persistência e bioacumulação de Aldrin são bem documentadas, o que pode explicar seus níveis elevados em espécies de diferentes níveis tróficos (Tzanetou; Karasali, 2022). Os OCPs estão associados a graves efeitos à saúde, incluindo neurotoxicidade, disfunção reprodutiva, supressão imunológica, disrupção endócrina e danos genéticos (Tzanetou; Karasali, 2022).

3.6 Níveis de risco de câncer

Os resultados para as amostras de músculos de peixe mostraram valores de risco carcinogênico (CR) variando de 2.89×10^{-6} a 6.15×10^{-3} , indicando um risco potencial carcinogênico para quatro das 15 substâncias estudadas. Estes incluíram um PCB (PCB180) e três OCPs (α -BHC, Heptacloro e Aldrin). O maior valor de CR, que representa uma preocupação com o risco de câncer, foi encontrado na amostra 2 de *E. brasiliensis* para Aldrin (6.15×10^{-3}) (Figura 27). Em contraste, todas as amostras de músculos de peixe mostraram valores de risco de câncer aceitáveis para um PCB (PCB118) e um OCP (4,4'-DDT).

Figura 27 - Valores de risco carcinogênico para amostras de músculo de peixe

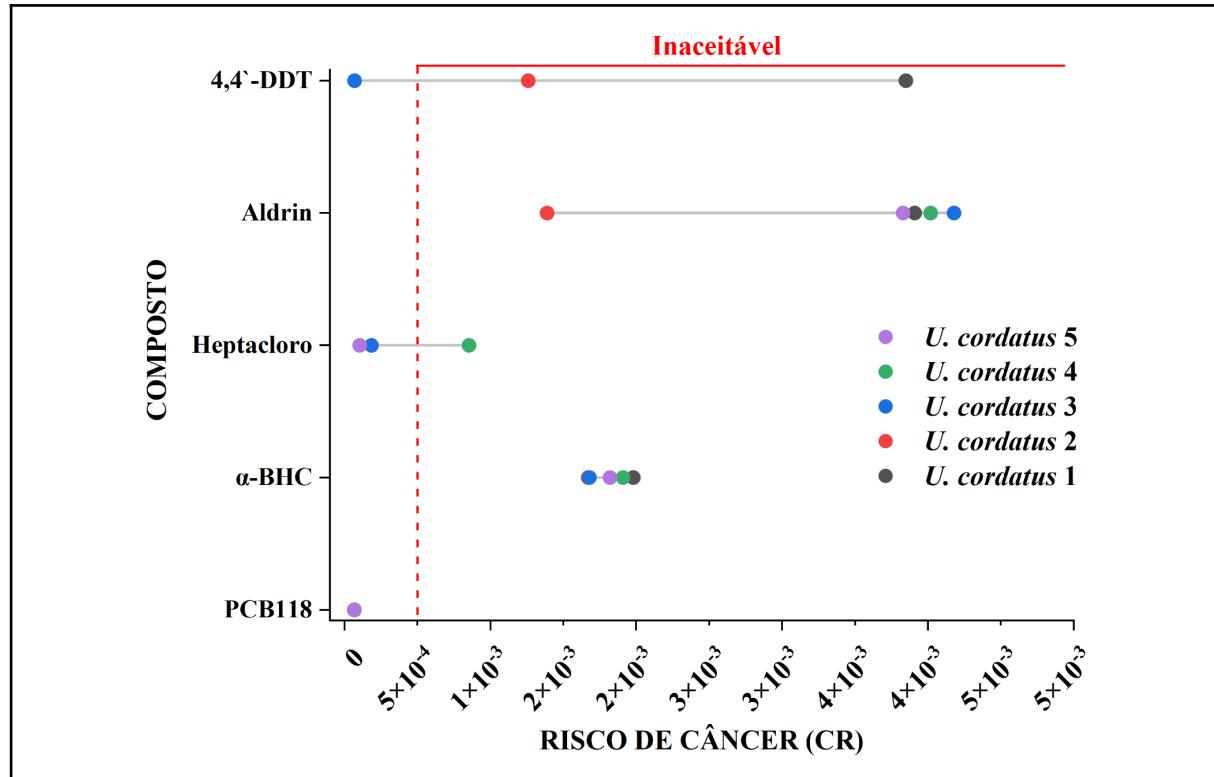


Fonte: Autora (2025).

Embora o composto PCB180 também apresente risco carcinogênico, os organoclorados, particularmente o Aldrin, identificado como o composto com a maior concentração nas amostras de músculos de peixe, exigem atenção especial devido ao seu alto potencial de bioacumulação e persistência ambiental (Tzanetou; Karasali, 2022; Habibullah-Al-Mamun *et al.*, 2022). Os pesticidas OCPs têm sido associados a efeitos carcinogênicos, neurotoxicidade, problemas reprodutivos, distúrbios imunológicos, disruptão endócrina e mutações genéticas que podem resultar em tumores malignos (Tzanetou; Karasali, 2022).

O risco carcinogênico para as amostras de caranguejos variou de $6,67 \times 10^{-5}$ a $4,18 \times 10^{-3}$, com risco associado a cinco contaminantes do grupo OCP (α -BHC, β -BHC, Heptacloro, Aldrin e 4,4'-DDT). O maior valor de risco de câncer foi observado na amostra 3 para Aldrin ($4,18 \times 10^{-3}$) (Figura 17). Valores aceitáveis de risco carcinogênico foram registrados para um PCB (PCB28) em todas as cinco amostras. Embora os caranguejos apresentem concentrações relativamente baixas de gordura corporal (Araújo & Calado, 2008), isso não os torna imunes ao acúmulo de contaminantes. Além disso, o acúmulo e a distribuição de poluentes em organismos aquáticos são influenciados por diversos fatores ambientais e tipos de habitat (Zhao *et al.*, 2012).

Figura 28 - Valores de risco carcinogênico para amostras de crustáceos

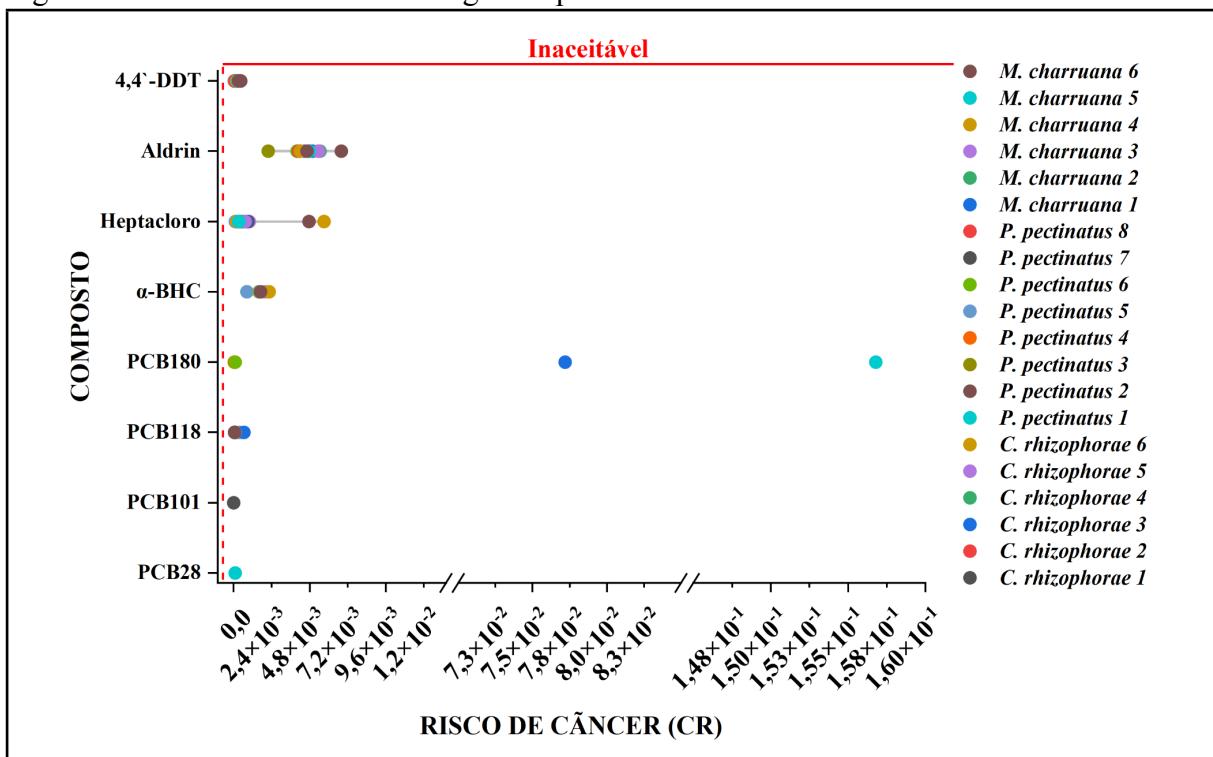


Fonte: Autora (2025).

Para o grupo de moluscos, os valores de risco carcinogênico variaram de $9,62 \times 10^{-5}$ a $1,57 \times 10^{-1}$, com sete substâncias apresentando risco carcinogênico. Estas incluíram três PCBs (PCB28, PCB118 e PCB180) e quatro OCPs (α -BHC, Heptacloro, Aldrin e 4,4'-DDT). A amostra 4 da espécie *P. pectinatus* exibiu o maior valor de risco de câncer para o PCB180 ($1,57 \times 10^{-1}$) (Figura 29). A Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer (IARC) classifica os PCBs como carcinógenos do Grupo 1, ou seja, substâncias comprovadamente causadoras de câncer em humanos. Valores aceitáveis de risco carcinogênico foram observados para o PCB118 em todas as seis amostras de ostras.

A maior contaminação dos moluscos por PCBs e OCPs pode ser atribuída ao seu comportamento de filtração, o que aumenta a exposição aos contaminantes presentes nos sedimentos ou na coluna d'água (Gómez *et al.*, 2020).

Figura 29 - Valores de risco carcinogênico para amostras de moluscos



Fonte: Autora (2025).

É importante ressaltar que os métodos de preparação de peixes podem reduzir as concentrações de contaminantes, o que deve ser levado em consideração ao avaliar os riscos associados ao consumo (Cock *et al.*, 2021). No entanto, mesmo com essa redução, a exposição a contaminantes em níveis elevados ainda pode representar um risco, dependendo da frequência e da quantidade consumida (Cock *et al.*, 2021).

4 CONCLUSÃO

A análise de 59 compostos poluentes em diferentes matrizes ambientais no Rio Cocó revelou níveis preocupantes de contaminação por substâncias tóxicas, particularmente organoclorados, triazinas e piretróides. Os resultados indicam uma bioacumulação significativa nos tecidos dos organismos aquáticos, especialmente no fígado, brânquias e músculos, respectivamente, destacando os peixes como vetores chave na transferência de contaminantes na cadeia alimentar.

Os parâmetros hematológicos das espécies analisadas indicaram alterações significativas que podem estar associadas à exposição a contaminantes ambientais. A presença de anemia em $\frac{3}{4}$ dos peixes sugere um quadro de estresse ambiental ou intoxicação crônica, possivelmente devido a poluentes orgânicos.

Também é importante ressaltar que, embora os PCBs e OCPs, classificados como carcinogênicos, tenham apresentado altas concentrações nas amostras, outros poluentes também foram detectados em níveis elevados. Esses compostos podem desencadear diversos efeitos adversos, incluindo toxicidade neurológica, desregulação endócrina e comprometimento do sistema imunológico. Nesse contexto, a presença desses contaminantes pode estar diretamente relacionada ao estresse ambiental nos peixes do rio, contribuindo para a ocorrência de anemias.

A análise das amostras biológicas mostrou que a bioacumulação de contaminantes variou entre os diferentes organismos analisados. Os moluscos apresentaram as maiores concentrações médias de poluentes, seguidos por peixes e crustáceos. Embora algumas substâncias não tenham sido detectadas, a presença generalizada de pesticidas organoclorados (OCPs) e bifenilos policlorados (PCBs) em tecidos musculares, hepáticos e branquiais indica uma exposição preocupante desses organismos aos poluentes ambientais.

Os níveis de contaminantes variaram significativamente entre as matrizes ambientais analisadas. Enquanto a água apresentou maior diversidade de poluentes detectados, os sedimentos mostraram concentrações mais elevadas, especialmente de compostos organoclorados como o 4,4'-DDT. Esse padrão sugere que os sedimentos funcionam como reservatórios de poluentes, podendo liberá-los para a coluna d'água sob determinadas condições ambientais, como eventos de ressuspensão.

A bioacumulação foi identificada em diferentes tecidos dos organismos analisados, com os maiores fatores de bioacumulação (BAF maior que 1) observados no fígado, seguido

por brânquias e músculos. Compostos como PCB180 e pesticidas piretróides apresentaram níveis elevados de acúmulo nos tecidos, sugerindo impactos na fisiologia dos organismos e potenciais efeitos adversos, como disfunções endócrinas e neurológicas.

A análise do risco não cancerígeno indicou que oito das 27 substâncias analisadas nos músculos dos peixes podem representar perigo à saúde humana. Compostos como o Aldrin ultrapassaram os limites considerados seguros para consumo, sugerindo um risco significativo de exposição através da ingestão de organismos contaminados, levantando preocupações sobre a segurança alimentar e os impactos a longo prazo na saúde das populações que dependem desses recursos.

Os valores de risco carcinogênico variaram entre as espécies analisadas, com destaque para os moluscos, onde sete substâncias foram identificadas como potencialmente cancerígenas. Os PCBs, classificados como carcinogênicos pelo IARC, foram encontrados em níveis preocupantes em amostras de músculo e tecidos filtradores. Embora métodos de preparo de alimentos possam reduzir a exposição a esses compostos, a persistência dos poluentes na cadeia alimentar representa um risco contínuo à saúde humana.

A predominância de compostos altamente persistentes e carcinogênicos, como o Aldrin e o PCB180, sublinha os sérios riscos para a saúde humana e ambiental. Além disso, as altas concentrações detectadas durante os períodos de chuvas destacam o papel importante do escoamento superficial e da lixiviação no agravamento da contaminação da água e do solo.

Ademais, o estudo comprova que a saúde do Rio Cocó está comprometida, podendo causar efeitos prejudiciais àqueles que dependem de sua água, alimentos e solo. A presença desses poluentes em espécies de peixes, crustáceos e moluscos amplamente consumidas pelas comunidades locais reforça as implicações diretas para a segurança alimentar e saúde pública.

Este estudo destaca a necessidade urgente de estratégias de mitigação, incluindo a adoção de práticas agrícolas mais sustentáveis, o aprimoramento dos esforços de monitoramento ambiental, a implementação de políticas públicas eficazes e a melhoria da gestão de resíduos sólidos, além de medidas para prevenir a contaminação dos ecossistemas aquáticos por POPs por meio de esgoto, escoamento e outras vias. O monitoramento contínuo continua sendo essencial para minimizar os impactos das atividades antrópicas, garantindo tanto a saúde ambiental quanto o bem-estar das comunidades que dependem desses recursos.

REFERÊNCIAS

ABDALLAH, M. A. M. Bioaccumulation of heavy metals in mollusca species and assessment of potential risks to human health. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 90, p. 552–557, fev. 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-013-0959-x>. Acesso em: 11 mar. 2024.

AHAMAD, A.; KUMAR, J. Pyrethroid pesticides: An overview on classification, toxicological assessment and monitoring. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 10, n. 100284, maio. 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772416623000554?via%3Dihub>. Acesso em: 5 mar. 2024.

ALMEIDA, F. V., *et al.* Substâncias tóxicas persistentes (STP) no Brasil. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1976-1985. 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/TZJRD6kLCZx5VQCpBk9mZ3s/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 23 dez. 2024.

ALMEIDA, J. T. F. de, *et al.* Análise do perfil do uso de agrotóxicos no estado do Mato Grosso Do Sul, políticas públicas relacionadas e impactos na saúde da população. **Revista Master - Ensino, Pesquisa e Extensão**, v. 8, n. 15, jul. 2023. DOI 10.47224/revistamaster.v8i15.264. Disponível em: <https://revistamaster.imepac.edu.br/RM/article/view/264>. Acesso em: 15 mar. 2024.

ANASTASSIADES, M. *et al.* Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and “dispersive solid phase extraction” for the determination of pesticide residues in produce. **Journal of AOAC International**, Estados Unidos, v. 86, n. 2, mar. 2003. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/10779925_Fast_and_Easy_Multiresidue_Method_Employing_Acetonitrile_ExtractionPartitioning_and_Dispersive_Solid-Phase_Extraction_for_the_Determination_of_Pesticide_Residues_in_Produce. Acesso em: 8 mar. 2024.

ARAÚJO, C. S. O., *et al.* Infecções parasitárias e parâmetros sanguíneos em Arapaima gigas Schinz, 1822 (Arapaimidae) cultivados no estado do Amazonas, Brasil. In: Tavares-Dias, M. (org.). **Infecções parasitárias e parâmetros sanguíneos em peixe de cultivo**. EMBRAPA, p. 389-424. 2009. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/353405>. Acesso em: 2 jun. 2024.

ARAÚJO, M. S. L. C., CALADO, T. C. S. Bioecologia do Caranguejo-Uçá Ucides cordatus (Linnaeus) no Complexo Estuarino Lagunar Mundáu/Manguaba (CELMM), Alagoas, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, vol. 8, n. 2, p. 169-181. 2008. <https://redalyc.org/articulo.oa?id=388340124013>. Acesso em: 30 maio 2024.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of The Total Environment**, v. 651, parte 1, p. 1199-1218. 2019. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718337264?ref=cra_js_challenge&fr=RR-1. Acesso em: 7 mar. 2025.

BARROSO, M. V., *et al.* Dieta de peixes carnívoros: uma revisão sobre alimentação e comportamento alimentar em ambientes tropicais. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n.

2, p. 245-256. 2002. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/rbz/a/wXLKcwhYnkJDCVntBjwdbFh/?lang=pt>. Acesso em: 14 jun. 2024.

BERNADINI, C. S. M. *et al.* (2021). Qualidade da água como retrato da vulnerabilidade socioambiental: o caso do Rio Cocó - Fortaleza/CE. **Revista AIDIS de Engenharia e Ciências Ambientais**: Pesquisa, Desenvolvimento e Prática, México, v. 14, n. 1, p. 295-311, maio. 2020. Disponível em:
https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/69140/1/2021_art_fejasilva.pdf. Acesso em: 9 mar. 2024.

BERNARDINO, M. M. **Comportamento e ecotoxicologia de pesticidas em solos do cerrado**. 2019. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Agroquímica do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, 2019. Disponível em:
https://sistemas.ifgoiano.edu.br/sgcursos/uploads/anexos_12/2021-05-28-12-59-00disserta%C3%A7%C3%A3o_Murilo%20Bernardino.pdf. Acesso em: 7 mar. 2025.

BORRALHO, L. A. **Avaliação da efetividade da proteção ambiental do baixo curso do rio Cocó**. 2017. 240 f. Tese - Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais. Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar - Labomar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em:
<https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/50645>. Acesso em: 6 mar. 2025.

CEARÁ. Decreto nº 32.248, de 4 de junho de 2017. Regulamentado no âmbito estadual, regido pela Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), o qual dispõe sobre a criação da Unidade de Conservação de Proteção Integral denominada Parque Estadual do Cocó, no município de Fortaleza, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, Poder Executivo, Fortaleza, CE, 8 de jun. de 2017. Série 3, ano IX, nº 108. Disponível em:
<https://mpce.mp.br/wp-content/uploads/2017/06/Decreto-Estadual-32.248-2017-Cria%C3%A7%C3%A3o-Parque-do-Coc%C3%B3.pdf>. Acesso em: 8 mar. 2024.

CLAVER, J. A.; QUAGLIA, A. I. E. Comparative morphology, development, and function of blood cells in nonmammalian vertebrates. **Journal of Exotic Pet Medicine**, Estados Unidos, v. 18, n. 2, p. 87-97, abril. 2009. DOI 10.1053/j.jepm.2009.04.006. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1557506309000445>. Acesso em: 10 mar. 2024.

COCK, A. de, *et al.* Agricultural pesticide presence in the guayas estuary (Ecuador) and commercial mangrove crabs. **Environmental Pollution**, v. 289. 2021.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749121015372>. Acesso em: 30 maio 2024.

COSTABEBER, I, SANTOS, J. S. dos, EMANUELLI, T. Relationship between the frequency of meat and fish intake and the levels of hexaclorobenzene, lindane, aldrin e 4,4' dichloro diphenil 1,1' dichloroethylene, present in mammary adipose tissue samples from spanish women. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, jan-fev, p.151-155. 2003. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/cr/a/XpfK4RKTZVWjhf9b56GbfMc/?lang=pt>. Acesso em: 23 nov. 2024.

DAVIS, A. K.; MANEY, D. L.; MAERZ, J. C. The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. **Functional Ecology**, v. 22, n. 5, p. 760–772. DOI 10.1111/j.1365-2435.2008.01467.x. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2435.2008.01467.x>. Acesso em: 10 mar. 2024.

DIÓGENES, Luís G. G. *et al.* Achados recentes sobre a qualidade da água do Rio Cocó em um trecho urbano da cidade de Fortaleza - Ceará. In: XIII ENCONTRO NACIONAL DE ÁGUAS URBANAS, 2020, Porto Alegre. **Anais**. Porto Alegre: XIII ENAU. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/59213/1/2020_eve_lggdiogenes.pdf. Acesso em: 9 mar. 2024.

DUAVÍ, W. C; CAVALCANTE, R. M. Agrotóxicos em Ambientes Urbanos. In: CAVALCANTE, R. M. (org.). **Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos**. Fortaleza: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará, 2020, p. 165-180. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/55985>. Acesso em: 7 mar. 2024.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2022: Towards Blue Transformation**. Roma: FAO, 2022. Disponível em: openknowledge.fao.org/items/11a4abd8-4e09-4bef-9c12-900fb4605a02. Acesso em: 20 abr. 2024.

FARIAS, F. D. F. **Parâmetros hematológicos e bioquímica plasmática do tambaqui Colossoma macropomum (Cuvier, 1818) de pisciculturas da região Amazônica**. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus 2022. 57 p. Disponível em: <https://biblioteca.ufc.br/wp-content/uploads/2023/12/guianormalizacaoreferencias.pdf>. Acesso em: 8 mar. 2024.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Calendário de Chuvas**. Ceará: FUNCEME, 2023. Disponível em: <https://chuvas.funceme.br/diario/municipios/maxima/2023/7>. Acesso em: 7 mar. 2025.

GARDES, T. *et al.* Historical and post-ban releases of organochlorine pesticides recorded in sediment deposits in an agricultural watershed, France. **Environmental Pollution**, v. 288, jul. 2021. DOI doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117769. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749121013518?via%3Dihub>. Acesso em: 14 maio 2024.

GENDRON, A.D. *et al.* The Comet Assay, a Sensitive Biomarker of Water Quality Improvement Following Adoption of Beneficial Agricultural Practices?. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 42, n. 10, p. 2201-2214, out. 2023. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.5711>. Acesso em: 12 mar. 2024.

GOMES, Hiago de O. *et al.* Ronaldo F. do. A socio-environmental perspective on pesticide use and food production. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Estados Unidos, v. 197, n. 110627, jun. 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651320304668?via%3Dihub>. Acesso em: 1 mar. 2024.

GÓMEZ, M. *et al.* Preliminary Characterization of Chromium (VI) Solution Adsorption with *Mytella charruana* in Semi-Artificial Environments. **Water Air and Soil Pollution**. v. 231, n. 20, jan. 2020. DOI 10.1007/s11270-019-4349-9. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-019-4349-9>. Acesso em: 3 maio 2024.

HABIBULLAH-AL-MAMUN, M. *et al.* Occurrence of Organochlorine Pesticides (OCPs) Residues in Farmed and Wild Fish in Bangladesh and Implications for Human Health. **Exposure and Health**, v. 15, p. 425-437, jul. 2022. DOI 10.1007/s12403-022-00501-4. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12403-022-00501-4#article-info>. Acesso em: 15 abr. 2024.

HASSAAN, M. A.; EL NEMR, A. Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, Egito, v. 46, n. 3, p. 207-220, set. 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1687428520300625?via%3Dihub>. Acesso em: 2 mar. 2024.

JAYAPRAKASH, M. *et al.* Bioaccumulation of metals in fish species from water and sediments in macrotidal Ennore creek, Chennai, SE coast of India: A metropolitan city effect. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Estados Unidos, v. 120, p. 243-255, out. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651315002651>. Acesso em: 10 mar. 2024.

SANTOS, C. dos *et al.* Evaluation of Potentially Toxic Elements in Mundaú Lagoon (Maceió, AL-Brazil): Systematic Environmental Monitoring of Water and Food Quality. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, Brasil, v. 32, n. 9, p. 1762-1772. 2021. DOI doi.org/10.21577/0103-5053.20210067. Disponível em: <https://jbcs.sbn.org.br/pdf/2021-0045AR>. Acesso em: 2 maio 2024.

KLEMENTOVA, S.; KELTNEROVA, L. Triazine Herbicides in the Environment. In: PRICE, A. (org). **Herbicides, Physiology of Action, and Safety**. InTechOpen: 2015. p. 71-96. DOI 10.5772/60858. Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/48620#>. Acesso em: 6 mar. 2024..

LANÇAS, F. M. (2003). The role of the separation sciences in the 21th century. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, Brasil, v. 14, n. 2, p. 183-197. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/jbchs/a/J5cLMhHxZSthvvRQd9TvMsv/?lang=en>. Acesso em: 10 mar. 2024.

LEAL, J. R. L. V. Mudança de curso do Rio Cocó no paleolítico superior. **Revista do Instituto do Ceará**, p. 183-217. 2014. Disponível em: https://www.institutodoceara.org.br/revista/Rev-apresentacao/RevPorAno/2014/07_MudancadecursodoRioCoco.pdf. Acesso em: 7 mar. 2025.

LI, CHAO-CAN *et al.* Historical deposition behaviors of organochlorine pesticides (OCPs) in the sediments of a shallow eutrophic lake in Eastern China: Roles of the sources and sedimentological conditions. **Ecological Indicators**, v. 53, p. 1-10, jun. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X15000199>. Acesso em: 11 maio 2024.

LI, S.; HUO, X. Estimating the effects of joining cooperatives on farmers' recycling behaviors of pesticide packaging waste: insights from apple farmers of China. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 53, n. 7, ago. 2023. DOI 10.1590/0103-8478cr20220229. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/NhH63mbx3xJLVmQR4DNy7y/>. Acesso em: 3 mar. 2024.

LINS, J. A. P. N., *et al.* Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, v. 8, n. 4, p.469-84. 2010. Disponível em: <https://periodicos.pucpr.br/cienciaanimal/article/view/11018>. Acesso em: 23 dez. 2024.

LIZAMA, M. de I. A. P., CAGNI, G. Dos. S., ZAVASKI, F. Análise histórica sobre a gestão ambiental no Brasil. **Enciclopédia Brasileira de Gestão Ambiental**. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer – Jandaia-GO, v.17 n.34, p. 258-270. 2020. Disponível em: https://conhecer.org.br/enciclop/2020D/analise%20historica.pdf?utm_source. Acesso em: 1 jun. 2024.

MALLI, A. *et al.* Mecanismos de transporte e destino de microplásticos em compartimentos estuarinos: uma revisão. **Boletim de Poluição Marinha**, v. 177. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X22002351>. Acesso em: 7 mar. 2025.

MARINS, A.T. *et al.* Assessment of River Water Quality in an Agricultural Region of Brazil Using Biomarkers in a Native Neotropical Fish, *Astyanax* spp. (Characidae). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 104, p. 575–581. 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-020-02821-0>. Acesso em: 25 maio 2024.

MARQUÈS, M.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L. Human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) through the diet: an update of the scientific literature. **Food and Chemical Toxicology**, Espanha, v. 16, n. 113322, jul. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278691522005208?via%3Dihub>. Acesso em: 4 mar. 2024.

MATOS, D. G. S. **Avaliação de método QuEChERS modificado com partição a baixa temperatura para extração de organoclorados em peixes e determinação por GC-ECD**. 2020. (Mestrado em Química Aplicada) - Programa de Pós-Graduação em Química Aplicada, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2020. Disponível em: <https://tede2.uepg.br/jspui/bitstream/prefix/3090/1/DANILO%20GABRIEL%20DOS%20SANTOS%20MATOS.pdf>. Acesso em: 10 maio 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Inventário Nacional de Bifenilas Policloradas (PCBs)**: Convenção de Estocolmo. Brasília, DF: MMA, 2015. 112 p. Disponível em: antigo.mma.gov.br/images/arquivo/80037/Convencao%20de%20Estocolmo/Inventarios/Inventario%20Nacional_Bifenilas_Portugues%2014%20de%20setembro.pdf. Acesso em: 4 mar. 2024.

MORAES, D. S. De L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública 2002**, v. 36, n. 3. 2002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rsp/a/qNPRVprxpJZq9bpRKmwRTYC/?lang=pt>. Acesso em: 23 jun. 2024.

OECD-FAO. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2023-2032**. Paris: OECD, 2023. Publishing. Disponível em:

https://www.oecd.org/en/publications/oecd-fao-agricultural-outlook-2023-2032_08801ab7-en.html. Acesso em: 20 abr. 2024.

OLIVEIRA, A. H. B. *et al.* The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semi-arid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): Implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. **Science of The Total Environment**, v. 542, parte A, p. 254-263, jan. 2016. DOI doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.058. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715308615?via%3Dihub>. Acesso em: 20 maio 2024.

OLIVEIRA-JUNIOR, A. A; TAVARES-DIAS, M.; MARCON, J. L. B. Biochemical and hematological reference ranges for Amazon freshwater turtle, *Podeclemis expansa* (Reptilia: Pelomedusidae), with morphologic assessment of blood cells. **Research in Veterinary Science**, Estados Unidos, v. 86, p. 146-151, maio. 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034528808001124>. Acesso em: 10 mar. 2024.

OURO-SAMA, K. *et al.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Contamination in *Chrysichthys nigrodigitatus* Lacépède, 1803 from Lake Togo-Lagoon of Aného, Togo: Possible Human Health Risk Suitable to Their Consumption. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 3, jan. 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/20/3/1666>. Acesso em 12 mar. 2024.

PÁDUA, S. B. *et al.* Valores para o leucograma e trombograma de juvenis de dourado (*Salminus brasiliensis*) em condições experimentais de cultivo. **Revista Brasileira de Medicina Veterinária**, Rio de Janeiro, v. 31, n. 4, p. 282-287, out./dez. 2009. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/657829>. Acesso em: 11 mar. 2024.

PATTNAIK, M. *et al.* Effect of Organochlorine Pesticides on Living Organisms and Environment. **Chemical Science Review and Letters**, India, v. 9, n. 35, p. 682-686, set. 2020. DOI 10.37273/chesci.CS2051063. Disponível em: chesci.com/wp-content/uploads/2020/09/10_CS2051063_p682-686.pdf. Acesso em: 3 mar. 2024.

PESSOA, Eliano Vieira. **Estudo do "standing-crop" da água do estuário do rio Cocó(Ceará-Brasil), como indicador das modificações físico-químicas do meio**. 2002. 141 f. : Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Fortaleza-CE, 2002. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/16755>. Acesso em: 6. mar. 2025.

POKLICKUCHA, B. S., *et al.* Padrões de alimentação das salteiras (*Oligoplites saurus*) em sistemas estuarinos de Laguna, SC. (2024). **34º Seminário de Iniciação Científica UDESC**. Disponível em: https://www.udesc.br/arquivos/udesc/id_cpmenu/19303/PADR_ES_DE_ALIMENTA_O_DAS_SALTEIRAS_Oligoplites_saurus_BLOCH__SCHNEIDER_1801_NO_SISTEMA_ESTUARINO_DE_LAGUNA_SC_UMA_AN_LISE_ECOL_GICA_17273794508597_19303.pdf. Acesso em: 14 jun. 2024.

RAEESZADEH, M., MORADI, M., AYAR, P. & AKBARI, A. The Antioxidant Effect of *Medicago sativa* L. (Alfalfa) Ethanolic Extract against Mercury Chloride (HgCl₂) Toxicity in Rat Liver and Kidney: An In Vitro and In Vivo Study. **Evidence-based Complementary**

and Alternative Medicine, Irã, v. 2021, n. 1, ago. 2021. DOI 10.1155/2021/8388002. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2021/8388002>. Acesso em: 20 abr. 2024.

RANGELY, J. Ciclo de vida de Mugil curema Valenciennes, 1836 em estuário tropical do Brasil e análise dos fatores relacionados à sua co-ocorrência com Mugil curvidens. 2011. (Mestrado em Ciências Biológicas) - Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2020. Disponível em: <https://www.repositorio.ufal.br/jspui/bitstream/123456789/14018/1/Ciclo%20de%20vida%20de%20Mugil%20curema%20Valenciennes%2C%201836%20em%20estu%C3%A1rio%20tropical%20do%20Brasil%20e%20an%C3%A1lise%20dos%20fatores%20relacionados%20%C3%A0%20sua%20co-ocorr%C3%A1ncia%20com%20Mugil%20curvidens.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2025.

RANZANI-PAIVA, M. J. T; TAVARES-DIAS, M. Fish hematolgy in Brazil: A review. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 50, n. 914, nov. 2024. Disponível em: <https://institutodepesca.org/index.php/bip/article/view/1993>. Acesso em: 19 abr. 2024.

ROCHA, D. A. Ecossistema manguezal do rio Cocó relacionado ao licenciamento ambiental expedido ao empreendimento Iguatemi empresarial. 2007. 81 f. Monografia (Graduação em Direito) - Faculdade de Direito, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/32322>. Acesso em: 7 mar. 2025.

RODRIGUES, M. L., et al. Análise da dinâmica alimentar de peixes estuarinos. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 3, p. 123-130. 2021. Disponível em: <https://institutodepesca.org/index.php/bip/article/view/1224/1200>. Acesso em: 2 jun. 2024.

RODRIGUES, S. M. et al. Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 1071-1081. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718351465>. Acesso em: 7 mar. 2025.

RUBIO-VARGAS, D. A., et al. Pollutant bioaccumulation in sentinel fish chronically exposed in Iguaçu river reservoirs (Southern Brazil) and human health risk of fish consumption. **Chemosphere**, v. 349, n. 140812, nov. 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653523030825>. Acesso em: 9 mar. 2024.

SANTOS, M. C. dos et al. Evaluation of Potentially Toxic Elements in Mundaú Lagoon (Maceió, AL-Brazil): Systematic Environmental Monitoring of Water and Food Quality. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 32, n. 9, p. 1762-1772. 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/jbchs/a/HkRjVP5BjT5Z8KSH5dMndxp/abstract/?lang=en>. Acesso em: 23 fev. 2025.

SANTOS, R. B. Da Silva, TAVARES-DIAS, M. Blood cells and hematological response of *Oxydoras niger* (Pisces, Doradidae) collected from the basin of the middle Solimões River, Amazonas State (Brazil), naturally parasitized. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 36, n. 4, p. 283-292. 2018. Disponível em: <https://institutodepesca.org/index.php/bip/article/view/924>. Acesso em: 15 fev. 2025.

SANTOS, W. Consumo Per Capita Nacional. **Seafood Brasil**, São Paulo, 43 ed., p. 54-58, fev.-mar. 2022. Disponível em: <https://seafoodbrasil.com.br/revista/seafood-brasil-43>. Acesso em: 1 abr. 2024.

SEIBEL, H.; BABMANN, B.; REBL, A. Blood Will Tell: What Hematological Analyses Can Reveal About Fish Welfare. **Frontiers in Veterinary Science**, Austrália, v. 8, n. 616955, mar. 2021. DOI 10.3389/fvets.2021.616955. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/veterinary-science/articles/10.3389/fvets.2021.616955/full>. Acesso em: 1 mar. 2024.

SERIANI, R. . Influence of seasonality and pollution on the hematological parameters of the estuarine fish *Centropomus parallelus*. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v. 61, n. 2, p. 105–111, jun. 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjoce/a/5pjFqjGQdJHtqFnjymftLXx/?lang=en#>. Acesso em: 1 mar. 2024.

SHEFALI *et al.* Impact of Pesticide Toxicity in Aquatic Environment. **Biointerface Research in Applied Chemistry**, India, v. 11, n. 3, p.10131-10140, out. 2021. Disponível em: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=3755402. Acesso em: 1 mar. 2024.

SHI, H. *et al.* Several Views on the Study of Evaluation of Marine Ecosystem Health in China. **International Conference on Challenges in Environmental Science and Computer Engineering**, Wuhan, China, p. 124-127. 2010. DOI 10.1109/CESCE.2010.252. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/5493242>. Acesso em: 5 jun. 2024.

SILVA, C. L. do N. Ecotoxicidade da atrazina em ambientes aquáticos: uma investigação com enfoque na planária *Girardia tigrina*. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, Rio Verde, 2023. Disponível em: https://repositorio.ifgoiano.edu.br/bitstream/prefix/4175/1/disserta%C3%A7%C3%A3o_Caroline%20Loureiro%20do%20Nascimento%20Silva.pdf. Acesso em: 13 mar. 2024.

SILVA, M. R. *et al.* Use of the gonadal structures of the mangrove crab *Ucides cordatus* as a biomarker for environmental contamination by metals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 198, dez. 2023. DOI 10.1016/j.marpolbul.2023.115862. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X23012973>. Acesso em 24 abr. 2024.

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, p. 99-107. 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pvb/a/h4m5pMxdDsbfPk4HBCMmwhv/?lang=pt>. Acesso em: 4 jun. 2024.

SOBRINHO, M. F. **Aspectos Geoambientais do Mangue do Rio Cocó: Um Estudo de Caso**. 2008. Monografia - Especialização em Direito Ambiental do Centro de Estudos Sociais Aplicados, da Universidade Estadual do Ceará, em convênio com a Escola Superior do Ministério Público, 2008. Disponível em: https://mpce.mp.br/wp-content/uploads/2016/01/Aspectos-Geoambientais-do-Mangue-do-Rio-Coc%C3%B3-um-estudo-de-caso.pdf?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 7 mar. 2025.

SONG, D. *et al.* Integrated health risk assessment of heavy metals in Suxian County, South China. **Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 7, p. 7100–7117, jun. 2015. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/12/7/7100>. Acesso em: 12 mar. 2024.

STANKO, J. P. *et al.* Effects of prenatal exposure to a low dose atrazine metabolite mixture on pubertal timing and prostate development of male Long-Evans rats. **Reproductive Toxicology**, v. 30, n. 4, p. 540-549, dez. 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0890623810002510?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mar. 2024.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Parque Ecológico do Rio Cocó**. Ceará: SEMACE, 2010. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/2010/12/08/paue-ecologico-do-rio-coco/>. Acesso em: 8 mar. 2024.

TZANETOU, E. N.; KARASALI, H. A. Comprehensive Review of Organochlorine Pesticide Monitoring in Agricultural Soils: The Silent Threat of a Conventional Agricultural Past. **Agriculture**, Suíça, v. 12, n. 728, maio. 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2077-0472/12/5/728>. Acesso em: 5 mar. 2024.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Stockholm Convention**: protecting human health and the environment from persistent organic pollutants. Secretariat of the Stockholm Convention, Suíça: UNEP, 2019. Disponível em: <https://pops.int/>. Acesso em: 6 mar. 2024..

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Volume 1: Fish Sampling and Analysis, third ed. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4305): Washington, DC: USEPA, 2000. p. 484. 823-B-00-007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Human Health Evaluation Manual Part A, Interim Final, 1, Washington, DC: USEPA, 1989. EPA/540/1-89/002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3550C: Ultrasonic Extraction**. Revision 3. Washington, DC: USEPA, 2007. epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3550c.pdf

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (2000)**, Technical Support Document. Vol. 2, Development of National Bioaccumulation Factors. Office of Water, Office of Science and Technology. Washington, DC: USEPA, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. SW846 on-line, **Method 3520C liquid-liquid extraction**. Washington, DC: USEPA. epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-3520c.pdf

VÁSQUEZ, M. O. Intoxicación por organofosforados. **Revista Medica Sinergia**, Costa Rica, v. 5, n. 8, ago. 2020. DOI 10.31434/rms.v5i8.558. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/343379323_Intoxicacion_por_organofosforados. Acesso em: 7 mar. 2024.

VENTURA, A. S., CORSINI, F. E., GABRIEL, A. M. De A. Hematologia como biomarcador de contaminação ambiental em peixes: Sangue, poluentes, metais pesados. **Nutritime Revista Eletrônica**, on-line, Viçosa, v. 12, n. 6, p.4500-4507. 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/291166920_HEMATOLOGY_AS_A BIOMARKER_OF_ENVIRONMENTAL_CONTAMINATION_IN_FISH. Acesso em: 1 jun. 2024.

VIANA, M. do C. Estudo da degradação do manguezal do Rio Cocó-Fortaleza/CE. **Revista da Casa da Geografia de Sobral** (RCGS), [S. l.], v. 4, n. 1, 2003. Disponível em: <https://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/78>. Acesso em: 7 mar. 2025.

WANG, Q. *et al.* Evaluating water resource sustainability in Beijing, China: Combining PSR model and matter-element extension method. **Journal of Cleaner Production**, v. 206, p. 171-179. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618327719>. Acesso em: 8 mar. 2025.

WU, W.; HU, J.; SONG, D. Assessment of marine ecosystem health and its key influencing factors in Laizhou Bay, China. **Frontiers in Marine Science**, v. 10. 2023. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/marine-science/articles/10.3389/fmars.2023.1115896/full>. Acesso em: 23 fev. 2025.

YANG, W. *et al.* Avaliação da saúde ecológica e ambiental marinha usando a estrutura de pressão-estado-resposta em diferentes escalas espaciais, China. **Indicadores Ecológicos**, v. 121. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20309043#b0290>. Acesso em: 8 mar. 2025.

YOGUI, G. T.; LEONEL, J.; COMBI, T. Poluentes Orgânicos Persistentes. In: CAVALCANTE, R. M. (org.). **Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos**. Fortaleza: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará, 2020, p. 87-138. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/55985>. Acesso em: 7 mar. 2024.

ZHAO, S. *et al.* Role of living environments in the accumulation characteristics of heavy metals in fishes and crabs in the Yangtze River Estuary, China, **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 6, p. 1163-1171. 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X12001439?via%3Dihub>. Acesso em: 2 fev. 2024.

ZHU, M. *et al.* Environmental contamination and human exposure of polychlorinated biphenyls (PCBs) in China: A review. **Science of The Total Environment**, v. 805. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972105347X?via%3Dihub>. Acesso em: 25 maio 2024.

ANEXO A – BIOMETRIA DOS PEIXES, MOLUSCOS E CRUSTÁCEOS

<i>Mugil Curema</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)
1	545	38
2	530	35,5
3	640	38
4	700	39,5
5	450	34,3
6	375	30,8
7	330	30,8
<i>Eugerres brasiliensis</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)
1	315	26
2	90	39,4
3	120	38
4	70	36,3
<i>Centropomus parallelus</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)
1	135	20,3
2	70	16
<i>Oligoplites palometa</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)
1	180	26
2	185	47,6
3	170	25
4	105	23,3
<i>Ucides cordatus</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)
1	61,5	8
2	60,5	5,4
3	54,5	5
4	4,8	46,5
5	5	68,5
<i>Crassostrea rhizophorae</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)

1	21,7	6,4
2	8,8	5,8
3	7,5	5,6
4	7,8	4,9
5	5,3	5,1
6	4	4,5
<i>Phacooides pectinatus</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)
1	5,9	3,7
2	11,7	4,4
3	12,8	4,6
4	17,9	4,9
5	9,8	3,1
6	10,9	3,8
7	21,5	5,7
8	26,8	5,2
<i>Mytella Charruana</i>		
Sample	Weight (g)	Length (cm)
1	3	3,85
2	5,8	4,96
3	6,4	5,17
4	7,2	5,36
5	7,1	5,76
6	7,1	6,96

Fonte: LACOr - UFC (2024).

ANEXO B - CLASSES DE SUBSTÂNCIAS ESTUDADAS E SUAS PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS

Classes de contaminantes	Abreviação	LogK _{oc}	LogK _{ow}
PCBs			
2,4-dichloro-1-(4-chlorophenyl)benzene	PCB28	4,6	5,6
1,4-dichloro-2-(2,5-dichlorophenyl)benzene	PCB52	5,1	6,0
1,2,4-trichloro-5-(2,5-dichlorophenyl)benzene	PCB101	5,2	6,3
1,2,4-trichloro-5-(3,4-dichlorophenyl)benzene	PCB118	5,3	6,7
1,2,3-trichloro-4-(2,4,5-trichlorophenyl)benzene	PCB138	5,9	7,1
1,2,4-trichloro-5-(2,4,5-trichlorophenyl)benzene	PCB153	5,6	6,8
1,2,3,4-tetrachloro-5-(2,4,5-trichlorophenyl)benzene	PCB180	5,9	7,4
OCPs			
alpha-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	α-BHC	3,2	3,9
beta-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	β-BHC	3,2	3,9
gamma-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	γ-HCH	3,2	3,9
delta-1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane	δ-BHC	3,2	3,9
Heptacloro	-	4,4	5,7
Aldrin	-	4,7	5,9
Epóxido de heptacloro	-	4,0	5,3
g-Clordano	-	4,8	5,9
Endossulfano I	-	4,1	3,8
cis-Nonacloro	-	4,5	6,2
a-Clordano	-	4,8	5,9
4,4'-dicloro-difenil-dicloroetileno	4,4'-DDE	4,8	6,4
Dieldrin	-	4,0	4,9
Endrin	-	4,0	4,9
Endossuldano II	-	4,1	3,7
4,4'-difenil-dicloroetano	4,4'-DDD	4,2	5,8
trans-Nonacloro	-	4,5	6,2
Aldeído de endrin	-	4,9	3,3
Sulfato de endossulfano	-	4,0	3,7
4,4'-difenil-tricloroetano	4,4'-DDT	5,3	6,5
Cetona de endrin	-	4,9	3,3
Metoxicloro	-	4,9	5,3
PBDEs			
2,4-dibromo-1-(4-bromophenoxy)benzene	BDE28	5,4	5,9

2,4-dibromo-1-(2,4-dibromophenoxy)benzene	BDE47	5,8	6,8
1,2,4-tribromo-5-(2,4-dibromophenoxy)benzene	BDE99	5,8	7,5
1,3,5-tribromo-2-(2,4-dibromophenoxy)benzene	BDE100	5,7	7,4
1,2,4-tribromo-5-(2,4,5-tribromophenoxy)benzene	BDE153	5,4	8,2
1,3,5-tribromo-2-(2,4,5-tribromophenoxy)benzene	BDE154	5,4	8,2
1,2,3,5-tetrabromo-4-(2,4,5-tribromophenoxy)benzene	BDE183	5,5	8,9

PPs

Diclorran	-	3,0	2,8
Teflutrina	-	3,2	6,2
Pendimetalina	-	3,7	5,0
Bifentrina	-	5,3	7,1
L-Cialotrina	-	5,3	6,3
Permetrina	-	4,8	6,8
Cialotrina	-	4,8	6,0
Cipermetrina	-	5,0	6,3
Fenvalerato	-	3,7	6,5
Deltametrina	-	4,8	6,2

TPs

Atratona	-	2,6	2,6
Prometona	-	2,6	2,9
Simazina	-	2,1	2,3
Atrazina	-	2,2	2,6
Propazina	-	2,4	3,0
Terbutilazina	-	2,3	3,1
Secbumetona	-	2,8	3,1
Simetrina	-	2,3	2,8
Ametrina	-	2,6	3,0
Prometrina	-	2,8	3,5
Terbutrina	-	2,8	3,5

OPPs

Malation	-	2,3	2,6
Clorpirifós	-	3,7	4,8
Metil paration	M-Parathion	3,0	2,8

Fonte: IUPAC website.

ANEXO C - CONDIÇÕES CROMATOGRÁFICAS

Parâmetro	ECD	NPD
Coluna	DB-5MS (30 m × 0.25 mm × 0.25 µm)	
Rampa	60°C, 5 min; 200°C, 200°C, 15 min; 250°C, 40 min; 265°C, 2 min; 10 min; 300°C, 25 300°C, 5 min.	min.
Tempo de corrida	55 min	25 min
Detector de temperatura	350°C	280°C
Sistema de injeção		Sem divisão; 1.0 min
Injeção de temperatura		Começou a 60°C e foi aumentado para 280°C em um minuto.
Volume de injeção		1.0µL
Gás de arraste		Nitrogênio
Taxa do gás de arraste		1.0 mL/min

Fonte: LACOr - UFC (2024).

**ANEXO D - DETALHES DA CURVA ANALÍTICA PARA PCBs, PBDEs, OCPs, PPs,
TPs E OPPs**

Classe	Compostos	Regressão linear	Faixa	LD	LQ
PCBs	PCB28	$y = 0.0301x + 0.0978$	5-50	9,99	30,27
	PCB52	$y = 0.0196x + 0.0684$	5-50	18,02	54,60
	PCB101	$y = 0.0378x + 0.0903$	5-50	0,30	0,91
	PCB118	$y = 0.216x - 0.1135$	5-50	0,56	1,70
	PCB138	$y = 0.1197x + 0.1659$	5-50	0,12	0,36
	PCB153	$y = 0.0577x + 0.0540$	5-50	0,05	0,15
	PCB180	$y = 0.074x + 0.0342$	5-50	0,10	0,29
PBDEs	BDE28	$y = 0.058x - 0.1122$	5-50	0,16	0,47
	BDE47	$y = 0.0974x - 0.0485$	5-50	0,07	0,21
	BDE99	$y = 0.0251x - 0.0324$	0,5-100	0,15	0,47
	BDE100	$y = 0.07x + 0.1445$	5-50	1,53	4,64
	BDE153	$y = 0.0694x + 0.1833$	5-50	0,03	0,10
	BDE154	$y = 0.0675x + 0.1693$	5-50	0,90	2,73
	BDE183	$y = 0.0456x + 0.1048$	5-50	0,61	1,86
OPs	α-BHC	$y = 0.0317x - 0.0654$	5 - 100	4,92	14,89
	b-BHC	$y = 0.0274x + 0.1589$	5 - 100	7,67	23,23
	g-HCH	$y = 0.0367x - 0.0212$	5 - 100	1,79	5,42
	δ-BHC	$y = 0.057x - 0.0464$	5 - 100	3,23	9,79
	Heptacloro	$y = 0.0284x - 0.0816$	5 - 100	10,03	30,39
	Aldrin	$y = 0.0496x - 0.1047$	5 - 100	5,44	16,48
	Epóxido de heptacloro	$y = 0.0605x + 0.2520$	5 - 100	0,25	0,77
	g-Clordano	$y = 0.0764x + 0.3280$	5 - 100	1,69	5,11
	Endossulfano I	$y = 0.1152x + 0.7665$	5-80	0,07	0,22
	cis-Nonacloro	$y = 0.1152x + 0.7665$	5 - 100	0,07	0,22
	a-Clordano	$y = 0.0826x + 0.2842$	5 - 100	1,02	3,09
	4,4'-DDE	$y = 0.1003x + 0.3010$	5-80	0,20	0,60
	Dieldrin	$y = 0.0627x + 0.3851$	5 - 100	0,05	0,16
	Endrin	$y = 0.0592x + 0.1910$	5-80	0,33	1,01
	Endossulfano II	$y = 0.216x - 0.1135$	5-50	0,56	1,70
	4,4'-DDD	$y = 0.0846x - 0.0191$	5-50	0,14	0,42
	trans-Nonacloro	$y = 0.1067x + 0.1983$	5-80	0,01	0,02
	Aldeído de endrin	$y = 0.0844x - 0.0997$	5-50	0,08	0,25
	Sulfato de endossulfano	$y = 0.074x - 0.3832$	5-50	0,04	0,13
	4,4'-DDT	$y = 0.0553x - 0.0874$	5-80	0,09	0,29

	Cetona de endrin	$y = 0.0798x - 0.2628$	5-50	0,10	0,29
	Metoxicloro	$y = 0.0229x - 0.0626$	5-80	0,20	0,59
PPs	Diclorran	$y = 0.0852x - 0.2017$	1-100	1,00	3,02
	Teflutrina	$y = 0.0612x + 0.0028$	0,5-100	1,49	4,52
	Pendimetalina	$y = 0.0207x - 0.0498$	1-100	8,75	26,53
	Bifentrina	$y = 0.0116x + 0.0132$	0,5-80	0,39	1,18
	L-Cialotrina	$y = 0.1269x + 0.1098$	0,5-100	0,04	0,11
	Permetrina-1	$y = 0.0098x - 0.0175$	0,5-100	0,39	1,17
	Permetrina-2	$y = 0.0251x - 0.0324$	0,5-100	0,15	0,47
	Cialotrina	$y = 0.0424x - 0.126$	0,5-100	0,15	0,46
	Cipermetrina	$y = 0.0265x - 0.0756$	0,5-100	2,93	8,87
	Fenvalerato-1	$y = 0.0931x - 0.1884$	0,5-100	0,00	0,00
	Fenvalerato-2	$y = 0.0296x - 0.102$	0,5-100	0,16	0,50
	Deltametrina	$y = 0.0877x - 0.0815$	0,5-40	0,23	0,70
TPs	Atratona	$y = 0.1747x - 0.0756$	0,5-100	3,15	9,56
	Prometona	$y = 0.1205x - 0.1186$	0,5-100	1,49	4,53
	Simazina	$y = 0.1431x - 0.0656$	0,5-100	0,82	2,48
	Atrazina	$y = 0.1034x - 0.1215$	0,5-100	1,74	5,29
	Propazina	$y = 0.0635x - 0.1092$	0,5-100	3,27	9,89
	Terbutilazina	$y = 0.0675x - 0.0997$	1-100	9,29	28,14
	Secbumetona	$y = 0.2352x - 0.0768$	1-100	1,31	3,97
	Simetrina	$y = 0.5302x - 0.1618$	0,5-100	0,13	0,38
	Ametrina	$y = 0.3677x - 0.1384$	0,5-100	0,69	2,08
	Prometrina	$y = 0.3693x - 0.1215$	1-100	0,46	1,41
OPPs	Terbutrina	$y = 0.2995x - 0.0899$	1-100	0,41	1,24
	Metil paration	$y = 1.7128x - 0.658$	0,5-100	0,13	0,39
	Malation	$y = 0.7184x - 0.4113$	0,5-100	0,26	0,79
	Clorpirimifós	$y = 1.5839x - 0.8061$	0,5-100	0,21	0,65

Fonte: LACOr - UFC (2024).

ANEXO E - RfDo PARA EFEITOS NÃO CARCINOGENICOS E CSFo PARA EFEITOS CARCINOGENICOS

POPs	RfDo - Oral Reference Dose (mg/kg/day)	CSFo - Oral Reference Dose (mg/kg/day) ⁻¹
	Values	Values
PCBs		
PCB28	-	2,00
PCB52	-	2,00
PCB101	-	2,00
PCB118	-	2,00
PCB138	-	2,00
PCB153	-	2,00
PCB180	-	2,00
PBDEs		
BDE28	-	-
BDE47	0,0001	-
BDE99	0,0001	-
BDE100	-	-
BDE153	0,0002	-
BDE154	-	-
BDE183	-	-
OCPs		
α-BHC	-	6,30
β-BHC	-	1,80
γ-HCH	0,0003	-
δ-BHC	-	-
4,4'-DDE	-	0,34
4,4'-DDD	-	-
4,4' DDT	0,0005	0,34
Heptacloro	0,0005	4,50
Epóxido de heptacloro	0,000013	-
a-Clordano	-	-
g-Clordano	-	9,10
cis-Nonachlor	-	-
trans-Nonacloro	-	0,24
Aldrin	0,00003	17,00
Dieldrin	0,0001	-

Endrin	0,0003	-
Aldeído de endrin	-	-
Sulfato de endossulfano	-	-
Cetona de endrin	-	-
Metoxicloro	0,0050	-
Endosulfano	0,0060	-
PPs		
Diclorran	-	-
Teflutrina	-	-
Pendimetalina	0,0400	-
Bifentrina	0,0150	-
L-Cialotrina	-	-
Permetrina	0,0500	-
Cialotrina	0,0250	-
Cipermetrina	0,0100	-
Fenvalerato	0,0250	-
Deltametrina	-	-
TPs		
Atratona	-	-
Prometona	0,015	-
Simazina	0,005	-
Atrazina	0,035	-
Propazina	0,02	-
Terbutilazina	-	-
Sebumetona	-	-
Simetrina	-	-
Ametrina	0,009	-
Prometrina	0,004	-
Terbutrina	0,001	-
OPPs		
Malation	0,02	-
Clorpirifós	-	-
Metil paration	0,00025	-

Fonte: IRIS-EPA (1987, 1988, 1994 e 1996).