

USO DE PESTICIDAS: UMA AMEAÇA AOS PEIXES DO RIO POTI NO SEMIÁRIDO CEARENSE

Isadora Brandão Parente¹

Janáina Lopes Leitinho²

Rivelino Martins Cavalcante³

RESUMO

A utilização cada vez maior de pesticidas na agricultura, especialmente de triazinas e organofosforados, é um alerta quanto aos seus efeitos nos ecossistemas aquáticos, destacando o semiárido cearense que sofre influência das mudanças climáticas. Este estudo tem como objetivo avaliar a presença e os efeitos dos contaminantes na saúde de peixes do Rio Poti (CE), no em torno da Área de Proteção Ambiental (APA) do Boqueirão e no interior da mesma, sendo coletadas amostras nos distritos de Ibiapaba e Oiticica. A metodologia consistiu em estudar a presença e a concentração de contaminantes pertencentes às classes das triazina e dos organofosforados por cromatografia gasosa e os cálculos dos índices de saúde nos peixes: Índice Hepatossomático (IHS), Índice Gonadossomático (IGS), Índice Gastrossomático (IGI) e o Fator de Condição (FC). Os resultados das análises cromatográficas evidenciaram a presença de atraton, simetrina, malation e clorpirifós compatíveis com pesticidas. Os valores dos índices de saúde revelaram que a contaminação por pesticidas pode ser potencializada com o aumento da temperatura e escassez de chuvas, afetando o sistema locomotor, o estado nutricional e as condições corporais, bem como a capacidade reprodutiva de alguns peixes estudados. A análise histológica do fígado evidenciou alterações como melanomacrófagos, vacuolização e necrose, nos indivíduos das duas localidades, sendo esta última a mais severa e, geralmente, irreversível. O estudo estatístico cromatográfico e histológico, dentro e fora da APA, revelaram que a distribuição da contaminação nas espécies se dá de forma similar, evidenciando a persistência dos poluentes. Por fim, pode-se concluir que os efeitos crônicos da exposição a pesticidas, associados aos efeitos provocados pelas mudanças climáticas, podem comprometer à saúde dos peixes e colocam em risco a biodiversidade aquática do local.

Palavras-chave: Triazina; Organofosforados; Saúde dos peixes; APA Boqueirão do Poti-Ce

1. Discente do Curso Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús - E-mail: isadorabrandao@alu.ufc.br.

2. Orientadora Prof^ª. Dr^ª da Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús - E-mail: janaina@crateus.ufc.br.

3. Coordenador Prof^º Dr^º da Universidade Federal do Ceará - LABOMAR - E-mail: rivelino@ufc.br

ABSTRACT

The increasing use of pesticides in agriculture, especially triazines and organophosphates, is a warning regarding their effects on aquatic ecosystems, particularly in the semiarid region of Ceará, which is affected by climate change. This study aims to evaluate the presence and effects of these contaminants on the health of fish in the Poti River (CE), in and around the Boqueirão Environmental Protection Area (APA). Samples were collected in the districts of Ibiapaba and Oiticica. The methodology consisted of studying the presence and concentration of contaminants belonging to the triazine and organophosphate classes using gas chromatography and calculating fish health indices: Hepatosomatic Index (HIS), Gonadosomatic Index (GSI), Gastrosomatic Index (GII), and Condition Factor (CF). The results of the chromatographic analyses revealed the presence of atraton, symmetryrn, malathion, and chlorpyrifos, which are compatible with pesticides. Health index values revealed that pesticide contamination can be exacerbated by rising temperatures and rainfall shortages, affecting the locomotor system, nutritional status, and body condition, as well as the reproductive capacity of some of the fish studied. Histological analysis of the liver revealed alterations such as melanomacrophages, vacuolization, and necrosis in individuals from both locations, the latter being the most severe and generally irreversible. Statistical, chromatographic, and histological studies, both inside and outside the APA, revealed that the distribution of contamination among the species is similar, demonstrating the persistence of the pollutants. Finally, it can be concluded that the chronic effects of pesticide exposure, combined with the effects of climate change, can compromise fish health and endanger the local aquatic biodiversity.

Keywords: Triazine; Organophosphates; Fish health; APA Boqueirão do Poti-Ce

1. INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a qualidade dos ecossistemas aquáticos têm voltado o foco aos contaminantes orgânicos, em especial os pesticidas, que representam grandes riscos para a vida aquática. Os peixes são expostos de forma contínua a essas substâncias em seus habitats naturais, tornando-se bioindicadores essenciais da poluição hídrica. A sensibilidade desses organismos a poluentes ambientais e sua capacidade limitada de metabolizar contaminantes resultam na bioacumulação de substâncias tóxicas, que, por sua vez, podem ingressar na cadeia alimentar humana por meio do consumo (Adokiya *et al.*, 2025).

Os Pesticidas Triazínicos (TP) são utilizados no controle de ervas daninhas, devido sua capacidade de inibir a fotossíntese. Esses compostos são registrados em mais de cem países pelo mundo, sendo importantes em cultivos de milho, cana-de-açúcar e sorgo (Borges, 2016; Le Baron *et al.*, 2008). Todavia, apesar dos benefícios para a agricultura, as triazinas apresentam toxicidade moderada e alta persistência ambiental (Cardoso & Lanças, 2025), gerando consequências negativas para os animais, em especial os peixes (Sultana *et al.*, 2023). O estudo de Zhao *et al.* (2023) indica que compostos triazínicos reduzem a biomassa e o valor nutricional de organismos aquáticos ao inibir a fotossíntese e o metabolismo energético deles.

Os Pesticidas Organofosforados (OPP) são utilizados em grande escala devido seu rápido efeito contra pragas sugadoras e mastigadoras (Guiloski, 2009). Esses pesticidas, em geral, apresentam uma elevada lipofilicidade (Soares, 2016), porém, os clorpirifós, se destacam por serem mais lipofílicos que os outros OPPs, tendendo ao maior acúmulo no tecido dos peixes e em concentrações, geralmente, mais altas do que qualquer outro pesticida de sua classe (Qayoom *et al.*, 2024).

A exposição a pesticidas, incluindo as triazinas e os organofosforados, nos organismos aquáticos, induz à liberação de hormônios do estresse. Se a contaminação persistir, o organismo entra em uma fase de resistência, que, a longo prazo, pode resultar em exaustão, comprometendo, em último estágio, a aptidão física e a sobrevivência dos indivíduos (Vieira *et al.*, 2025).

Os pesticidas atingem as águas superficiais de diferentes modos, como pelo escoamento (Maia, 2023) e pelo vento, contribuindo para dispersão para além dos alvos pretendidos, acumulando-se em sedimentos, que servem como repositório de poluentes e são também uma fonte de alimentação primária, intensificando a contaminação dos peixes (Orou-Seko *et al.*, 2024). Os efeitos negativos dos herbicidas são mais evidentes em órgãos altamente vascularizados, como cérebro, fígado, baço e músculos (Ribeiro *et al.*, 2022).

As modificações feitas pelo homem ao longo do Rio Poti acarreta na maior recepção de contaminantes emergentes, incluindo pesticidas. O município de Crateús (Ce), com suas características agropecuárias e pesqueiras, especialmente na zona rural, tem o Rio Poti como seu principal curso d'água. Contudo, a intensa insolação e períodos de seca cada vez maiores têm reduzido o nível do rio, formando lagoas em alguns pontos, que sofrem impactos negativos devido à elevada poluição (Rosendo *et al.*, 2019). A contaminação por pesticidas compromete a qualidade dos ecossistemas aquáticos, expondo comunidades ribeirinhas a riscos agudos e crônicos à saúde. Um exemplo notável é o trabalho de Sousa (2025), que evidenciou um risco carcinogênico acima do aceitável em peixes do Rio Poti, no Ceará.

Os principais mecanismos de absorção de pesticidas em peixes ocorrem por via branquial, dérmica e por ingestão oral, sendo o trato gastrointestinal o mais significativo. Uma vez absorvidos, esses compostos químicos são distribuídos para órgãos específicos, onde podem exercer efeitos biológicos diretos. O fígado é o principal órgão envolvido na metabolização dessas substâncias, embora atividades metabólicas também ocorram nos rins, intestino e brânquias (Santana & Cavalcante, 2016).

Além dos impactos diretos dos pesticidas, há ainda desafios relacionados à influência das mudanças climáticas, que são capazes de intensificar os efeitos dos contaminantes. A temperatura da água aumenta a permeabilidade do tecido dos peixes, facilitando o transporte dos pesticidas (Mehta, 2017). Além disso, secas prolongadas afetam a dinâmica dos rios, concentrando poluentes e fragilizando os ecossistemas (Barendrecht *et al.*, 2024; Cabral *et al.*, 2019).

Diante do exposto, este estudo tem como objetivo avaliar a presença e os efeitos pesticidas triazínicos e organofosforados na saúde de peixes do Rio Poti no Ceará (CE), considerando a área em torno da Área de Proteção Ambiental (APA) do Boqueirão do Poti e o interior da mesma. Para isso, foram realizadas análises cromatográficas para a detecção e quantificação dos contaminantes, bem como o cálculo dos índices de saúde dos peixes (IHS, IGS, IGI e o FC), de modo a contribuir para a preservação do ecossistema da região.

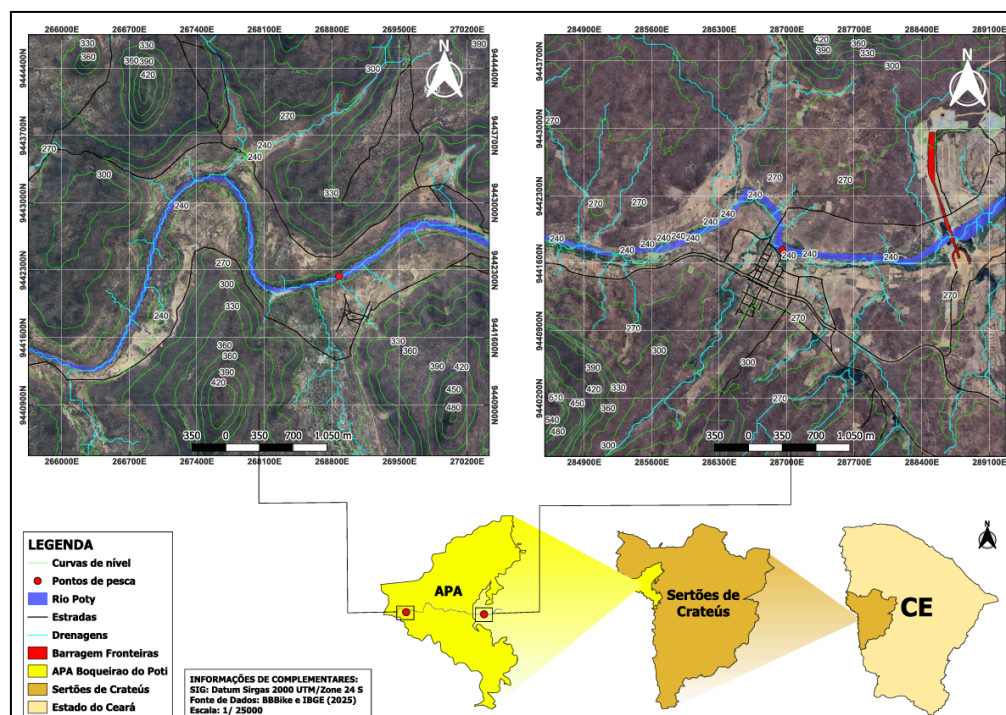
2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A seleção dos locais de coleta das amostras foi realizada com base em três fatores importantes para a avaliação dos níveis de contaminação na região, sendo eles: a localização estratégica, que permitiu a escolha de pontos tanto dentro quanto fora da Área de Proteção Ambiental (APA) do Boqueirão, de modo a identificar diferenças nos padrões de contaminação; as condições ecológicas e o uso do solo, que influenciam diretamente a dispersão e o acúmulo de contaminantes; e a proximidade com atividades agrícolas, consideradas fontes potenciais de pesticidas.

A partir disso, foram definidos dois distritos do município de Crateús (CE) para a coleta, conforme ilustrado no mapa da Figura 1, o Distrito de Ibiapaba ($5^{\circ}02'52''S$ $40^{\circ}55'17''W$), situado no entorno da APA do Boqueirão, e o Distrito de Oiticica ($5^{\circ}02'33''S$ $41^{\circ}05'04''W$), localizado dentro da APA. A região encontra-se no bioma caatinga e situa-se no perímetro da seca e interferência antropogênicas, sofrendo com alterações das condições ambientais.

Figura 1: Mapa com a localização dos pontos de coleta das amostras

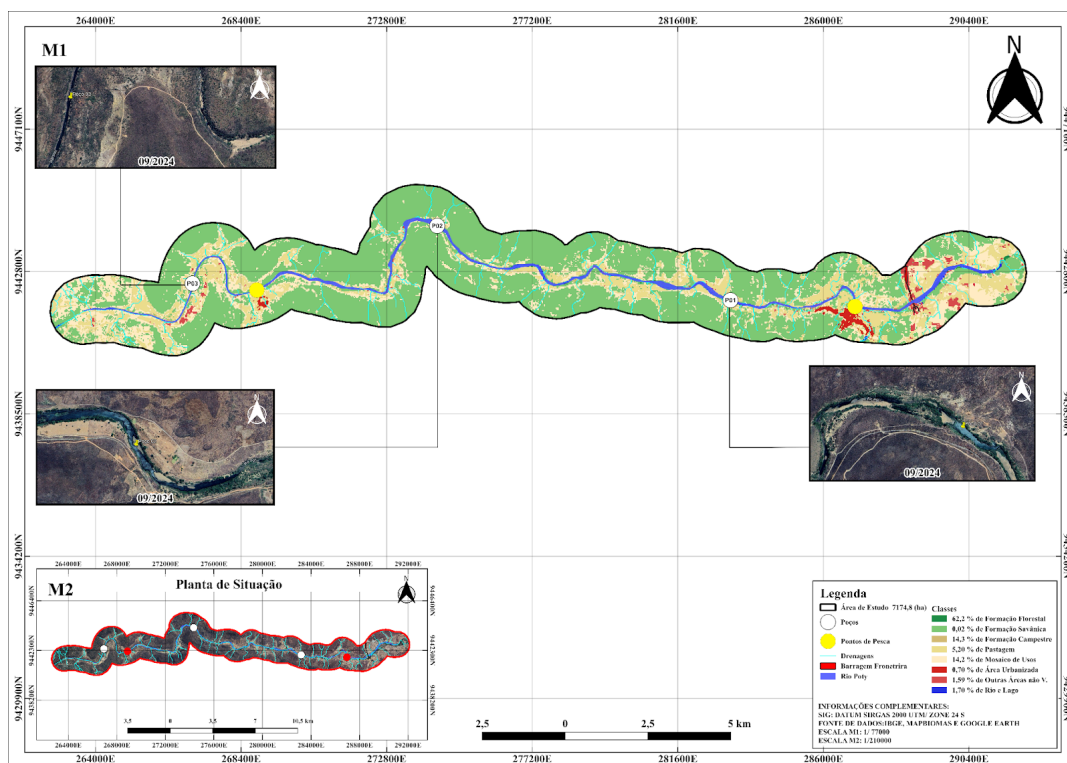


Fonte: Autora, 2025.

Segundo a Secretaria do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas (SEMA), a APA do Boqueirão do Poti apresenta 63.332 ha e é a maior Unidade de Conservação estadual do Ceará, abrangendo os municípios de Crateús, Poranga e Ipaporanga. O local é responsável por regular o uso e ocupação do solo, de modo que garanta a preservação da vegetação, da fauna, dos recursos hídricos e dos atrativos culturais, como os sítios arqueológicos.

Vale ressaltar que os principais usos e ocupação do solo em torno dos pontos de coleta, apresentados na Figura 2, incluem áreas de pastagem e mosaico de usos, evidenciando a predominância da agricultura e pecuária na região.

Figura 2: Mapa de uso e ocupação do solo nos locais de coleta das amostras



Fonte: Autora, 2025

2.2 Coleta das amostras

Foram coletados 39 exemplares de peixes no Rio Poti, no mês de agosto de 2024, de modo a abranger diferentes espécies representativas da fauna local.

Os peixes apresentaram peso máximo e mínimo de 29 e 368 gramas, respectivamente, com peso médio de $152,53 \pm 77,0$ gramas. O comprimento padrão (cm) apresentou um mínimo e máximo de 12,0 e 29,0 cm, respectivamente, com comprimento médio de $17,80 \pm 4,03$ cm.

Dos peixes, foram retirados o músculo e fígado, este por sua vez, foi escolhido por ser o órgão alvo da ação de poluentes e o primeiro órgão da biotransformação dos xenobióticos (Silva, 2004). Enquanto o músculo é a principal via de exposição aos contaminantes.

As amostras foram armazenadas em recipientes esterilizados e mantidas em refrigeração, de modo a garantir a integridade do material até seu envio ao LACOr (Laboratório de Contaminantes Orgânicos) da Universidade Federal do Ceará, campus LABOMAR, em Fortaleza (Ce), para que fossem realizadas as devidas análises.

2.3 Espécies estudadas

Para a realização do estudo, foram utilizadas 39 amostras de 9 espécies diferentes sendo elas: *Oreochromus niloticus* (Tilápia), *Hypostomus pleocostus*, *Leoporinus friderici*, *Cichla monoculus*, *Prochilodus lacustris*, *Psectrogaster rhombioides*, *Serrasalmus rhombeus*, *Hoplias malabaricus* e *Geophagus brasiliensis*, a Tabela 1 apresenta os nomes científicos e o nome vulgar de cada espécie. A diversidade das amostras coletadas favorece uma avaliação mais detalhada a respeito da interferência dos contaminantes na saúde dos peixes.

Tabela 1: Nome vulgar e nome científico dos peixes estudados.

Nome vulgar	Nome científico
Tilápia	<i>Oreochromus niloticus</i>
Bodó	<i>Hypostomus pleocostus</i>
Piau	<i>Leoporinus friderici</i>
Tucunaré	<i>Cichla monoculus</i>
Curimatã	<i>Prochilodus lacustris</i>
Branquinha	<i>Psectrogaster rhombioides</i>
Piranha	<i>Serrasalmus rhombeus</i>
Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>
Cará preto	<i>Geophagus brasiliensis</i>

Fonte: Autora, 2025.

2.4 Preparação das amostras

O preparo das amostras do tecido muscular dos peixes foi realizado utilizando o método QuEChERS (*Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, Safe*) desenvolvido por

Anastassiades *et al.*, 2003 e adaptado pelo LACOr, tomando como base os protocolos avaliados pelo programa europeu QUASIMEME (*Quality Assurance of Information in Marine Environmental Monitoring*).

2.4.1 Pesagem da amostra e fortificação

Com o auxílio de uma balança analítica de alta precisão, foram pesadas alíquotas de 5g de cada uma das amostras e transferidas para tubos de vidro de 50 mL. De modo a assegurar a qualidade dos resultados, foi feita a inclusão de um branco para cada dia de análise.

Para a fortificação, foram utilizados 50 μ L de padrão surrogate a uma concentração de 10 ppm, sendo este responsável pela indicação de eficiência do método de extração através da recuperação do mesmo. As amostras e os padrões seguiram para o vórtex por 2 minutos, para a realização da mistura, em seguida, foram deixados em repouso por 30 minutos para otimizar a interação entre o solvente e matriz energética.

2.4.2 Extração

Após o período de repouso, foi adicionado 10 mL de acetonitrila às amostras, procedendo-se novamente a agitação no vórtex por 2 minutos. A acetonitrila tem a capacidade de extrair compostos de baixa polaridade, de modo a diminuir a extração de lipídios e pigmentos que poderiam interferir nos resultados, sendo o motivo pelo qual ela foi escolhida (Lehotay *et al.*, 2001).

2.4.3 Partição e centrifugação

Posteriormente ao processo de extração inicial, foram adicionados 4g de sulfato de magnésio (MgSO₄) para a remoção da água residual, e 1 g de acetato de sódio (CH₃COONa), para regular o pH na matriz, promovendo a estabilidade e a recuperação de compostos específicos. Esses sais são responsáveis pelo efeito *salting out* que, reduzem a solubilidade de compostos na fase aquosa e aumentam a eficiência da extração dos analitos (Schenck *et al.*, 2008).

A agitação da mistura foi repetida em vórtex por 2 minutos, seguida de centrifugação a 2000 rpm por 8 minutos. Ao fim do processo, foi coletado 1 mL da fase orgânica (sobrenadante) e transferido para tubos de 10 mL para uso na próxima etapa.

2.4.4 Limpeza (Clean Up)

A limpeza das amostras foi efetuada adicionando, em cada tubo 150 mg de sulfato de magnésio ($MgSO_4$), utilizado novamente para remover a água residual, e 150 mg de PAS (*Primary Secondary Amine*), este funciona como agente quelante, sendo capaz de reter interferentes da matriz biológica (Prestes *et al.*, 2009).

Após a adição dos reagentes de limpeza, as amostras foram submetidas a agitação em vórtex por 2 minutos e centrifugação a 2000 rpm por 8 minutos. Ao final, o extrato foi transferido para *vials* de 2 mL, lacrados com parafilm e refrigerados até a realização da análise cromatográfica.

2.5 Análise cromatográfica

A detecção e quantificação dos poluentes foram realizados utilizando a cromatografia gasosa utilizando detector de nitrogênio e fósforo (GC/NPD) da Perkin Elmer. Foi empregada uma coluna cromatográfica capilar Agilent J&W DB-5 (30m x 0,25mm x 0,25 μ m). A Tabela 2 apresenta os poluentes identificados pertencem às classes dos Pesticidas Triazínicos (TP) e aos Pesticidas Organofosforados (OPP) e suas respectivas propriedades físico-químicas. Entre os TP estão: Atration, Prometon, Simazine, Atrazine, Propazine, Terbutylazine, Secbumetron, Simetria, Ametryn, Prometryn e Terbutryn. Já referentes aos OPP, tem-se: Malathion, Chlorpyrifos e Methyl Parathion.

As curvas analíticas abrangeram um intervalo de concentração de 0,5-100 μ m/mL. Os Apêndices A e B apresentam informações detalhadas sobre as condições cromatográficas e curvas analíticas, respectivamente.

Tabela 2: Classes de substâncias utilizadas e suas propriedades físico-químicas, no qual LogK_{oc} (coeficiente de adsorção para carbono orgânico) e LogK_{ow} (coeficiente n-octanol-água)

Compounds Class	Abreviation	LogK_{oc}	LogK_{ow}
TPs			
Atraton	-	2,6	2,6
Prometon	-	2,6	2,9
Simazine	-	2,1	2,3
Atrazine	-	2,2	2,6
Propazine	-	2,4	3,0
Terbutylazine	-	2,3	3,1
Secbumeton	-	2,8	3,1
Simetryn	-	2,3	2,8
Ametryn	-	2,6	3,0
Prometryn	-	2,8	3,5
Terbutryn	-	2,8	3,5
OPPs			
Malathion	-	2,3	2,6
Chlorpyrifos	-	3,7	4,8
Methyl parathion	M-Parathion	3,0	2,8

Fonte: Autora, 2025

*Valores de acordo com IUPAC (<https://agrochemicals.iupac.org/>).

2.6 Avaliação da saúde dos peixes

Para avaliar a saúde dos peixes, são utilizados índices de saúde, sendo eles: Índice Heptassomático (IHS), Índice Gonadossomático (IGS), Índice Gastrossomático (IGI) e Fator de Condição de Fulton (FC). Estes índices são importantes para a avaliação das condições fisiológicas e reprodutivas desses animais. O IHS avalia a mobilização ou acúmulo de lipídios no fígado (Podolska *et al.*, 2024), o IGS estima sua capacidade reprodutiva (Al-Deghayem *et al.*, 2013), o IGI indica o estado nutricional e sua capacidade alimentar, já o FC avalia as condições corporais dos peixes. As fórmulas para o cálculo dos índices foram baseadas na metodologia de Vazoller (1996):

$$\text{Índice Hepatossomático: IHS (\%)} = \left(\frac{P_{\text{fígado}}}{P_t} \right) \times 100 \quad \text{(Equação 1)}$$

$$\text{Índice Gonadossomático: IGS (\%)} = \left(\frac{P_{\text{gônada}}}{P_t} \right) \times 100 \quad \text{(Equação 2)}$$

$$\text{Índice Gastrossomático: IGI (\%)} = \left(\frac{P_{\text{estômago+intestino}}}{P_t} \right) \times 100 \quad \text{(Equação 3)}$$

$$\text{Fator de Condição de Fulton: FC (\%)} = \left(\frac{P_t}{CP^3} \right) \times 100 \quad \text{(Equação 4)}$$

No qual: Pt = Peso total, em gramas; P = Peso total do órgão, em gramas; CP = Comprimento padrão, em cm.

Vale ressaltar que não existem valores limites para esses índices, eles devem ser interpretados através de comparações com a literatura por meio de estudos realizados para a mesma espécie estudada, considerando condições ambientais semelhantes para minimizar os erros da avaliação.

2.7 Análise histológica

As análises histológicas foram realizadas utilizando apenas o fígado dos indivíduos, para tal, foram utilizados apenas 23, pois houve ressecamento de algumas amostras, impossibilitando o uso das 39. Inicialmente os órgãos foram fixados por imersão em formaldeído por 24 horas. Em seguida, as amostras foram transferidas para a solução Davidson (álcool, água e ácido acético) por 24 horas e então levadas para etanol 70% até o processamento. No laboratório Centro de Diagnóstico de Enfermidades de Organismos Aquáticos (CEDECAM/LABOMAR/UFC) as peças foram seccionadas, montadas em histocassetes e então foram colocados em cestas do Processador Automático de Tecidos Lupetec Modelo PT05 TS. O protocolo de processamento consistiu em banhos sucessivos de uma hora em etanol em concentrações crescentes (70%, 80% duas vezes, 95% duas vezes, 100% três vezes), seguido de xilol (duas vezes), seguido de parafina líquida (duas vezes). Os blocos resultantes foram desbastados por lâmina de 10 μm e em seguida cortados em seções de 5 μm em um micrótomo LEICA MR2125RTS, transferidos para lâminas de vidro revestidas com albumina e colocados para secar por 24 horas. As lâminas resultantes continham 2-3 seções de cada bloco e foram coradas pelo método padrão de Hematoxilina e Eosina para serem examinadas por microscopia de luz (Bell & Lightner, 1988).

A classificação das análises histológicas ocorreu conforme a estabelecida previamente por Bernet *et al.* (1999), considerando as características da reação e o grau de reversibilidade, a Tabela 3 apresenta as alterações analisadas e seus respectivos graus de reversibilidade. A Equação 5 foi utilizada para calcular o Índice de Alterações Histopatológicas (IAH), os maiores valores encontrados para o índice indicam maior alteração patológica nos indivíduos.

$$IAH = \sum_{alt} (a \times w) \quad \text{(Equação 5)}$$

Onde, (a) diz respeito à frequência com que as alterações aparecem, variando de 0 a 3, de acordo com a quantidade de alterações observadas, sendo assim, 0 indica que nenhuma alteração foi observada no indivíduo, 1 a 2 indica alterações em quantidades moderadas e 3 alterações em maior quantidade. E (w) indica a reversibilidade, variando também de 1 a 3, neste caso, 1 indica uma alteração de fácil reversibilidade, 2 indica que a alteração é potencialmente reversível e 3 são alterações mais graves, geralmente irreversíveis.

Tabela 3: Tipos de lesões analisadas nas amostras de fígado dos peixes e grau de reversibilidade (w) para cada uma.

Tipos de lesões	Grau de reversibilidade (w)
Congestão vascular	1
Hemorragia	1
Melanomacrófagos	1
Parasitas	2
Vacuolização	2
Infiltração leucocitária	2
Necrose	3
Neoplasia	3

Fonte: Bernet *et al.*, 1999.

2.8. Análise Estatística

2.8.1 Análise estatística dos dados cromatográficos

Os dados cromatográficos foram tratados estatisticamente utilizando o software de código aberto Excel® e PAST 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

Para verificar a normalidade dos dados foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk, com intuito de verificar a distribuição dos dados entre as amostras que devem ser analisadas nas diferentes regiões. Se o valor-p <0,05 a distribuição é considerada não normal e deve ser estudado por Mann-Whitney, um teste não paramétrico. Para usar o método não paramétrico é necessário a realização de um pré tratamento pelo método Burnaby isométrico para remover

as distorções acentuadas dos dados amostrais. O método Mann-Whitney, permite avaliar as medianas das regiões estudadas (Distrito de Ibiapaba e Oiticica) verificando semelhanças e diferenças.

2.8.2 Análise estatística dados histológicos

O tratamento de dados estatísticos foi realizado utilizando o software *Graphpad Prism* versão 8.0.2, nele foram realizados testes de normalidade para os dados obtidos com relação aos IAH, a fim de verificar se eles seguem uma distribuição normal (gaussiana), importantes para escolher os testes estatísticos posteriores (paramétricos ou não paramétricos).

Desse modo, o software realizou os seguintes testes: Anderson-Darling Test, D'Agostino & Pearson Test, Shapiro-Wilk Test e Kolmogorov-Smirnov Test. Assim, foi obtida normalidade em todos os testes na localidade de Ibiapaba e normalidade com D'Agostino & Pearson Test e Shapiro-Wilk Test na localidade de Oiticica. Nesse caso de variações de resultados, prioriza-se o Shapiro-Wilk Test pois, é o mais robusto em análises de diferentes tipos de distribuição e tamanhos de amostras (Razali & Wah, 2011). Sendo assim, os valores foram considerados dados normais, possibilitando a aplicação de testes paramétricos a fim de testar as diferenças entre os grupos.

O software também realizou o Teste T que compara as médias das amostras para determinar se há diferença significativa entre elas, e o Teste F que compara a variância.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Estudo nos níveis de triazinas e organofosforados nos peixes das localidades estudadas

A Tabela 4 apresenta as concentrações médias e seus respectivos desvios padrões dos diferentes compostos do grupo das Triazinas nos dois locais distintos: Ibiapaba (no entorno da APA) e Oiticica (no interior da APA). De maneira geral, observa-se na Tabela 4 que a presença de Triazinas foi relativamente semelhante nos dois locais estudados, com pequenas variações entre as médias. Observa-se, ainda, a ausência de 4 compostos ausentes ou em concentrações nulas sendo eles Terbutilazina, Secbumeton, Prometrina e Terbutrina.

Dentre os compostos detectados, o Atraton apresentou as maiores concentrações médias em ambos os locais (29,70 ng/g em Ibiapaba e 29,13 ng/g em Oiticica), embora com um desvio padrão expressivamente maior em Ibiapaba ($\pm 53,97$), sugerindo maior variabilidade nas amostras deste local.

Outros compostos com concentrações moderadas incluem a Simetrina, detectada em ambas as regiões com valores similares (7,12 ng/g em Ibiapaba e 6,72 ng/g em Oiticica), e a Propazina, com maior média em Ibiapaba (4,26 ng/g) em comparação a Oiticica (2,33 ng/g). Esses resultados indicam um padrão de presença relativamente constante para alguns herbicidas, embora com flutuações entre os locais possivelmente relacionadas a diferenças no uso agrícola, tipo de solo, ou dinâmica de transporte ambiental dos compostos.

Tabela 4: Concentrações médias de Triazinas em ng/g, de amostras de peixes nas localidades de Ibiapaba e Oiticica, Crateús-CE.

Compostos	Locais			
	Ibiapaba		Oiticica	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Atraton	29,70	53,97	29,13	29,13
Prometron	2,51	5,26	3,09	3,09
Simagina	3,24	3,35	2,39	2,39
Atrazina	1,27	1,38	1,28	1,28
Propazina	4,26	6,77	2,33	2,33
Terbutilazina	0,00	0,00	0,00	0,00
Secbumeton	0,00	0,00	0,00	0,00
Simetrina	7,12	6,28	6,72	6,72
Ametrina	1,55	2,66	2,87	2,87
Prometrina	0,00	0,00	0,00	0,00
Terbutrina	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Autora, 2025.

A Tabela 5 apresenta as concentrações médias e seus respectivos desvios padrões dos seguintes Organofosforados, Malation, Clorpirifos e Metilparation, para peixes de Ibiapaba e Oiticica. O composto malation foi o mais abundante em ambos os locais, com médias próximas (8,21 ng/g em Ibiapaba e 7,93 ng/g em Oiticica). A variabilidade nas concentrações nas amostras refletem em elevados valores de desvio padrões. A ampla variabilidade pode ser reflexo de aplicações pontuais e irregulares desse composto na região e/ou diferentes taxas de degradação ambiental local.

O Clorpirifós também foi detectado nos dois locais, com maior concentração média em Oiticica (3,68 ng/g) em comparação a Ibiapaba (1,78 ng/g), sugerindo uma maior frequência de uso dos pesticidas a base de Clorpirifós na região ou acúmulo do mesmo no local.

O desvio padrão encontrado para as amostras de Clorpirifós em Oiticica ($\pm 1,43$) indica menor variabilidade nas amostras em relação a Ibiapaba, ou seja, uma homogeneidade do teor de contaminantes nos indivíduos.

O Organofosforado do tipo Metilparation não foi detectado em nenhum dos dois locais, com valores nulos para média e desvio padrão, indicando ausência ou concentrações abaixo do limite de detecção do método utilizado. Esses dados evidenciam que, entre os organofosforados analisados, Malation e Clorpirifós são os principais contaminantes presentes nas áreas estudadas. Vale ressaltar que os valores das concentrações encontradas para as duas classes de contaminantes estão listadas no Apêndice C.

Tabela 5: Concentrações médias de Organofosforados em ng/g, de amostras de peixes nas localidades de Ibiapaba e Oiticica, Crateús-CE.

Compostos	Locais			
	Ibiapaba		Oiticica	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Malation	8,21	8,21	7,93	8,35
Clorpirifos	1,78	1,78	3,68	1,43
Metilparation	0,00	0,00	0,00	0,00

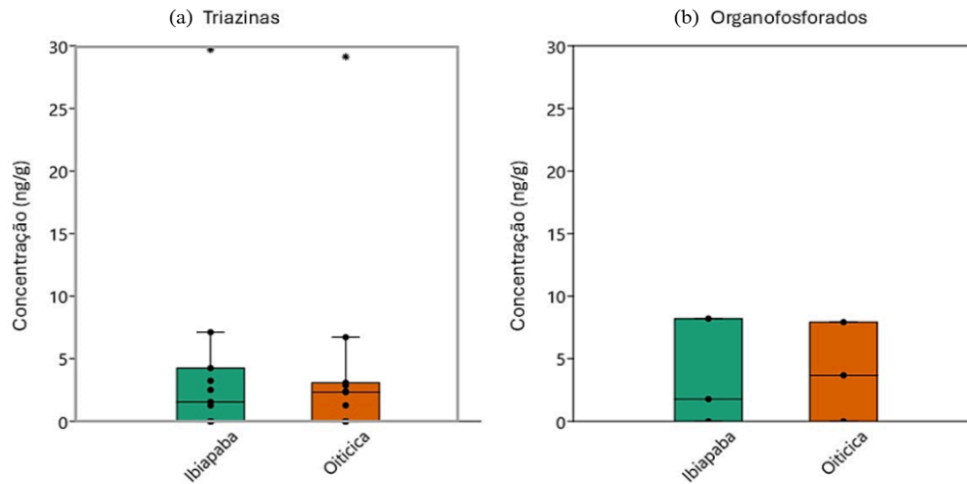
Fonte: Autora, 2025.

A distribuição das concentrações de Triazinas e Organofosforados em dois locais distintos (Ibiapaba e Oiticica), pode ser visualizada na Figura 3 (a-b). A Figura 3 sugere, ainda, que tanto Triazinas quanto Organofosforados estão presentes nos dois locais em concentrações comparáveis, com maior variação pontual entre as Triazinas

Observando a Figura 3-a verifica-se a presença de valores dispersos (*outliers*) mais evidentes em Ibiapaba do que em Oiticica para o contaminante da Triazina já observado anteriormente na Tabela 4. Os valores de medianas próximas de amplitude comparável sugere que, apesar de a maioria das amostras apresentarem concentrações moderadas, alguns indivíduos específicos exibiram picos elevados, possivelmente relacionados a aplicação pontual de herbicidas, o que corrobora com uma região mosaica de usos agrícolas.

Analisando a Figura 3-b referente a concentração de organofosforados, verifica-se valores menos dispersos indicando ausência de *outliers*, fato já previsto pela análise do desvio padrão indicado na Tabela 5. As distribuições mais homogêneas indicam menor variabilidade nas amostras nas duas localidades estudadas.

Figura 3: Somatório das concentrações de (a) Triazinas e (b) Organofosforados analisadas em amostras de peixes de Ibiapaba e Oiticica, Crateús-CE.



Fonte: Autora, 2025.

A identificação de Triazinas e Organofosforados nas localidades colabora com o cenário discutido por Khatib et al. (2022), destacando que Atrazinas, Terbutilazina, Clorpirifós e Malation estão entre os mais comumente detectados em corpos d'água em todo o mundo, incluindo a América do Sul, ressaltando a persistência desses poluentes em ecossistemas aquáticos. A capacidade dos peixes de bioacumular pesticidas é um fator crítico para a saúde desses organismos. A lipofilicidade dos pesticidas e o coeficiente de partição n-octanol-água ($\log k_{ow}$) são fatores que determinam a taxa de acumulação de pesticidas em organismos vivos (Finizio et al., 1997). Os Clorpirifós apresentam valor alto de $\log k_{ow}$, elevando sua capacidade de bioconcentração em peixes, o que explica a presença desses poluentes nas espécies analisadas, principalmente em Oiticica.

A exposição dos peixes a baixas doses, mas por períodos prolongados, pode causar danos celulares e teciduais, o que acaba prejudicando o estado de saúde dos peixes tornando-os vulneráveis a estressores adicionais. Fatores como o tipo de pesticida, a temperatura da água e a concentração dos contaminantes participam da cinética de absorção e fixação nos indivíduos estudados (Khoshnood 2024). Neste contexto temos que considerar o aumento das temperaturas da água nesta região provocada pelas mudanças climáticas a qual provoca o aumento do índice de evaporação e da concentração dos poluentes. Se considerarmos que o rio Poti no Ceará, nos períodos de estiagem, formam lagoas e que, em virtude do aumento de períodos de seca cada vez maiores, os peixes confinados neste

ambiente aquático estão mais suscetíveis ao contato com os poluentes, os danos a saúde das espécies nativas podem ser intensificado podendo ser irreversível, prejudicando a biodiversidade dentro da APA e no bioma caatinga. Outro fator importante a ser evidenciado é o fato que os peixes podem absorver e fixar vários contaminantes ao mesmo tempo, somando-se os efeitos deletérios.

3.1.1 Análise estatística dos níveis de contaminantes nos peixes das localidades

A Tabela 6 os valores encontrados para o teste de normalidade Shapiro-Wilk. Observa-se que os dados não apresentaram distribuição normal sendo necessário aplicar o teste não paramétrico de Mann-Whitney pairwire.

Tabela 6: Resultado do Teste de normalidade Shapiro-Wilk

Teste de normalidade Shapiro-Wilk		
	Ibiapaba	Oiticica
N	14,00	14,00
Shapiro-Wilk W	0,58	0,57
p(normal)	$2,57 \times 10^{-5}$	$2,44 \times 10^{-5}$

Fonte: Autora, 2025.

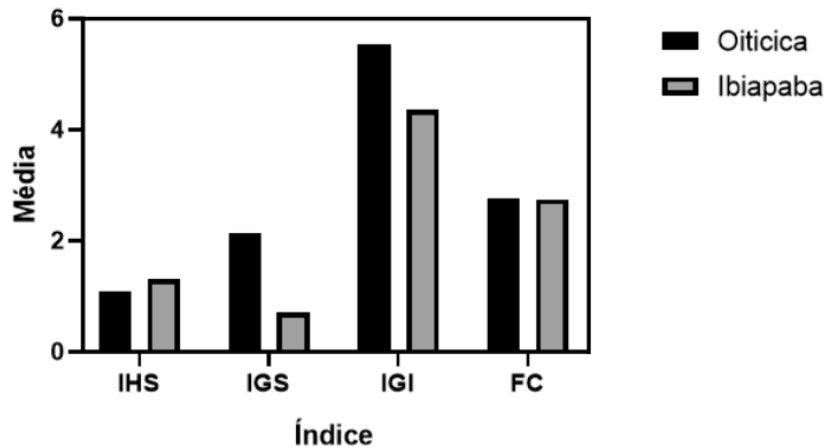
Os dados obtidos para o método Mann-Whitney pairwire encontram-se no Apêndice D. Os valores obtidos para p apresentaram uma variação entre 0,1939 e 1, o que indica que não houve diferença estatisticamente significativa entre os pares de pesticidas comparados nesses casos conforme evidenciado nas Tabelas 6 e 7.

Os valores de p igual a 1, encontrados para os pares comparados, formados pelo próprio software, Terbutilazina *versus* Secbumeton; Terbutilazina *versus* Prometrina; Terbutilazina *versus* Metilparation; Secbumeton *versus* Prometrina; Secbumeton *versus* Metilparation; Prometrina *versus* Metilparation sugerem que as distribuições deles são quase idênticas, sem nenhuma evidência de diferença.

3.2 Avaliação da saúde dos peixes

A avaliação dos índices de saúde dos peixes apresentou variações consideráveis entre os locais de estudo, sugerindo possíveis diferenças no estado fisiológico dos indivíduos, na alimentação e nas contaminações das áreas, a Figura 4 apresenta os valores médios de cada índice em relação à localidade.

Figura 4: Média dos índices em porcentagem (%) de acordo com a localidade. IHS- Índice Hepatosomático; IGS- Índice Gonadosomático; IGI- Índice Gastrossomático; FC- Fator de Condição.



Fonte: Autora, 2025.

O IHS teve variação de 0,41% a 2,70% considerando os dois locais. Os maiores valores encontrados foram na localidade de Ibiapaba sendo 2,70% e 1,95% ambos sendo observados em tilápias, indicando maior atividade metabólica e podendo estar associado a uma resposta referente a presença de contaminantes no local. Em contrapartida, o menor valor encontrado foi na espécie *Hoplias malabaricus* (traíra), 0,41%, na localidade de Oiticica, indicando menor atividade hepática. Os resultados encontrados estão significativamente acima dos valores observados por Ada & Ayotunde (2013) que variaram de 0,015% a 0,047% em *Oreochromis niloticus* (tilápias) expostas a diferentes concentrações de atrazina durante 14 dias. O estudo indica que o peso do fígado destes animais estava diminuindo mais rapidamente em comparação com o peso corporal, resultando em uma diminuição progressiva do IHS à medida que as concentrações de contaminantes aumentavam.

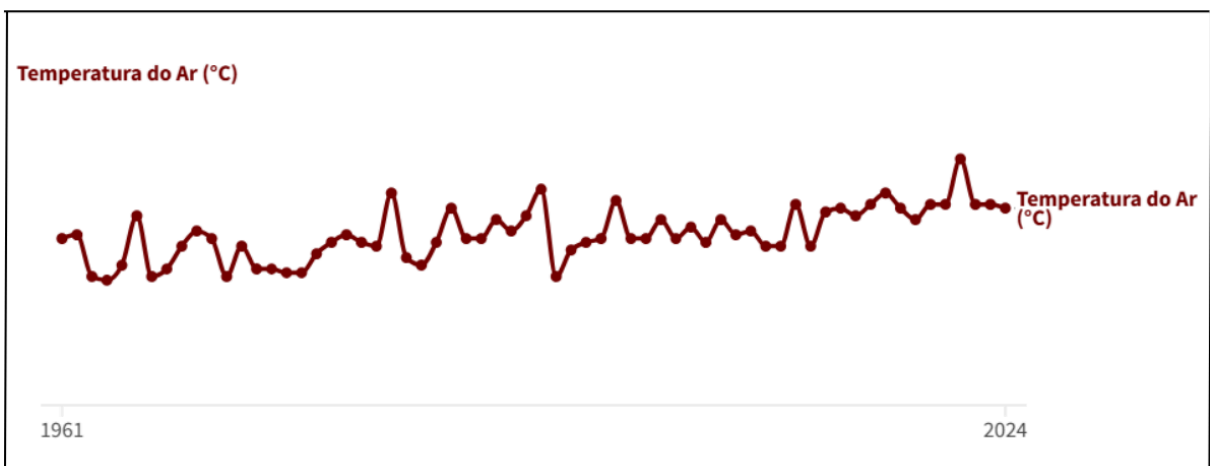
No que diz respeito ao IGS, a variação foi de 0,07% a 5,05% também considerando os dois locais, apresentando abrangência expressiva. O maior valor encontrado refere-se ao *Leoporinus friderici* (piauí) em Oiticica, com índice igual a 5,05%, seguido do *Cichla monoculus* (tucunaré) com índice igual a 2,95% em Ibiapaba, indicando que estes indivíduos apresentam fase reprodutiva desenvolvida. Já os valores mais baixos foram encontrados em Ibiapaba para o *Hypostomus pleocostus* (bodó), 0,07% e *Oreochromis niloticus* (tilápia) com 0,09%. Os valores máximos e mínimos observados estão em desacordo com os de Ada & Ayotunde (2013) que variam de 0,055% a 0,085%, o estudo menciona que essa diminuição pode estar associada com a mudança de temperatura da água. Brulé *et al* (2022) destaca que

temperaturas acima de 30°C podem causar perturbações nas atividades endócrinas envolvidas na reprodução dos peixes e modificações na síntese de hormônios reprodutivos. Além do impacto direto na reprodução, as ondas de calor, seguidas de temperaturas elevadas, podem aumentar a dissipação de poluentes (Hermann *et al.*, 2023).

O mês de agosto é um mês historicamente seco no sertão cearense, de modo que qualquer chuva observada tende a ficar abaixo da média climatológica anual para a região (731,2 mm). Dados da Agência Nacional das Águas (ANA) mostram que nos meses de maio, junho, julho e agosto de 2024 não foram registradas precipitações significativas no município de Crateús, com destaque para o mês de julho e agosto com ausência total de chuvas. Os registros de chuvas dos últimos 10 anos para o distrito de Ibiapaba apontam chuvas escassas durante o mês de agosto. Além disso, vale mencionar que a temperatura média do mês de agosto em Crateús é de 27,4°C e a máxima de 34,2°C (COGERH, 2021), dando início ao período de secas no município, o que impacta no aumento do aquecimento da água, principalmente ao final do dia. A Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) aponta que a temperatura do estado do Ceará aumentou 1,8°C nos últimos 63 anos, evidenciando os efeitos do aquecimento global e das mudanças climáticas.

A Figura 5 apresenta média anual de temperatura para todo o Estado do Ceará nos últimos 40 anos (1961 a agosto de 2024). Os dados foram extraídos da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme) e indicam que a cada década houve um incremento de 0,3°C na temperatura média do ar no Estado.

Figura 5: Temperatura média do ar no Ceará entre 1961 a 2024



Fonte: Funceme, 2024. Visualizado em Jornal OPovo

A temperatura máxima média, no mês de agosto, para o município de Crateús encontra-se em torno de 34 °C, O reflexo do aquecimento do ar afeta diretamente a temperatura da água o que acelera o metabolismo dos organismos, acarretando em impactos negativos, como a respiração e o crescimento das espécies (Souza, 2021).

O estudo de Rodrigues (2016), evidencia, também, que variações de temperatura da água podem afetar o consumo de alimentos, ocasionando em um maior desvio energético para a captação de oxigênio, redução do consumo de alimentos, podendo levar a morte do animal, em casos mais extremos. Em relação ao IGI houve uma ampla variação de 1,04% a 18,14%. Os menores valores foram observados na Ibiapaba, sendo a *Oreochromis niloticus* (tilápia) com 1,04% e o *Leoporinus friderici* (piauí) com 1,32%, demonstrando escassez alimentar ou maior intervalo alimentar prévio à coleta. Em contraste, os maiores foram provenientes de Oiticica, sendo a *Serrasalmus rhombeus* (piranha) a espécie a apresentar o valor de 18,14% e o *Leoporinus friderici* (piauí) 11,45%, isso indica uma ingestão nutricional adequada ou alimentação recente. Este fato levanta a hipótese de que apesar de alimentados a qualidade do alimento quanto ao teor de contaminantes pode interferir na saúde dos peixes em Oiticica uma vez que nas análises histológicas apresentadas na seção 3.3 evidenciam danos no tecido do fígado.

Para o fator de condição (FC) a variação também foi expressiva com valores de 0,62% a 5,21%, sendo os maiores valores observados em Oiticica para o *Geophagus brasiliensis* (cará preto) com 5,21% e 4,69%, evidenciando adequado estado corporal. Já o menor encontrado foi em Ibiapaba referente ao *Hypostomus pleocostus* (bodó) com 0,62%, seguido da *Hoplias malabaricus* (traíra) com 1,45% coletado também em Ibiapaba, demonstrando organismos com baixo grau de bem-estar. Este fato pode estar diretamente relacionado com a presença de OPPs detectadas nas áreas pesquisadas, uma vez que o estudo de Qayoom *et al.* (2024) demonstrou que a exposição crônica ao Clorpirifós afetou significativamente o crescimento de *Oreochromis niloticus* (tilápias), portanto, pode haver uma relação entre os baixos valores de FC encontrados e a exposição aos contaminantes, que acabam interferindo nas condições corporais dos indivíduos.

Além das Triazinas, a identificação de pesticidas Organofosforados enriquece a análise dos índices de saúde nos peixes. Os Organofosforados afetam a fisiologia e o metabolismo desses animais, induzindo o estresse oxidativo e alterações biológicas, além disso, causam disrupção endócrina e reprodutiva (Mukherjee *et al.*, 2025). Dessa forma, refletindo nos baixos valores de IGS encontrados, comprometendo a capacidade reprodutiva dos indivíduos

afetados. Além disso, estão associados a redução do IHS devido aos danos hepáticos que podem ocasionar.

Os resultados obtidos apresentam uma heterogeneidade nos índices biométricos das espécies analisadas, sendo influenciada por fatores ecológicos, como a disponibilidade de alimento, e fisiológicos, como o ciclo reprodutivo. Além disso, a presença de Triazinas e Organofosforados surge como um fator de estresse químico determinante. O IHS baixo, observado em espécies na Ibiapaba, corrobora para a hipótese, indicando condições ambientais que causam distúrbios, como a exposição a poluentes. Em contraste, o FC, que avalia o grau de bem-estar geral do peixe, apresentou altos valores em Oiticica em comparação com Ibiapaba, indicando melhores condições de saúde e nutrição, possivelmente devido à menor exposição a esses poluentes (Vargas, 2018).

As Atrazinas, atuam como desreguladores endócrinos nos organismos de peixes (Bila e Dezotti, 2007), os baixos valores de IGS encontrados no *Hypostomus pleocostus* (bodó) e na *Oreocromus niloticus* (tilápia), na localidade de Ibiapaba sugerem o prejuízo reprodutivo destes contaminantes nos organismos das espécies. Esse contaminante afeta principalmente a morfologia gonadal masculina, induzindo menos efeitos sobre as fêmeas (Rohr & McCoy, 2009). Além disso, são capazes de comprometer o comportamento locomotor dos organismos, podendo torná-los menos ativos, acarretando no menor empenho na busca por alimentos (Silva, 2023). Sendo assim, os peixes que se alimentam menos, apresentam menores valores de IGI, perdendo peso, o que consequentemente afeta negativamente o FC, essa relação pode explicar os baixos valores observados em Ibiapaba para a *Oreocromus niloticus* (tilápia) e o *Leoporinus friderici* (piauí).

3.3 Análise histológica

Foram analisadas 10 amostras de fígado de peixe para a localidade de Ibiapaba e 13 amostras para a localidade de Oiticica, ao realizar a análise histológica por microscopia de luz, foi observada pelo menos uma alteração em todos os indivíduos estudados. A Tabela 7 elenca o percentual de frequência de alterações para cada localidade.

Tabela 7: Percentual de frequência de alterações nas localidades de Oiticica e Ibiapaba

Percentual de frequência de alterações		
Alteração	% Oiticica	% Ibiapaba
Congestão Vascular	0,2307692308	0,1
Hemorragia	0,2307692308	0
Melanomacrófagos	0,6923076923	1
Parasitas	0,2307692308	0,1
Vacuolização	0,4615384615	0,6
Infiltração Leucocitária	0,2307692308	0,1
Necrose	0,2307692308	0,2
Neoplasia	0	0

Fonte: Autora, 2025.

A ocorrência de melanomacrófagos foi maior na localidade de Ibiapaba, no qual todos os indivíduos apresentaram a alteração. Já a localidade de Oiticica apresentou essa característica em nove indivíduos. Esse tipo de modificação está associada ao acúmulo de melanina nas células, centros de melanomacrófagos fornecem indicadores de condições estressantes no ambiente aquático (Abdel-Moneim *et al.*, 2012).

A vacuolização, caracterizada pela formação de vacúolos no fígado de animais, apresentou a mesma incidência nas duas localidades, com seis indivíduos afetados em cada uma delas. Estudos de Silva (2004) com lambaris evidenciam que a intensa vacuolização está relacionada ao acúmulo de glicogênio no fígado, de modo que as condições ambientais não interferem no estoque de glicogênio.

A congestão vascular teve maior ocorrência em Oiticica, no qual foi observada em três indivíduos sendo das espécies *Serrasalmus rhombeus* (piranha), *Geophagus brasiliensis* (cará preto) e *Leoporinus friderici* (piauí). Já em Ibiapaba, a alteração foi observada em apenas um indivíduo, sendo ele da espécie *Leoporinus friderici* (piauí). Essa alteração é caracterizada pelo acúmulo de sangue em vários vasos do tecido.

A infiltração leucocitária é entendida como o acúmulo de leucócitos, e teve prevalência também na localidade de Oiticica, afetando três indivíduos. Em contrapartida, afetou apenas um indivíduo em Ibiapaba. O aumento da congestão vascular e da infiltração leucocitária indicam progressão inflamatória e são uma resposta imune no fígado de peixes expostos a triazinas (Destro *et al.*, 2021).

A hemorragia é descrita como o acúmulo de sangue no tecido fora do vaso, e também foi predominante em Oiticica, afetando três indivíduos, sendo eles *Leoporinus friderici* (piauí), *Cichla monoculus* (tucunaré) e *Geophagus brasiliensis* (cará preto), já em Ibiapaba não foram identificados peixes com esse tipo de alteração.

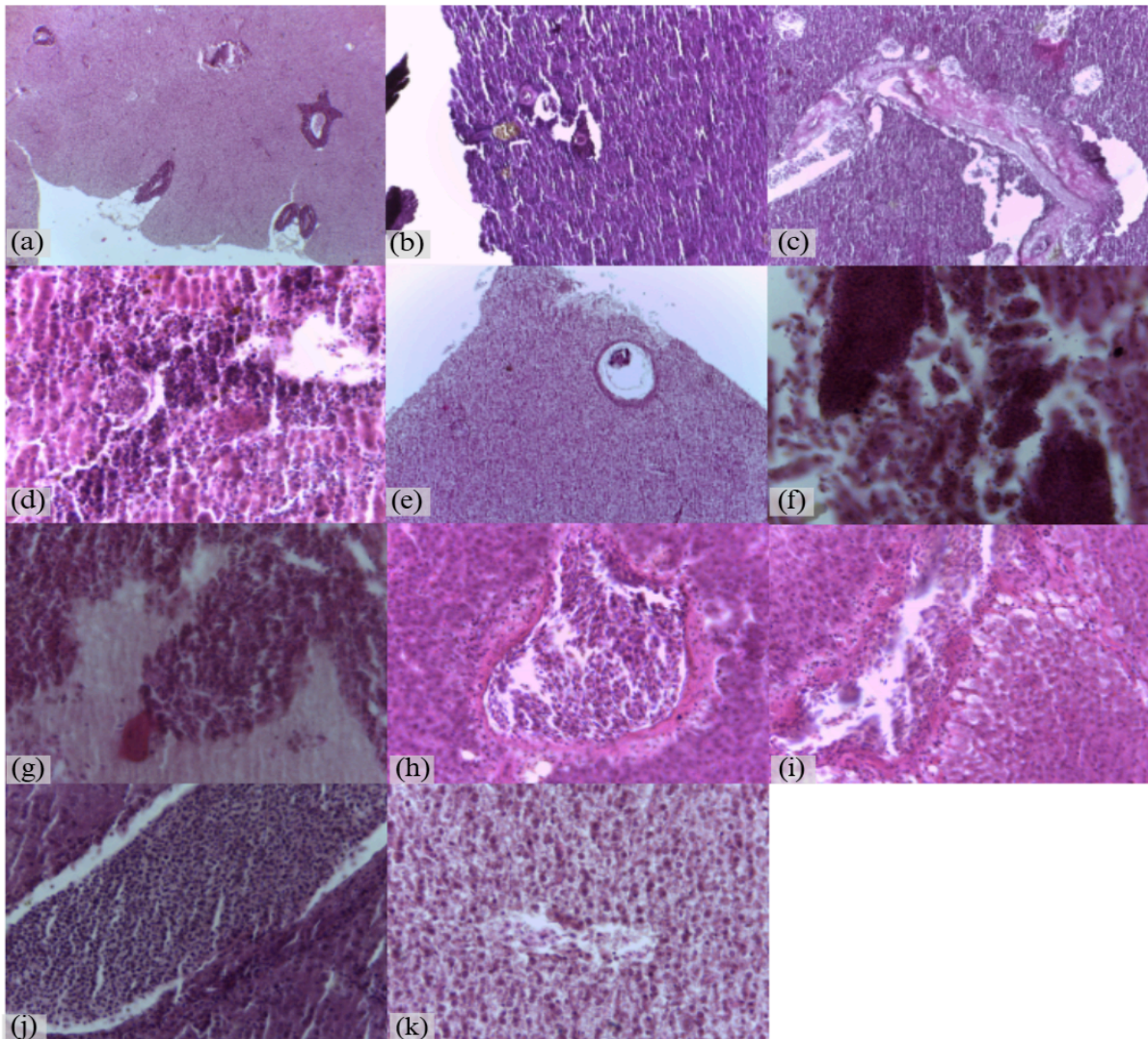
A necrose foi detectada com maior frequência em Oiticica, no qual foi registrada sua presença em três indivíduos, das espécies *Leoporinus friderici* (piauí) e *Geophagus brasiliensis* (cará preto). Já em Ibiapaba, foi observada em apenas dois, referentes a *Oreochromis niloticus* (tilápia) e *Hypostomus pleocostus* (bodó). A necrose, quando está presente em grande parte do tecido, pode causar problemas como a falha do funcionamento do órgão (Arruda, 2023). A necrose elevada em Oiticica, localidade que apresenta maiores valores referentes a presença de clorpirifós, pode ser justificada como consequência do estresse oxidativo causado por esse contaminante.

O estresse oxidativo ocorre devido aos efeitos prejudiciais das espécies reativas de oxigênio (EROs), que são células estáveis contendo oxigênio. A exposição a pesticidas pode causar desequilíbrio no organismo, aumentando a produção de EROs e reduzindo as defesas antioxidantes do corpo, acarretando no acúmulo excessivo de EROs, resultando em morte celular (Khatib *et al.*, 2022).

Os parasitas ocorreram em maior quantidade na localidade de Oiticica, estando presente nas espécies de *Serrasalmus rhombeus* (piranha) e *Leoporinus friderici* (piauí). A localidade de Ibiapaba registrou presença de parasitas em apenas uma amostra, referente à espécie *Leoporinus friderici* (piauí).

Nenhuma das 23 amostras apresentou ocorrência de neoplasia (crescimento anormal das células), porém foram encontradas outras alterações como alteração no ducto biliar (granulomatose), hipertrofia (aumento das células) e alteração nos vasos. A Figura 6 ilustra todas as alterações observadas nos indivíduos estudados.

Figura 6: Fotomicrografias das alterações histopatológicas encontradas nos fígados dos peixes estudados (a) fígado sem alterações (b) melanomacrófagos (c) alteração no ducto biliar (d) infiltração leucocitária (e) parasita (f) hemorragia (g) necrose (h) alteração nos vasos (i) hipertrofia (j) congestão vascular (k) vacuolização.

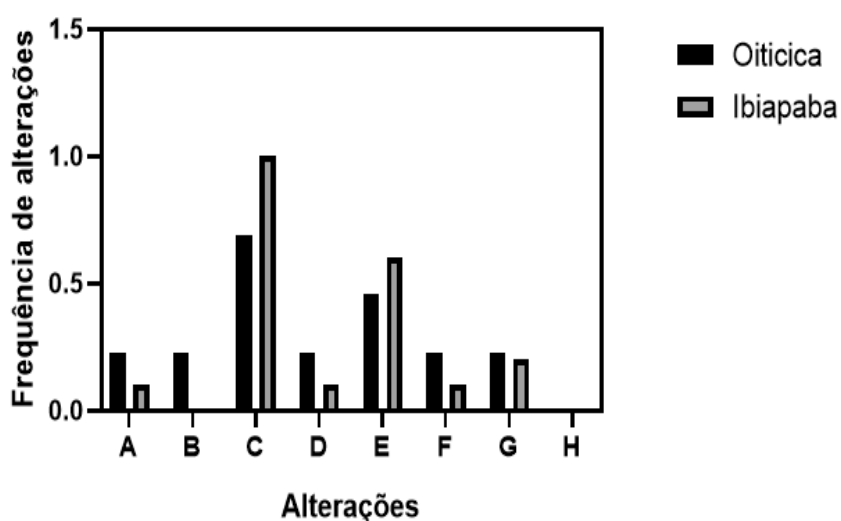


Fonte: Autora, 2025

O uso contínuo de agrotóxicos, em especial as triazinas e os organofosforados, a baixa qualidade da água, o aumento da concentração de poluentes em decorrência da evaporação, são interpretados como sendo os causadores das alterações encontradas (Castro *et al.*, 2014). Destacando que períodos prolongados de seca tem a capacidade de potencializar a concentração de pesticidas em águas superficiais, levando a uma maior persistência desses contaminantes no meio ambiente (Chow *et al.*, 2023).

A Figura 7 apresenta o gráfico com o comparativo entre as frequências de alteração nas duas localidades. É notório que Oiticica apresenta maior número de alterações, contendo mais indivíduos que apresentam congestão vascular, hemorragia, parasita, infiltração leucocitária e necrose. Já Ibiapaba apresenta mais indivíduos com melanomacrófagos e vacuolização. Como visto anteriormente, os valores dos índices de saúde são maiores em Oiticica, o que significa que a saúde dos peixes deveria ser maior nesta localidade, apresentando menor quantidade de lesões.

Figura 7: Comparativo da frequência de alterações histopatológicas observadas nas localidades de Oiticica e Ibiapaba, representando a quantidade de indivíduos que apresentam tais alterações. A- Congestão vascular; B - Hemorragia; C- Melanomacrófagos; D- Parasitas; E- Vacuolização; F-Infiltração leucocitária; G- Necrose; H- Neoplasia.



Fonte: Autora, 2025.

De acordo com os resultados encontrados através do índice de Bernet (IAH), foi observado que os maiores valores observados são referentes a localidade de Oiticica, variando de 2 a 22, com valor médio de $10,46 \pm 6,79$. Já Ibiapaba tem IAH que varia de 2 a 20, com média $8,8 \pm 5,56$, ressaltando que quanto maior o índice maior é a alteração histopatológica do indivíduo. A Tabela 8 expressa os valores encontrados para as respectivas espécies analisadas de acordo com a localidade, é observado que as espécies com índices mais altos são *Leoporinus friderici* (piauí) e *Geophagus brasiliensis* (cará preto), ambas com IAH igual a 22 e localizadas em Oiticica, seguidas do *Hypostomus plecostus* (bodó), com IAH igual a 20, referente a Ibiapaba.

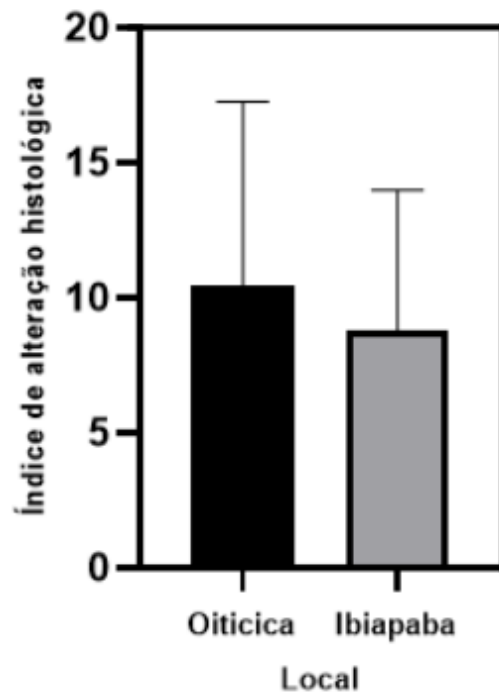
Tabela 8: Índices de Alteração Histopatológica (IAH) encontrados para as localidades de Ibiapaba e Oiticica e suas respectivas espécies.

Índices de Alteração Histopatológica (IAH)			
Nome da espécie	Índice de Ibiapaba	Nome da espécie	Índice de Oiticica
Tilápia	8	Piranha	6
Tilápia	8	Piranha	6
Tilápia	6	Piranha	12
Tilápia	6	Piranha	12
Tilápia	12	Piau	22
Bodó	6	Piau	18
Bodó	20	Traíra	4
Piau	14	Tucunaré	6
Bodó	2	Cará preto	6
Tilápia	2	Cará preto	14
		Cará preto	22
		Piau	2
		Piau	6

Fonte: Autora, 2025.

A Figura 8 apresenta o gráfico com a comparação entre os valores médios para as duas localidades, a análise estatística sugere que não há diferença significativa ($p > 0,05$) e que as semelhanças entre os grupos são maiores do que as diferenças. O Teste F observa a dispersão dos dados e não realiza uma comparação entre as médias, concluindo que os dois grupos têm um nível de variação interna parecido. Já o Teste T realiza a comparação das médias, embora haja uma diferença numérica de 1,66 (10,46 - 8,8), o teste com p igual a 0,5278 ($p > 0,05$) afirma que a diferença não é estatisticamente relevante. O motivo disso é a dispersão dos dados, que apresentam valores internos de cada grupo com variação considerável, tornando a diferença entre as médias pequenas.

Figura 8: Comparativo entre a média do índice de alteração histológica nas localidades de Oiticica e Ibiapaba.



Fonte: Autora, 2025

Em suma, não é possível afirmar que os valores médios de IAH de Oiticica são maiores em comparação com Ibiapaba, sendo assim, não se pode afirmar que uma localidade apresenta mais peixes com registro de alterações histopatológicas do que a outra. Estudos como o de Van Dyk *et al* (2012) também não encontraram diferença significativa ($p > 0,05$) ao comparar diferentes locais contaminados. Sugerindo que as duas localidades apresentam peixes com a mesma quantidade de alterações, demonstrando que os pesticidas interferiram do mesmo modo tanto dentro, quanto no entorno da APA.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. As concentrações de Tiazinas e Organofosforados nos distritos de Ibiapaba e Oiticica são estatisticamente semelhantes. A detecção dos contaminantes dentro da APA é um alerta preocupante, pois mesmo sendo uma área protegida não está imune aos efeitos dos contaminantes.
2. A semelhança entre os valores estatísticos para as contaminações dentro e fora da APA podem ser um reflexo da persistência dos compostos depositados nos sedimentos, derivado de contaminações anteriores à proteção da área, sendo intensificado pelas secas, que diminuem a quantidade de água, acarretando no aumento da concentração dos pesticidas.
3. A análise dos índices de saúde revelou que existem uma série de fatores adversos comprometendo a saúde dos peixes como o uso de pesticidas, as mudanças climáticas, em especial o aumento das temperaturas e a escassez de chuvas, que geram estresse nos organismos, tornando-os mais vulneráveis. Essa vulnerabilidade envolve a redução da capacidade reprodutiva e o comprometimento do bem-estar das espécies, o que pode acarretar no declínio populacional, gerando prejuízos à qualidade geral do ecossistema.
4. As alterações histopatológicas encontradas comprovam os efeitos da poluição na saúde do ecossistema, sendo a necrose uma das alterações mais severas encontradas.
5. A presença das Triazinas e dos organofosforados em pequenas quantidades não causam morte imediata, mas podem gerar efeitos crônicos afetando as populações, resultando em perda de espécies e alterações na cadeia alimentar.
6. A concentração de Triazinas e dos Organofosforados nos indivíduos estudados são por sua vez inferior às observadas em testes toxicológico em espécies não nativas citadas na literatura, no entanto, os efeitos climáticos provocam exposição prolongada afetando o poder de regeneração ou recuperação das espécies.
7. A pesquisa reforça a necessidade da intensificação do monitoramento ambiental, em especial dentro da APA e da implementação eficiente de medidas mitigadoras dos impactos causados pelos poluentes. Além disso, vê-se a necessidade de incentivar práticas agrícolas mais sustentáveis, de modo a diminuir as poluições causadas pelos agentes químicos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-MONEIM, Ashraf M.; AL-KAHTANI, Mohamed A.; ELMENSHAWY, Omar M.. Histopathological biomarkers in gills and liver of *Oreochromis niloticus* from polluted wetland environments, Saudi Arabia. **Chemosphere**, [S.L.], v. 88, n. 8, p. 1028, 2012.

ADA, Fidelis Bekeh; AYOTUNDE, Ezekiel Olatunji. Ganado-hepato-somatic Index of *Oreochromis niloticus* Sub Adults Exposed to Some Herbicides. **International Journal Of Aquaculture**, [S.L.], v. 3, p. 49, 2013.

ADOKIYA, Martin Nyaaba; OROU-SEKO, Abdou; AGBOHESSI, Prudencio Tachégnon; WEZENA, Cletus Adiyaga; ADONG, Julius Waamsasiko; NAPPS, Abdul-Latif Fuseini; TOKO, Ibrahim Imorou; NDAGO, Joyce Aputere; ACHANA, Felix. Pesticide contamination and associated health risks in fish from Libga and Builpela reservoirs, Northern Ghana. **Bmc Environmental Science**, [S.L.], v. 2, n. 1, p. 12, 2025.

AL-DEGHAYEM, Waleed A.; AL-BALAWI, Hamoud F.; KANDEAL, Saleh A.; SULIMAN, El Amin M. Gonadosomatic index and some hematological parameters in African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) as affected by feed type and temperature level. **Brazilian Archives Of Biology And Technology**, [S.L.], v. 60, p. 10, 2017.

ARRUDA, Lucas de Oliveira. **Estudo Histológico do fígado e brânquias de *Cichla monoculus* (Perciformes, Cichlidae) e *Serrasalmus brandtii* (Characiformes, Serrasalmidae) do baixo São Francisco**. 2023. 32 f. TCC (Graduação) - Curso de Zootecnia, Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, 2023.

BARENDRECHT, Marlies H.; MATANÓ, Alessia; MENDOZA, Heidi; WEESIE, Ruben; ROHSE, Melanie; KOEHLER, Johanna; RUITER, Marleen de; GARCIA, Margaret; MAZZOLENI, Maurizio; AERTS, Jeroen C. J. H.. Exploring drought-to-flood interactions and dynamics: a global case review. **Wires Water**, [S.L.], v. 11, n. 4, p. 22, 2024.

BERNET, D; HS SCHMIDT; W MELER; P BURKHARDT-HOLM; T WAHLI. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal Of Fish Diseases**, Berne, v. 22, p. 25, 1999.

BILA, Daniele Maia; DEZOTTI, Márcia. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: Efeitos e consequências. **Quim. Nova**, v. 30, p. 651, 2007.

BORGES, Rodrigo Barbosa. **Otimização das condições de extração e análise de herbicidas triazínicos com o emprego de cartuchos de extração em fase sólida (SPE) à base de monólitos poliméricos**. 2016. TCC (Graduação) - Curso de Licenciatura em Química, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Inhumas, 2016.

BRULÉ, Thierry; RENÁN, Ximena; COLÁS-MARRUFO, Teresa. Potential Impact of Climate Change on Fish Reproductive Phenology: a case study in gonochoric and hermaphrodite commercially important species from the southern gulf of Mexico. **Fishes**, [S.L.], v. 7, n. 4, p. 156, 2022.

CABRAL, Henrique; FONSECA, Vanessa; SOUSA, Tânia; LEAL, Miguel Costa. Synergistic Effects of Climate Change and Marine Pollution: an overlooked interaction in coastal and estuarine areas. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 16, n. 15, p. 2737, 2019.

CARDOSO, Alessandra Timóteo; LANÇAS, Fernando Mauro. Determination of triazine herbicides in environmental waters using graphene oxide-ionic liquid-based SBSE coupled to capillary liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Microchemical Journal**, [S.L.], v. 215, p. 114, 2025.

CASTRO, J.s.; SILVA, J.s.; FREITAS, L.C.; CARVALHO-NETA, R.N.F.. Biomarcadores histopatológicos na espécie *Hoplias malabaricus* (Pisces, Osteichthyes, Erythrinidae) em uma Unidade de Conservação de São Luís (MA). **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, [S.L.], v. 66, n. 6, p. 1687, 2014.

CEARÁ. **Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). Diagnóstico da Região Hidrográfica dos Sertões de Crateús**. Crateús, CE: COGERH, 2021. Disponível em:

<https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/PRODUTOS%20PLANOS%20FINALIZADOS/DIAGN%3%93STICO/DIAGN%3%93STICO%20SERT%3%95ES%20DE%20CRATE%3%9AS%20VERS%3%83O%20FINAL.pdf>. Acesso em: 22 ago. 2025.

CHOW, R.; CURCHOD, L.; DAVIES, E.; VELUDO, A.F.; OLTRAMARE, C.; DALVIE, M.A.; STAMM, C.; RÖÖSLI, M.; FUHRIMANN, S.. Seasonal drivers and risks of aquatic pesticide pollution in drought and post-drought conditions in three Mediterranean watersheds. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 858, p. 159, 2023.

DESTRO, Ana Luiza F.; SILVA, Stella B.; GREGÓRIO, Kemilli P.; OLIVEIRA, Jerusa M. de; LOZI, Amanda A.; ZUANON, Jener Alexandre S.; SALARO, Ana Lúcia; MATTA, Sérgio Luís P. da; GONÇALVES, Reggiani V.; FREITAS, Mariella B.. Effects of subchronic exposure to environmentally relevant concentrations of the herbicide atrazine in the Neotropical fish *Astyanax altiparanae*. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 208, p. 111, 2021.

FINIZIO, A.; VIGHI, M; SANDRONI, D. Determination of n-octanol/water partition coefficient (kow) of pesticide critical review and comparison of methods. **Chemosphere**, Milão, v. 34, n. 1, p. 131, 1996.

GUILOSK, Izonete Cristina. **Estudos *in vivo* e *in vitro* dos efeitos de pesticidas em peixes nativos**. 2009. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Farmacologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

HERMANN, Markus; PEETERS, Edwin T.H.M.; BRINK, Paul J. van Den. Heatwaves, elevated temperatures, and a pesticide cause interactive effects on multi-trophic levels of a freshwater ecosystem. **Environmental Pollution**. Wageningen, p. 12, 2022.

KHATIB, Ihab; RYCHTER, Piotr; FALFUSHYNSKA, Halina. Pesticide Pollution: detrimental outcomes and possible mechanisms of fish exposure to common organophosphates and triazines. **Journal Of Xenobiotics**, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 236, 2022.

KHOSHNOOD, Zahra. A review on toxic effects of pesticides in Zebrafish, *Danio rerio* and common carp, *Cyprinus carpio*, emphasising Atrazine herbicide. **Toxicology Reports**, [S.L.], v. 13, p. 101, 2024.

LEBARON, Homer M.; McFARLAND, Janis E.; BURNSIDE, Orvin C. The triazine herbicides: a milestone in the development of weed control technology. In: LEBARON, Homer M.; McFARLAND, Janis E.; BURNSIDE, Orvin C. (ed.). *The triazine herbicides: 50 years revolutionizing agriculture*. Elsevier, 2008. v. 16, p. 100, 2008.

LEHOTAY, Steven J. et al. Analysis of pesticide residues in eggs by direct sample introduction/gas chromatography/tandem mass spectrometry. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 49, n. 10, p. 4589, 2001.

MAIA, Maria Eduarda de Souza. Avaliação da toxicidade dos herbicidas diuron, glifosato, atrazina e suas misturas em embriões e larvas de peixe-zebra (*Danio rerio*). 2023. 71 f. **Dissertação (Mestrado)** - Curso de Pós-Graduação em Bioquímica, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

MEHTA, Kamal. Impact of Temperature on Contaminants Toxicity in Fish Fauna: a review. **Indian Journal Of Science And Technology**, [S.L.], v. 10, n. 18, p. 61, 2017.

MUKHERJEE, Dip; GHOSH, Surajit; MANDAL, Ahamadul Hoque; SAHA, Nimai Chandra; FAGGIO, Caterina; PASTORINO, Paolo; SAHA, Shubhajit. Silent threats beneath the surface: unraveling the impact of organophosphate toxicity on fish. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 985, p. 179, 2025.

OROU-SEKO, Abdou et al. Farmers' pesticide use and knowledge of aquatic ecosystem contamination with its perceived health risk from contaminated fish consumption in northern Ghana. **Scientific African**, [S.L.], v.50, p. 150, 2024.

PODOLSKA, Magdalena; NADOLNA-AŁTYN, Katarzyna; PAWLAK, Joanna; HORBOWY, Jan. The presence of nematodes in the liver of Baltic cod, *Gadus morhua*, is associated with a decline in condition factors and hepatosomatic index of the host. **Fisheries Research**, [S.L.], v. 273, p. 106, 2024.

PRESTES, Osmar D. et al. QuEChERS: um método moderno de preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massas. *Química Nova*, v. 32, p. 1620, 2009.

QAYOOM, Imtiyaz; BALKHI, Masood; MUKHTAR, Malik; ABUBAKR, Adnan; SIDDIQUI, Uzma; KHAN, Sameena; SHERWANI, Asma; JAN, Ishrat; SAYYED, Riyazali; MASTINU, Andrea. Assessing organophosphate insecticide retention in muscle tissues of juvenile common carp fish under acute toxicity tests. **Toxicology Reports**, [S.L.], v. 12, p. 253, 2024.

Razali, N. M., & Wah, Y. B. Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. **Journal of Statistical Modeling and Analytics**, p. 21-33, 2011.

RIBEIRO, Yves Moreira; MOREIRA, Davidson Peruci; WEBER, André Alberto; SALES, Camila Ferreira; MELO, Rafael Magno Costa; BAZZOLI, Nilo; RIZZO, Elizete; PASCHOALINI, Alessandro Loureiro. Adverse effects of herbicides in freshwater Neotropical fish: a review. **Aquatic Toxicology**, [S.L.], v. 252, p. 106, 2022.

RODRIGUES, Evelize Cristina. **Efeito da temperatura da água sobre o desempenho, composição corporal e utilização do alimento em juvenis de curimba *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2016.

ROHR, Jason R.; MCCOY, Krista A.. A Qualitative Meta-Analysis Reveals Consistent Effects of Atrazine on Freshwater Fish and Amphibians. **Environmental Health Perspectives**, Tampa, v. 118, p. 13, 2010.

ROSENDO, Emanuel Andrade Alves; BARBOSA, Karoline Carvalho; FARIAS, Luisa Gardenia Alves Tomé; LEITINHO, Janaína Lopes; LOPES, Francisco das Chagas da Costa. Águas do rio poti no ceará: Um estudo dos interferentes orgânicos e metálicos em águas de superfície. **Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária**, v. 10, p. 15, 2019.

SANTANA, Ligia Maria Borges Marques; CAVALCANTE, Rivelino Martins. Transformações Metabólicas de Agrotóxicos em Peixes: uma revisão. **Orbital - The Electronic Journal Of Chemistry**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. 150, 2016.

SCHENCK, Annette et al. The endosomal protein Appl1 mediates Akt substrate specificity and cell survival in vertebrate development. *Cell*, v. 133, n. 3, p. 486, 2008.

CEARÁ. APA do Boqueirão do Rio Poti. **Secretaria do Meio Ambiente e Mudança do Clima do Ceará**. Disponível em:

<https://www.sema.ce.gov.br/gestao-de-ucs/unidades-de-conservacao-uso-sustentavel/areas-de-protecao-ambiental/apa-do-boqueirao-do-rio-poti/>. Acesso em: 13 ago. 2025.

SILVA, Andressa das Graças. **Alterações histopatológicas de peixes como biomarcadores da contaminação aquática**. 2004. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia e Botânica, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2004.

SILVA, Caroline Loureiro do Nascimento. **Ecotoxicidade da atrazina em ambientes aquáticos: uma investigação com enfoque na planária *Girardia tigrina***. 2023. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Agroquímica, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde, Rio Verde, 2023.

SOARES, Paulo Roberto Serrão. **Estudos de biotransformação de pesticidas organofosforados e biometilação de compostos fenólicos por fungos de ambientes marinhos**. 2016. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

SOUSA, Ana Clara Rosendo de. **Avaliação dos níveis de agrotóxico em peixes no Rio Poti, Crateús, Ceará, Brasil**. 2025. TCC (Graduação) - Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2025.

SOUZA, CRISTIANE MARINHO DE. **Influência do aumento da temperatura sobre a toxicidade de agrotóxicos para a biota aquática: Uma revisão sistemática com meta-análise sob a perspectiva das mudanças climáticas**. 2021. Dissertação (Mestrado em Desastres Naturais) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia; Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), São José dos Campos, 2021.

SULTANA, Tamanna; TASNIM, Jarin; TALUKDER, Md Walid Hossain; MIA, Mohammad Liton; SUCHANA, Shamsun Nahar; AKTER, Fatema; SALEH, Md Abu; AFRIN, Mst

Farhana; UZZAMAN, Monir. Physicochemical and toxicological studies of some commonly used triazine-based herbicides; In-silico approach. **Informatics In Medicine Unlocked**, [S.L.], v. 42, p. 101, 2023.

VAN DYK, J.C.; COCHRANE, M.J.; WAGENAAR, G.M.. Liver histopathology of the sharptooth catfish *Clarias gariepinus* as a biomarker of aquatic pollution. **Chemosphere**, [S.L.], v. 87, n. 4, p. 301, abr. 2012.

VARGAS, Dámaso Ángel Rubio. **Avaliação do risco de exposição da água do Rio Iguaçu em exemplares de tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*), mantidos em condições experimentais de laboratório**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Biologia Celular e Molecular, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

VIEIRA, Carlos Eduardo Delfino; TESSER, Maria Eduarda; MELETTI, Paulo Cesar; MARTINEZ, Claudia Bueno dos Reis. Chronic in-situ exposure to pesticide-contaminated water bodies impairs the metabolism, growth, and performance of the freshwater fish *Prochilodus lineatus*. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 995, p. 180, set. 2025.

ZHAO, Lingchao; YANG, Mengyao; YU, Xiaowen; LIU, Lijuan; GAO, Chen; LI, Huaxin; FU, Sui; WANG, Wei; WANG, Jun. Presence and distribution of triazine herbicides and their effects on microbial communities in the Laizhou Bay, Northern China. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 186, p. 114, 2023.

APÊNDICE A - CONDIÇÕES CROMATOGRÁFICA

Parameter	NPD
Coluna	DB-5MS (30 m × 0,25 mm × 0,25 µm)
Rampa	200°C, 15 min; 250°C, 10 min; 300°C, 25 min.
Tempo de corrida	25 min
Detector Temperatura	280°C
Sistema de injeção	Splitless; 1,0 min
Temperatura de injeção	Começou em 60°C e aumentou para 280°C em um minuto.
Volume de injeção	1,0µL
Gás	Nitrogênio
Fluxo	1,0 mL/min

APÊNDICE B - CURVA ANALÍTICA

Class	Compound	Linear regression	Range	LD Limite de deteccção	LQ Limite de quantificação
TPs	Atraton	$y = 0,1747x - 0,0756$	0,5-100	3,15	9,56
	Prometon	$y = 0,1205x - 0,1186$	0,5-100	1,49	4,53
	Simazine	$y = 0,1431x - 0,0656$	0,5-100	0,82	2,48
	Atrazine	$y = 0,1034x - 0,1215$	0,5-100	1,74	5,29
	Propazine	$y = 0,0635x - 0,1092$	0,5-100	3,27	9,89
	Terbutylazine	$y = 0,0675x - 0,0997$	1-100	9,29	28,14
	Secbumeton	$y = 0,2352x - 0,0768$	1-100	1,31	3,97
	Simetria	$y = 0,5302x - 0,1618$	0,5-100	0,13	0,38
	Ametryn	$y = 0,3677x - 0,1384$	0,5-100	0,69	2,08
	Prometryne	$y = 0,3693x - 0,1215$	1-100	0,46	1,41
	Terbutryn	$y = 0,2995x - 0,0899$	1-100	0,41	1,24
OPPs	Methyl Parathion	$y = 1,7128x - 0,658$	0,5-100	0,13	0,39
	Malathion	$y = 0,7184x - 0,4113$	0,5-100	0,26	0,79
	Chlorpiryfos	$y = 1,5839x - 0,8061$	0,5-100	0,21	0,65

APÊNDICE C - CONCENTRAÇÕES DOS CONTAMINANTES

Compostos	IB_M_1	IB_M_2	IB_M_3	IB_M_4	IB_M_5	IB_M_6	IB_M_7	IB_M_8	IB_M_9	IB_M_10	IB_M_11	IB_M_12	IB_M_13	IB_M_14	IB_M_16	IB_M_17	IB_M_18	IB_M_19	IB_M_20
TPs																			
ATRATON	0,000	7,859	4,880	7,661	5,079	5,692	58,026	224,97 1	89,474	4,696	61,618	4,634	36,417	0,000	42,214	0,000	5,553	5,520	0,000
PROMETRON	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	3,810	8,240	0,000	0,000	0,000	0,000	2,657	20,904	9,123	2,920	0,000	0,000	0,000
SIMAGINA	0,000	0,000	8,015	4,574	0,000	0,000	5,695	0,000	0,000	4,538	6,028	0,000	0,000	9,256	0,000	4,725	5,805	7,272	5,703
ATRASINA	0,000	0,000	1,987	0,000	1,911	4,386	0,000	2,137	0,000	0,000	1,706	1,731	0,000	2,762	0,000	2,275	0,000	3,298	1,935
PROPAZINA TERBUTILAZI NA	0,000	0,000	1,285	1,626	1,539	11,182	9,642	24,152	0,000	4,561	0,000	0,000	0,000	4,615	3,810	1,168	0,000	17,420	0,000
SECBUMETON	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
SIMETRINA	10,786	0,000	9,191	6,978	11,971	27,022	10,044	7,244	6,669	9,453	7,111	6,692	8,936	0,000	0,000	0,000	6,585	6,691	0,000
AMETRINA	0,000	0,000	0,000	5,671	0,000	0,000	5,868	0,000	0,000	5,601	0,000	6,333	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	5,927
PROMETRINA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
TERBUTRINA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
ΣTPs	10,786	7,859	25,358	26,510	20,499	48,282	93,085	266,74 5	96,143	28,849	76,463	19,390	48,009	37,537	55,146	11,088	17,942	40,202	13,565
OPPs																			
MALATION	11,819	4,099	3,526	4,636	0,000	22,543	6,050	7,286	0,000	16,568	22,283	26,955	3,529	19,962	6,992	13,302	6,831	13,066	18,897
CLORPIRIFOS METILPARATI ON	3,979	4,119	4,158	4,267	5,471	4,423	3,976	4,099	3,932	3,931	4,157	0,000	4,006	4,068	3,984	3,982	0,000	0,000	0,000
ΣOPPs	15,798	8,218	7,683	8,903	5,471	26,966	10,026	11,385	3,932	20,499	26,440	26,955	7,536	24,030	10,976	17,285	6,831	13,066	18,897
Σ TOTAL	26,584	16,078	33,041	35,413	25,970	75,248	103,11 0	278,12 9	100,07 5	49,348	102,902	46,345	55,545	61,566	66,122	28,372	24,773	53,268	32,462

Compostos	OI_M_2 2	OI_M_2 3	OI_M_2 4	OI_M_2 5	OI_M_2 6	OI_M_2 7	OI_M_2 8	OI_M_2 9	OI_M_3 0	OI_M_3 1	OI_M_3 2	OI_M_3 3	OI_M_3 4	OI_M_3 5	OI_M_3 7	OI_M_3 8	OI_M_3 9
TPs																	
ATRATON	0,000	0,000	5,327	0,000	6,668	4,719	0,000	5,888	18,255	0,000	5,058	5,039	0,000	122,404	0,000	4,662	5,008
PROMETRON	0,000	3,494	0,000	4,301	2,053	0,000	0,000	3,054	12,245	0,000	2,450	0,000	0,000	0,000	0,000	2,276	0,000
SIMAGINA	0,000	4,831	4,987	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	4,950	0,000	5,131	0,000	4,457	0,000	4,756	0,000
ATRASINA	2,035	1,713	2,695	2,968	2,994	0,000	1,781	0,000	2,376	0,000	2,930	2,549	2,218	0,000	0,000	0,000	0,000
PROPАЗINA TERBUTILAZIN A	0,000	1,521	0,000	1,405	3,656	2,686	2,179	2,934	0,000	0,000	0,000	0,000	8,966	0,000	0,000	0,000	0,000
SECBUMETON	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
SIMETRINA	13,974	6,621	20,219	0,000	19,212	10,630	7,620	0,000	7,487	0,000	7,314	6,634	13,407	0,000	0,000	0,000	6,584
AMETRINA	5,982	0,000	6,081	6,202	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	5,807	0,000	5,381	0,000	0,000	0,000	5,391
PROMETRINA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
TERBUTRINA	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
ΣTPs	21,991	18,180	39,308	14,875	34,584	18,036	11,580	11,876	40,363	4,950	23,558	19,353	29,973	126,861	0,000	11,694	16,983
OPPs																	
MALATION	31,198	9,474	14,942	11,842	19,895	12,743	9,638	4,822	0,000	4,025	0,000	0,000	0,000	4,806	3,494	3,905	4,103
CLORPIRIFOS METILPARATIO N	3,979	4,119	4,158	4,267	5,471	4,423	3,976	4,099	3,932	3,931	4,157	0,000	4,006	4,068	3,984	3,982	0,000
ΣOPPs	35,177	13,593	19,099	16,110	25,366	17,165	13,614	8,921	3,932	7,956	4,157	0,000	4,006	8,875	7,477	7,887	4,103
Σ TOTAL	57,168	31,773	58,408	30,985	59,949	35,201	25,194	20,797	44,295	12,907	27,715	19,353	33,979	135,736	7,477	19,581	21,086

APÊNDICE D - RESULTADO DO TESTE DE MANN-WHITNEY

	Atraton	Prometron	Simagina	Atrasina	Propazina	Terbutilazina	Secbumeton	Simetrina	Ametrina	Prometrina	Terbutrina	Malation	Clorpirifos	Metilparation
ATRATON		0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,2207	0,1939	0,1939	0,1939
PROMETRON			0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,2207	0,1939	0,1939	0,1939
SIMAGINA				0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,2207	0,1939	0,1939	0,1939
ATRASINA					0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,2207	0,1939	0,1939	0,1939
PROPАЗINA						0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,1939	0,2207	0,1939	0,1939	0,1939
TERBUTILAZINA							1	0,1939	0,1939	1	0,2207	0,1939	0,1939	1
SECBUMETON								0,1939	0,1939	1	0,2207	0,1939	0,1939	1
SIMETRINA									0,1939	0,1939	0,2207	0,1939	0,1939	0,1939
AMETRINA										0,1939	0,2207	0,1939	0,1939	0,1939
PROMETRINA											0,2207	0,1939	0,1939	1
TERBUTRINA												0,2207	0,2207	0,2207
MALATION													0,1939	0,1939
CLORPIRIFOS														0,1939

METILPARATION

AGRADECIMENTOS

À equipe do Laboratório de Contaminantes (Lacor) do LABOMAR, em especial ao Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante pela disponibilidade e por ceder o espaço para a realização da pesquisa; a Dr^a Antônia Duciene Feitosa Lima pela valiosa colaboração na realização das análises e interpretação dos dados; à Prof^a Dr^a Flávia Yoshie Yamamoto pelo auxílio na análise dos dados histológicos; e à Dr^a Maria das Graças Lima Coelho, servidora técnica, pela preparação das lâminas histológicas para a análise.

Ao gestor do Parque Estadual Cânion Cearense do Rio Poti, Danilo Soares Melo, pela disponibilidade e auxílio com as licenças e autorizações necessárias para a realização deste estudo, junto a Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Ceará e Mudança do Clima do Governo do Estado do Ceará (SEMA-Ce).