

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
DOUTORADO EM BIOLOGIA

DANIELA DA CUNHA SILVEIRA

**CONCENTRAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM CÉREBRO, FÍGADO, RIM E MÚSCULO,
DE UM PEIXE ILIÓFAGO NO RIO DOS SINOS**

São Leopoldo 2025

DANIELA DA CUNHA SILVEIRA

**CONCENTRAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM CÉREBRO, FÍGADO, RIM E MÚSCULO,
DE UM PEIXE ILIÓFAGO NO RIO DOS SINOS**

Tese, apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Biologia, área de concentração: Diversidade e Manejo da Vida Silvestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Orientadora: Profa. Dra. LUCIANA PAULO GOMES

S587 Silveira, Daniela da Cunha

Concentração de microplásticos em cérebro, fígado, rim e músculo, de um peixe iliófago no Rio dos Sinos. / Daniela da Cunha Silveira. - São Leopoldo, 2025.

100 f.: il.

Tese (Doutorado em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2025.

Orientação: Luciana Paulo Gomes

1. Biologia 2. Microplásticos 3. Ecotoxicologia 4. Fator de condição 5. Diferença sexual 6. Vida silvestre I. Gomes, Luciana Paulo Gomes. II. Título.

CDU 37

Dados internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária Responsável: Gabriela Pinheiro Souto – CRB 10/1549)

DANIELA DA CUNHA SILVEIRA

**CONCENTRAÇÕES DE MICROPLÁSTICO EM MÚSCULO, FÍGADO, RIM E
CÉREBRO DE UM PEIXE ILÍÓFAGO NO RIO DOS SINOS**

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Biologia, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), na área de concentração Diversidade e Manejo da Vida Silvestre.

Aprovado em 28 de agosto de 2025

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Maria Virginia Petry – UNISINOS

Profa. Dra. Andreia Neves Fernandes – UFRGS

Profa. Dra. Juliana da Silva – UFRGS

Profa. Dra. Fernanda Rabaioli da Silva – UNILASALLE

DEDICATÓRIA

Concluir esta tese foi um percurso de desafios, aprendizados e crescimento, que não teria sido possível sem o apoio e a contribuição de muitas pessoas às quais sou profundamente grata.

À minha família, pelo amor incondicional, paciência e apoio inabalável. Em especial aos meus filhos, Laís e Henrique, e ao meu companheiro de vida Carlos Alberto, pela presença constante, pelo acolhimento diário e por acreditarem no meu caminho, mesmo quando ele parecia difícil. Dedico este trabalho a vocês, que caminharam comigo até aqui, tornando esta conquista possível.

Laís e Henrique, que a resiliência da mamãe, nos momentos difíceis que sempre foram compartilhados em família, inspire vocês a acreditarem na própria força, e que vocês vejam, em cada passo meu, um exemplo de coragem, amor e esperança para enfrentar a vida. Sigam sempre em frente, nunca desistam dos seus sonhos. O mundo, meus amores, é de vocês. E saibam que sempre estarei aqui, caso queiram voltar!

E ao meu fiel companheirinho de quatro patas, Spike, que chegou justamente no início do doutorado e partiu no exato momento em que o finalizo, mas que permanecerá eternamente no meu coração. Obrigada por ter estado ao meu lado em todos os momentos solitários de escrita, por sua companhia silenciosa, presença constante e amor puro. Esta conquista também é sua!

***[Alice: "Isso é impossível..." Chapeleiro Maluco:
"Só se você acreditar que é."]***

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu melhor amigo, grande incentivador e companheiro de vida, Carlos Alberto, pelo apoio incondicional. Se não fosse por você, eu não estaria aqui. Nos momentos em que deixei de acreditar, você esteve ao meu lado, me apoiando e segurando minha mão. Obrigada por caminhar comigo, por acreditar em mim e por ser força e amor em todos os momentos. Obrigada, obrigada de coração!

Ao meu amigo e colega do Programa de Pós-Graduação em Biologia Marcos Dums, minha profunda gratidão. Em especial, agradeço pelos momentos em que, diante das dificuldades de conciliar o trabalho e as exigências acadêmicas, nossas trocas tornaram-se um alento. Em meio ao cansaço e às incertezas, poder compartilhar dúvidas e angústias fez toda a diferença e renovou minhas forças. Seguimos juntos, com respeito, amizade e admiração.

À Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes, agradeço a orientação técnica e pelas contribuições científicas ao longo do doutorado. Agradeço também pela forma silenciosa, mas firme, com que me protegeu em momentos que eu nem percebia, guiando-me nos caminhos mais difíceis.

À equipe técnica e aos laboratórios envolvidos — Marlon, Diego e Nena — pela colaboração fundamental nos experimentos e análises, em especial ao Diego, pela contribuição no desenvolvimento das etapas metodológicas desta pesquisa.

À Profa. Dra. Andreia Neves Fernandes, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), agradeço a valiosa contribuição no desenvolvimento do protocolo. Seus insights, especialmente no início da pesquisa, foram fundamentais para a validação dos resultados e para o fortalecimento metodológico deste trabalho. Ao Prof. Dr. Thiago Rocha, da Universidade Federal de Goiás (UFG) agradeço sinceramente pela valiosa contribuição durante a etapa de qualificação do doutorado. Suas observações atentas, questionamentos pertinentes e sugestões técnicas foram fundamentais para o aprimoramento da pesquisa e para a elaboração do trabalho final. Seu olhar crítico e generoso teve papel essencial na construção deste caminho científico.

AGRADECIMENTOS À CAPES

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

*“Agradeço também todas as dificuldades que enfrentei, não fosse por elas eu não
teria saído do lugar.”*

RESUMO

A presente tese investigou a contaminação por microplásticos (MPs), um xenobiótico presente no meio ambiente, em uma espécie de peixe encontrada no Rio dos Sinos, RS. O objetivo principal foi de analisar a contaminação de MPs no cérebro, fígado, rim e músculo fígado, cérebro, rim e tecido muscular de peixes da espécie *Cyphocharax voga*. Como hipótese do estudo foi testada a existência de diferenças significativas na concentração de partículas plásticas nos órgãos estudados de 54 indivíduos, sendo 25 machos e 29 fêmeas. Para a identificação dos MPs foi utilizada a técnica de marcação química com o uso de corante Nile Red e posterior análise em microscópio de fluorescência. Os resultados indicaram maior concentração média de MPs/g no cérebro (192 ± 124 MP/g), seguida pelo fígado (65 ± 37 MP/g), rim (47 ± 25 MP/g) e tecido muscular (39 ± 24 MP/g). A análise também revelou diferenças significativas na contaminação de MPs entre os sexos dos peixes no cérebro e no fígado. Observou-se uma correlação significativa média entre o fígado e o rim ($p = 0,004$; $r = -0,481$), bem como entre o cérebro e o rim ($p = 0,012$; $r = -0,424$). Além disso, os resultados evidenciam presença de MPs em todas as partes amostradas e reforçam o cérebro como órgão sensível para biomonitoramento. Fragmentos de MPs foram a forma observada em maior quantidade, avaliada como significativamente diferente entre as demais (espumas/filmes, esferas e fibras). Embora não tenha sido encontrada correlação entre a concentração de MPs e o fator de condição (K_n), um dos objetivos secundários desse estudo, os resultados da pesquisa confirmam a hipótese inicial, evidenciando a existência de diferenças na contaminação de MPs em cérebro, fígado, rim e tecido muscular dos organismos aquáticos e a necessidade de monitoramento contínuo da poluição por MPs em ambientes impactados pela ação humana. Este trabalho oferece conhecimentos importantes sobre a ocorrência de MPs em peixes de água doce, que podem ser úteis para estudos futuros sobre os perigos desses poluentes para a saúde dos ambientes aquáticos, já que podem ser considerados como modelo para outros vertebrados, inclusive humanos.

Palavras-chave: Microplásticos, Ecotoxicologia, Fator de condição, Diferença sexual.

ABSTRACT

This thesis investigated contamination by microplastics (MPs), a xenobiotic present in the environment, in a fish species found in the Sinos River, RS. The main objective was to analyze MP contamination in the brain, liver, kidney, and muscle tissues of the species *Cyphocharax voga*. The study tested the hypothesis that there are significant differences in the concentration of plastic particles among the organs of 54 individuals, consisting of 25 males and 29 females. For the identification of MPs, the chemical staining technique with Nile Red dye was used, followed by fluorescence microscopy analysis. The results indicated a higher mean concentration of MPs/g in the brain (192 ± 124 MP/g), followed by the liver (65 ± 37 MP/g), kidney (47 ± 25 MP/g), and muscle tissue (39 ± 24 MP/g). The analysis also revealed significant differences in MP contamination between sexes in the brain and liver. A significant mean correlation was observed between the liver and kidney ($p = 0.004$; $r = -0.481$), as well as between the brain and kidney ($p = 0.012$; $r = -0.424$). Furthermore, the results evidenced the presence of MPs in all sampled tissues and reinforced the brain as a sensitive organ for biomonitoring. MP fragments were the most abundant form, occurring in significantly higher amounts compared to foams/films, spheres, and fibers. Although no correlation was found between MP concentration and the condition factor (Kn), one of the secondary objectives of this study, the research results confirmed the initial hypothesis, highlighting the existence of differences in MP contamination in the brain, liver, kidney, and muscle tissues of aquatic organisms, and underscoring the need for continuous monitoring of MP pollution in human-impacted environments. This work provides important knowledge on the occurrence of MPs in freshwater fish, which may be useful for future studies on the hazards of these pollutants to the health of aquatic environments, as they can be considered a model for other vertebrates, including humans.

Keywords: Microplastics, Ecotoxicology, Condition factor, Sexual difference.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bacia hidrográfica do Rio dos Sinos

Figura 2. Peixe da espécie *Cyphocharax voga*

Figura 3. Comparativo entre o TGI de peixes

Figura 4. Exemplos de partículas plásticas coradas com NR (aumento de 100x e 400x) sob o filtro de fluorescência de Rodamina: (a) fragmentos de MPs; (b) partículas esféricas; (c) partículas em forma de filme; (d) partículas em forma de fibra.

Figura 5. Resumo metodologia.

Figura 6. (a) América do sul; (b) Rio Grande do Sul; (c) Localização no mapa do RS da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos; (c) Localização da Cidade de Novo Hamburgo em relação a bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos; (e) Coordenadas ponto de coleta na localidade de Prainha no Rio dos Sinos.

Figura 7. Relação Massa x Comprimento determinado para *C. voga*.

Figura 8. Distribuição dos valores de Kn para *C. voga* no Rio dos Sinos.

Figura 9. Exemplos de partículas plásticas coradas com NR

Figura 10. Relação entre a concentração de MPs/g de tecido hepático e o fator de condição (Kn) dos peixes por sexo.

Figura 11. Infographic of the methodology applied in the study

Firura 12. Distribution of MPs/g concentrations in different analyzed tissues

Figura 13. Distribution of MPs/g concentration in different organs and muscle tissue of analyzed fish

Figura 14. Correlation between MP concentrations found in kidney and liver

Figura 15. Correlation between MP concentrations found in kidney and brain

Figura 16. Comparison between mean concentrations (MPs/g) found in different organs and muscle tissue of female and male *C. voga*.

Figura 17. Examples of plastic particles stained with NR under fluorescence: (a) fragment, (b) sphere, (c) film and pellets, (d) fiber

Figura 18. Distribution of different MP forms found in liver samples (n=20)

Figura 19. Distribution of different MP forms found in brain samples (n=24)

Figura 20. Distribution of different MP forms found in kidney samples (n=24)

Figura 21. Distribution of different MP forms found in muscle tissue samples (n=31)

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características de fêmeas e machos da espécie *C. voga* estudados.

Tabela 2. Contamination ratio compared to muscle tissue (lowest value)

Tabela 3. ANOVA results for MPs/g concentration in liver, brain, kidney and muscle tissue of *C. voga*, considering general analysis, females and males.

Tabela 4. Distribution of MP forms found in analyzed organs and muscle tissue

LISTA DE SIGLAS

MPs – Microplásticos

NR – Nile Red

RS – Rio Grande do Sul

BHRS – Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos

PEAD – Polietileno de Alta Densidade

PET – Polietileno Tereftalato

PVC – Policloreto de Vinila

KOH – Hidróxido de Potássio

NaCl – Cloreto de Sódio

µm – Micrômetro

Kn – Fator de Condição

ANOVA – Análise de Variância

IHS – Índice Hepatosomático

UNISINOS – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

DAPI – 4',6-diamidino-2-fenilindol

FITC – Isotiocianato de Fluoresceína

PCB – Bifenilas Policloradas

IC – Iniciação Científica

OMS – Organização Mundial da Saúde

WHO – World Health Organization

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

UNILASALLE – Centro Universitário La Salle

UV – Ultravioleta

DNA – Ácido Desoxirribonucleico

RNA – Ácido Ribonucleico

ppb – Partes por bilhão

ppm – Partes por milhão

µg – Micrograma

g – Grama

mg – Miligrama

µL – Microlitro

mL – Mililitro

L – Litro

cm – Centímetro

mm – Milímetro

kg – Quilograma

h – Hora

min – Minuto

Sumário

| | |
|---|----|
| DEDICATÓRIA | 04 |
| AGRADECIMENTOS | 05 |
| RESUMO | 07 |
| ABSTRACT | 08 |
| 1. APRESENTAÇÃO | 17 |
| 2. REFERENCIAL TEÓRICO | 19 |
| 2.1. Microplásticos: uma visão geral | 19 |
| 2.2. Rio dos Sinos: rio urbanizado do Sul da América do Sul | 32 |
| 2.3. <i>Chypocharax voga</i> : Peixes Curimatídeos Endêmicos da América do Sul | 33 |
| 2.4. Hipóteses e Objetivos | 38 |
| 2.5. Referências | 39 |
| 3. ARTIGO I – CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM FÍGADO DE PEIXES ILIÓFAGOS EM UM RIO URBANIZADO DE CLIMA SUBTROPICAL NO SUL DA AMÉRICA DO SUL | 49 |
| RESUMO | 49 |
| ABSTRAT | 50 |
| INTRODUÇÃO | 50 |
| METODOLOGIA | 52 |
| RESULTADOS | 56 |
| CONCLUSÕES | 65 |
| REFERENCIAS | 66 |
| 4. MICROPLASTIC ASSESSMENT IN LIVER, KIDNEY, BRAIN, AND MUSCLE TISSUE OF THE FISH SPECIES CYPHOCHARAX VOGA | 69 |
| ABSTRAT | 69 |
| INTRODUCTION | 70 |
| MATERIALS AND METHODS | 73 |
| Study Area | 73 |
| Fish characteristics and collection details | 73 |
| Microplastic extraction and identification | 74 |
| Contaminacion prevention | 75 |

| | |
|--|-----------|
| Data analysis..... | 75 |
| RESULTS AND DISCUSSION..... | 76 |
| Microplastics in liver, kidney, brain and muscle tissue of <i>C. voga</i> | 76 |
| Concentration of MPs identified in females and males of <i>C. voga</i> | 81 |
| Relationship Between MP Concentration in Organs and Muscle Tissue of <i>C. voga</i> with Condition Factor K_n | 84 |
| Characterization of form and size of MP particles found in different organs and muscle tissue of <i>C. Voga</i> | 84 |
| CONCLUSION..... | 90 |
| REFERENCES..... | 90 |
| 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 98 |
| 5.1 Principais destaques da pesquisa..... | 100 |

1. APRESENTAÇÃO

A presente tese foi organizada de forma a descrever, inicialmente, os principais aspectos científicos que fundamentam esse trabalho, por meio do referencial teórico. Nesse sentido, os microplásticos (MPs) são apresentados de maneira a destacar a relevância do tema no contexto atual. Desde sua primeira descoberta na década de 1970, esses poluentes se dispersaram por diversos ecossistemas e, atualmente, são considerados onipresentes, não apenas em matrizes ambientais, mas também nos organismos. No entanto, apesar do conhecimento conceitual avançado sobre esses contaminantes, os efeitos deletérios potenciais nos organismos selvagens de ambientes aquáticos ainda precisam ser mais bem compreendidos.

O Capítulo 2 tem como propósito caracterizar os MPs e discutir criticamente sua presença nos ecossistemas e organismos vivos, além de estabelecer critérios para a escolha das matrizes biológica e ambiental utilizadas neste estudo. Busca, ainda, embasar a definição dos objetivos e hipóteses que serão apresentados ao final do capítulo. Inicialmente, no item 2.1, é apresentada uma visão geral sobre os MPs, contemplando sua origem, classificação e potenciais impactos ambientais. O item 2.2 aborda o Rio dos Sinos, destacando sua importância ecológica, o processo de urbanização da bacia hidrográfica e a consequente vulnerabilidade à contaminação por poluentes emergentes. No item 2.3, é descrita a espécie *Chyphocharax voga*, um peixe Curimatídeo endêmico da América do Sul, considerado um potencial organismo bioindicador na detecção de microplásticos. O item 2.4 foi incluído nessa Tese para tratar do método central do trabalho, a Marcação química com Nile Red, de forma a indicar pré-testes que justificaram essa escolha. Por fim, o item 2.5 expõe as hipóteses e os objetivos da pesquisa, formulados a partir das discussões teóricas precedentes.

Na sequência, os Capítulos 3 e 4 são apresentados em formato de artigo, se publicado/aceito, seguindo o modelo da revista, se ainda em submissão, seguindo as normas da ABNT para trabalhos acadêmicos. O Capítulo 3 está formatado conforme as normas da revista onde o trabalho foi publicado, e o Capítulo 4, submetido, segue as diretrizes da ABNT.

O Capítulo 3, Artigo I - intitulado "*Contaminação por microplásticos em fígado*

de peixes iliófagos em um rio urbanizado de clima subtropical no sul da América do Sul", publicado na revista *Acta Biologica Brasiliensia* e investigou a concentração de MPs no fígado de peixes da espécie *Cyphocharax voga*, a possível correlação entre a concentração de MPs/g e o fator de condição (K_n), além de buscar identificar diferenças estatisticamente significativas na contaminação por MPs entre fêmeas e machos. Esse foi o primeiro órgão dos peixes estudados a ser avaliado e a escolha pela avaliação da correlação MP e K_n , além das variações entre sexo seguiram algumas das hipóteses buscadas com essa pesquisa. Esse artigo serviu ainda para consolidar o método adotado e a forma de se avaliar os resultados obtidos.

No Capítulo 4 – Artigo II - intitulado "*Microplastic assessment in liver, kidney, brain, and muscle tissue of the fish species Cyphocharax voga*", em fase de submissão na revista *Environmental Science and Pollution Research* (ISSN: 0944-1344), aprofunda-se na discussão sobre a presença de MPs nos diferentes órgãos estudados, fígado, cérebro, rim e tecido muscular, de peixes da espécie *Cyphocharax voga*, coletados no Rio dos Sinos, recurso hídrico localizado em região urbanizada do sul do Brasil. Analisaram-se as partículas presentes quanto à forma, tamanho e possíveis diferenças na contaminação por MPs associadas ao sexo e diferentes características fisiológicas dos indivíduos. O método utilizado foi a coloração com Nile Red e microscopia de fluorescência¹.

Por fim, a seção "Considerações Finais" (Capítulo 5) apresenta as conclusões e reflexões derivadas dos resultados obtidos ao longo da pesquisa e principais destaques da pesquisa.

¹ A análise apresentada no primeiro artigo considerou todas as amostras coletadas, sem exclusões. No segundo artigo, por sua vez, procedeu-se à remoção das amostras cujos brancos experimentais apresentaram maiores níveis de contaminação, de modo a minimizar possíveis vieses e garantir maior robustez na interpretação dos resultados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Esse capítulo inicia com uma visão geral sobre o tema “Microplásticos” (MPs) e na sequência apresentam-se as características do local de estudo, o Rio dos Sinos. Por fim, a espécie estudada é descrita. Tudo é relacionado, a partir de resumo das principais referências lidas, entre MPs, *Cyphocarax voga* e características ambientais, direcionando e finalizando o capítulo à apresentação das hipóteses e objetivos dessa pesquisa.

2.1. Microplásticos: uma visão geral

Materiais feitos de plástico possuem características que os tornam ideais para diversas aplicações. Em geral, são leves, versáteis, duráveis, e podem ser flexíveis ou rígidos, além de apresentarem boas propriedades em relação à densidade, desempenhando um papel essencial na sociedade moderna, sendo amplamente utilizado (Gamboa et al. 2024) e, em virtude de seu baixo custo, sua demanda ocorre de maneira frequente ao longo do século XXI (Souza; Parolin; Crispim, 2024).

Contudo, esse crescimento, aliado à má gestão dos resíduos, tem resultado em um problema grave: a contaminação persistente do ambiente natural por resíduos plásticos, que vem se tornando uma preocupação crescente (Geyer et al. 2017). Atualmente, esse problema se destaca como um dos principais desafios ambientais e socioeconômicos (Shi et al. 2024).

Nos últimos 50 anos, a poluição por plásticos, especialmente por microplásticos (MPs), tem se tornado cada vez mais abundante no ambiente aquático (Crawford; Quinn, 2017). Na última década, sua presença foi detectada em praticamente todos os ambientes e, devido à sua ampla distribuição nos ecossistemas e organismos vivos, esses fragmentos plásticos são considerados contaminantes onipresentes (Montagner et al. 2021).

As primeiras evidências de poluição por MPs no meio ambiente e de sua subsequente contaminação em animais datam da década de 1970. O artigo *Polystyrene spherules in coastal waters* (Carpenter et al. 1972), publicado na revista Science em 17 de novembro de 1972, já alertava sobre a presença de esférulas de poliestireno (0,1-2 mm) nas águas costeiras da Nova Inglaterra, com concentração de

5 partes por milhão. Segundo os autores essas partículas, além de estarem contaminadas por bifenilos policlorados e bactérias, estavam sendo consumidas por peixes com riscos de causarem bloqueio intestinal.

Logo depois, em 1973, a presença de MPs foi registrada pela primeira vez no Rio Grande do Sul, sendo identificadas partículas de polietileno com volume médio de 29,3 mm³ ao longo de 329 km no litoral Gaúcho, entre as praias de Torres e Bojuru. O estudo contabilizou, em média, 31,75 MPs/m² de areia, reforçando a ocorrência significativa de MPs na região ainda naquela década (Gomes, 1973).

Em 1997 Charles Moore descobriu pela primeira vez a Grande Mancha de Lixo do Pacífico no Oceano Pacífico. Ele observou que a grande maioria dos resíduos sólidos encontrados lá consistiam em pequenos pedaços de plástico (Newton, 2021).

Esses pequenos fragmentos plásticos são categorizados, com base em seu tamanho, em MPs e NPs (nanoplásticos). O termo MPs geralmente se refere a qualquer pedaço de plástico menor que 5 mm e maior que 1 µm em sua maior dimensão. Partículas plásticas menores que 1 µm são considerados NPs (Lambert; Wagner, 2018; Masi et al. 2024; Santos et al. 2013; Mendes et al. 2024).

Os MPs e NPs podem ser transportados pelo ar, por meio da água da chuva, do esgoto e de outras vias, atingindo corpos hídricos e contribuindo significativamente para a poluição aquática (Dris et al. 2015). Uma vez nos rios, podem flutuar na superfície, se dispersar na coluna d'água ou depositar-se no substrato. Pesquisas recentes relacionam a concentração de MPs em rios com a densidade populacional, com a urbanização e com a qualidade do saneamento básico das cidades (Schmidt; Krauth; Wagner, 2017; Bauer et al. 2022). Portanto, é essencial avaliar os efeitos biológicos decorrentes da exposição aos MPs, contribuindo para uma melhor compreensão de seus impactos ecológicos e toxicológicos (Panizzon. 2021).

Entretanto, heterogeneidade nos critérios de classificação do tamanho das partículas de MPs, aliada às variações metodológicas e às diferenças nos processos analíticos, representa um desafio para a comparação de dados entre estudos (Ceylan; Ari; Erdoğan, 2025). De acordo com Shi et al. (2024), a padronização da classificação do tamanho das partículas de MPs é fundamental para promover a colaboração científica e possibilitar a comparabilidade dos dados em escala global.

A presença de MPs tem sido registrada em ecossistemas aquáticos do mundo inteiro (Choong et al. 2021; Hassan et al. 2024; Gamboa et al. 2024; Aina et al. 2024; Jamal et al. 2025; Dar et al. 2025). Na região Sul do Brasil, um estudo conduzido pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) registrou, pela primeira vez, a presença de MPs nas águas do Lago Guaíba, em Porto Alegre, capital do Estado do Rio Grande do Sul (Bertoldi et al. 2021b).

Tanto Ferraz et al. (2020) quanto Panizzon (2021) não encontraram uma relação direta entre a concentração de MPs nas amostras de água e sedimento e o gradiente de urbanização na bacia do Rio dos Sinos. Entretanto, Bertoldi et al. (2021a), ao investigar a influência da urbanização, do desenvolvimento e dos tipos de ocupação do solo sobre as concentrações de MPs em amostras de água e sedimento do Lago Guaíba — localizado na região metropolitana de Porto Alegre e que recebe grandes volumes de água do Rio dos Sinos — observaram concentrações mais elevadas de MPs nas proximidades de áreas residenciais. Estudos como os de Chen et al. (2021) e Pompêo et al. (2022) corroboram essa relação entre urbanização e aumento da contaminação por MPs.

Apesar de serem reconhecidos como onipresentes no ambiente e classificados como contaminantes emergentes, quase seis décadas após a identificação dos primeiros MPs, ainda é necessário um esforço contínuo para compreender como impactam a saúde dos ecossistemas e a vida dos organismos (Montagner et al. 2021). Segundo Liu e Zheng (2025) a ciência sobre os MPs ainda está em estágio inicial, deixando muitas informações essenciais pouco exploradas e compreendidas (Newton, 2021).

Além disso, seu impacto no ambiente ecológico é caracterizado por uma dinâmica diversa, complexa e sistêmica, envolvendo múltiplas interações e efeitos nos ecossistemas.

Os MPs são polímeros, ou seja, macromoléculas constituídas por múltiplas unidades repetitivas ligadas por ligações covalentes. A síntese desses polímeros ocorre a partir de monômeros, que são moléculas individuais caracterizadas por uma única unidade estrutural repetitiva (Schlemmer; Andreani; Valadares, 2014). Polímeros podem ser naturais, como a seda, ou sintéticos como o plástico empregado em diversos materiais do cotidiano. A maioria dos polímeros são moldáveis a quente e possuem baixa densidade, boa aparência, são isolantes térmico e elétrico, são resistentes ao impacto e possuem baixo custo, portanto, apresentam uma larga faixa

de aplicações e devido a estas propriedades seu consumo cresce a cada dia no Brasil e no mundo (Schlemmer; Andreani; Valadares, 2014). Grande parte dos polímeros convencionais é produzida a partir de derivados do petróleo. MPs são um tipo de polímero sintético formado, na maioria das vezes, a partir da degradação de produtos maiores feitos de plástico.

Outro problema associado à poluição por MPs está relacionado ao próprio processo de fabricação do plástico. Durante sua produção, são adicionados diversos aditivos para aprimorar suas propriedades mecânicas, físicas e químicas. Esses compostos desempenham funções essenciais, como proteção contra descoloração, calor, luz e bactérias, além de aumentar a fluidez no estado fundido, conferir cor, estruturar espumas, reduzir a inflamabilidade e melhorar a aparência e a textura da superfície (IO-USP, 2025).

Diversos estudos indicam que a toxicidade dos MPs não depende apenas da composição química das partículas, mas principalmente da presença de aditivos e outros compostos químicos incorporados em sua estrutura (Bertoldi et al. 2021a; IO-USP, 2025). Os plastificadores conferem flexibilidade e ductilidade aos plásticos, enquanto os estabilizadores protegem contra degradação causada por luz e oxidação. Os corantes dão cor aos polímeros, e os aditivos ignífugos reduzem a inflamabilidade, retardando a combustão. Esses aditivos são essenciais para melhorar as propriedades e segurança dos materiais plásticos (IO-USP, 2025).

Os principais tipos de polímeros utilizados na fabricação de materiais plásticos, e subsequentemente nos ecossistemas, incluem o poli tereftalato de etileno (PET), amplamente utilizado em embalagens de água e refrigerantes; o polietileno de alta densidade (PEAD), presente em embalagens de produtos de limpeza e cosméticos; e o poli cloreto de vinila (PVC), encontrado em tubulações, revestimentos e brinquedos. O polietileno de baixa densidade (PEBD) é usado principalmente na fabricação de sacolas plásticas, enquanto o polipropileno (PP) é comum em embalagens de alimentos, sacos e recipientes plásticos. O poliestireno (PS) é utilizado em isolamento térmico e recipientes descartáveis para alimentos, e outros polímeros, como PC, PLA e EVA, são aplicados em componentes eletrônicos, materiais de construção e embalagens especiais (Olivatto et al. 2018).

Quanto à origem, os MPs podem ser classificados em duas categorias: MPs primários e MPs secundários (Crawford; Quinn, 2017; Priyanka; Govindarajulu, 2023). Essa classificação é baseada no mecanismo de formação das partículas

(Newton, 2021).

Os MPs primários são partículas plásticas deliberadamente fabricadas para fins comerciais específicos (Priyanka; Govindarajulu, 2023), possuem tamanho geralmente inferior a 5 mm e representam entre 15% e 31% de todos os MPs presentes nos oceanos (Newton, 2021). São amplamente utilizados na indústria, sendo que as primeiras patentes desses materiais foram emitidas há mais de 50 anos (Newton, 2021). Geralmente consistem em microesferas ou fragmentos produzidos intencionalmente para diversas aplicações, como esfoliantes faciais, cremes dentais, produtos de lavanderia, além de outros itens de consumo. Também são utilizados em aplicações industriais, incluindo abrasivos e tintas (Priyanka; Govindarajulu, 2023).

Sua liberação no ambiente pode ocorrer tanto de forma intencional, como no uso de cosméticos, quanto de maneira não intencional, contribuindo significativamente para a poluição plástica global (Crawford; Quinn, 2017). Estima-se que 85% dos MPs no ambiente têm origem em produtos de cuidados pessoais e cosméticos (Newton, 2021).

Além dos MPs primários, fabricados propositalmente, outras práticas e produtos também contribuem para a liberação não intencional de MPs no ambiente. Fragmentos plásticos irregulares podem ser formados a partir da degradação de objetos plásticos maiores, como sacolas, garrafas, redes e cordas entre outros (Crawford; Quinn, 2017; Priyanka; Govindarajulu, 2023). Esses MPs são denominados secundários, sua formação ocorre devido a uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos que degradam os materiais plásticos ao longo do tempo. Esses fragmentos, frequentemente originados de fontes urbanas e industriais, são introduzidos para os rios através de várias rotas, como o escoamento superficial em áreas urbanas, transbordamento de sistemas de esgoto e descarte inadequado de resíduos (Fries et al. 2013).

Atividades cotidianas representam uma parte significativa da contaminação ambiental por MPs secundários. As práticas mais comuns de liberação desses poluentes nos ecossistemas incluem o uso de pneus de veículos (que geram partículas plásticas devido ao atrito com o asfalto) e o uso de tecidos sintéticos (por exemplo, uma blusa de acrílico pode desprender 726 mg de fibras MPs em uma única lavagem) (Newton, 2021). De acordo com Montagner et al. (2021), a degradação de um polímero está relacionada ao rompimento de ligações químicas covalentes, seja

na cadeia principal ou em cadeia lateral. Essa fragmentação ocorre devido ao intemperismo, quando expostos às intempéries no ambiente e outros agentes estressores, degradando-se em fragmentos cada vez menores.

Além da caracterização quanto a origem, MPs também são caracterizados quanto ao tamanho e forma (fibras, fragmentos, filmes, esferas ou pellets) e cor (Duarte et al. 2020). A caracterização visual, com ou sem o auxílio de microscópio óptico, é uma técnica amplamente utilizada na triagem de MPs. Sua principal vantagem é o baixo custo e a acessibilidade (Montagner et al. 2021). Segundo a literatura, fibras são a forma de MPs mais abundante nos ecossistemas (Ferraz et al. 2020; Bertoldi et al. 2021; Afonso, 2022; Bauer et al. 2022) e no estômago dos peixes de ambientes aquáticos (Bauer et al. 2022), o que é atribuído principalmente às fontes têxteis e atividades de lavagem de roupas (Ferraz et al. 2020; Afonso, 2022; Priyanka; Govindarajulu, 2023).

As cores dos MPs incluem principalmente o transparente, azul, branco, roxo, preto, rosa, vermelho, amarelo e verde. Sendo os transparentes, azuis e brancos mais comumente encontrados em ambientes aquáticos (Shi et al. 2024), oriundos provavelmente de produtos de uso único (sacolas, copos e pratos descartáveis) (Priyanka; Govindarajulu, 2023).

Nas últimas décadas MPs foram documentados em diversos animais marinhos e aquáticos, incluindo peixes e frutos do mar (Alberghini et al. 2022), plâncton (Gao et al. 2025), água e sedimentos de água doce (Choudhary et al. 2025), peixes de água doce (Ceylan; Ari; Erdoğan, 2025), além de bivalves como ostras, mexilhões e amêijoas (Patidar et al. 2025), entre outras.

No ambiente aquático, o principal problema relacionado aos MPs relatado nos estudos é a ingestão, intencional ou acidental, que pode causar interferência e obstrução no trato digestivo (Olivatto et al. 2018; Bauer et al. 2022). Segundo a literatura, após a exposição a MPs, estes tendem a se acumular inicialmente no trato gastrointestinal (TGI) e nas guelras dos peixes (Foley et al. 2018; GHOSH, 2025). No TGI podem permanecer por períodos que variam de dias a semanas antes de serem excretados (Foley et al. 2018). Esse tempo de retenção prolongado pode facilitar tanto a transferência ao longo da cadeia alimentar quanto a absorção pelas paredes intestinais, permitindo o transporte pela circulação sanguínea e a subsequente dispersão e acumulação em outros tecidos do organismo (Foley et al. 2018; Ghosh, 2025).

Entretanto, o TGI e as guelras não são a única rota de entrada de MPs no corpo dos animais, sendo reconhecidas três vias principais: inalação, ingestão e contato com a pele. MPs, inclusive, podem penetrar nos organismos através de feridas ou por locais onde a barreira cutânea esteja enfraquecida (Yee et al. 2021).

Além da obstrução intestinal, a absorção de MPs pode causar danos significativos aos peixes, incluindo lesões físicas, morte, inflamação, estresse oxidativo, interrupção da sinalização celular e processos bioquímicos, além de suprimir o sistema imunológico e causar danos genéticos (Foley et al. 2018; Ghosh, 2025; Banaee et al. 2025). Estudos como os de Wright, Thompson e Galloway (2013) e Koongolla et al. (2019) demonstraram que os MPs podem causar danos mecânicos e fisiológicos nos organismos aquáticos. Segundo Olivatto et al. (2019), Prokić et al. (2019) e Bauer et al. (2022), a concentração dessas partículas pode causar alterações metabólicas e danos celulares significativos e comprometer funções fisiológicas essenciais.

Pesquisas mais recentes, como as de Sampsonidis et al. (2024), Menezes et al. (2024) e Tang (2025), demonstraram que os MPs podem causar danos ao DNA dos peixes expostos, comprometendo sua reprodução e sobrevivência. Esses estudos ressaltam os impactos genotóxicos das partículas plásticas, que incluem alterações cromossômicas e modificação na expressão gênica. Além disso, Kadac-Czapska et al. (2024) evidenciaram que a exposição a MPs leva a um aumento do estresse oxidativo², um dos principais mecanismos responsáveis pela toxicidade dessas partículas. Esses efeitos podem ser diferentes de acordo com o tipo de polímero e se estender a nível populacional, comportamentos, reprodutivos e ecologicamente (Banaee et al. 2025).

Peixes, assim como todos os outros animais, estão constantemente em contato com inúmeras substâncias químicas, que podem ser absorvidas seja por ingestão, inalação ou absorção pela pele e mucosa intestinal. Essas substâncias podem ou não causar danos dependendo de sua concentração e de sua

² A instalação do estresse oxidativo se dá por meio de um desequilíbrio entre os fatores pró- oxidantes e antioxidantes, em favor dos primeiros. O sistema de defesa antioxidante tem o objetivo primordial de manter o processo oxidativo dentro dos limites fisiológicos e passíveis de regulação, impedindo que os danos oxidativos se amplifiquem, culminados em danos sistêmicos irreparáveis. Os mecanismos de geração de radicais livres ocorrem, sobretudo, nas mitocôndrias, membranas celulares e no citoplasma (Barbosa et al. 2010)

transformação nos tecidos do corpo, sendo chamadas de xenobióticos³ (Acosta; Acosta, 2019).

Diversos estudos, nas últimas décadas (Al-Yousuf; El-Shahawi; Al-Ghais, 2000; Burger, 2007; Gewurtz, Bhavsar e Fletcher 2011; Sevcikova et al. 2011; El-Ghazaly et al. 2017; Adeogun et al. 2020; nikolić et al. 2021; Guillante et al. 2023), buscaram entender os efeitos deletérios e a concentração de xenobióticos nos tecidos de animais que habitam ecossistemas impactados pela atividade humana, com o objetivo de avaliar a poluição ambiental e compreender seus impactos na saúde dos organismos. A presença de MPs nos ecossistemas acentua esse problema, pois eles podem atuar como via de transportadores e/ou moduladores xenobióticos, facilitando sua transferência ao longo da cadeia alimentar (Zbyszewski, 2011; Prokić et al. 2019; IO-USP, 2025).

Em ambientes aquáticos, a via contrária, ou seja, a sorção de outros contaminantes nos MPs, tem sido objeto de estudos sobre a atuação dos MPs como vetores de transporte de outros contaminantes químicos orgânicos utilizados ou não no processamento do polímero (Montagner et al. 2021). Contaminantes de origem antrópica, como bifenilas policloradas (PCB, do inglês Polychlorinated biphenyls), pesticidas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, dioxinas e metais pesados foram identificados sorvidos em MPs ao redor do mundo (Avio, Gorbi; Regoli, 2015).

À medida que os MPs envelhecem no ambiente, processos como a fragmentação e o intemperismo promovem alterações físico-químicas importantes em sua superfície, resultando na formação de cavidades, aumento da rugosidade e, conseqüentemente, ampliação da área superficial específica. Segundo Liu e Zheng (2025), essa transformação facilita o desprendimento de partículas menores da matriz plástica original, o que eleva o potencial de adsorção de contaminantes químicos, como os metais pesados, devido à maior disponibilidade de sítios ativos. Além disso, Velzeboer, Kwadijk e Koelmans (2014) ressaltam que partículas menores apresentam coeficientes de partição mais altos para compostos hidrofóbicos persistentes, reforçando sua maior reatividade superficial e afinidade por poluentes.

Brennecke et al. (2016) demonstraram que fragmentos envelhecidos de PVC adsorveram significativamente mais cobre e zinco do que esferas de poliestireno

³ O termo Xenobiótico significa um composto químico estranho ao nosso corpo que entrou por ingestão, inalação ou absorção (Acosta; Acosta, 2019)

virgem, evidenciando o papel crucial da superfície degradada na acumulação de poluentes. O estudo também destaca que plásticos com maior área superficial e maior polaridade, como o PVC, apresentam maior taxa de adsorção. Complementarmente, Li, Zhang e Zhang (2018) apontam que a afinidade dos MPs por contaminantes está positivamente correlacionada com a rugosidade e porosidade do polímero, sendo as interações favorecidas por características como maior área superficial e presença de grupos funcionais polares.

Sendo assim, a tendência é de que, de modo geral, MPs de menor tamanho e maior grau de envelhecimento representem maior risco à biota aquática por atuarem como vetores mais eficazes de substâncias tóxicas.

O formato das partículas, como esférico ou fibroso, também desempenha um papel crítico na facilidade de absorção pelos organismos e nos impactos sobre seu desempenho biológico (Foley et al. 2018). Partículas menores de MPs apresentam maior probabilidade de serem absorvidas pelo organismo, potencializando seus efeitos nocivos (Bogevik et al. 2023; Wasser Drei Null, 2025). Adicionalmente, a fixação de biomoléculas na superfície dos MPs forma uma "coroa protéica", que pode influenciar significativamente o comportamento de absorção e transporte das partículas dentro do corpo, aumentando os riscos potenciais à saúde (Wasser Drei Null, 2025).

Embora ainda sejam limitados, alguns estudos já demonstraram que a suscetibilidade dos organismos a contaminantes e os efeitos dessa contaminação podem variar de acordo com o sexo do animal. Segundo EL-Ghazaly et al. (2017) e Adeogun et al. (2020), a acumulação desses poluentes pode variar entre fêmeas e machos, resultando em diferenças significativas tanto nos níveis de contaminação quanto nos efeitos fisiológicos sobre machos e fêmeas.

O estudo de Al-Yousuf, El-Shahawi e Al-Ghais (2000) analisou as concentrações de zinco (Zn) e manganês (Mn) nos tecidos de *Lethrinus lentjan*, um peixe marinho do Golfo Pérsico, e encontrou concentrações médias desses metais mais altas em fêmeas do que em machos. De forma semelhante, El-Ghazaly et al. (2017) investigaram *Sardinella aurita* e relataram que as fêmeas apresentaram acúmulo significativamente maior de Zn e Pb no fígado, gônadas e brânquias em comparação aos machos.

Entretanto, a tendência de maior acúmulo em fêmeas não é universal. Gewurtz, Bhavsar e Fletcher (2011) encontraram concentrações mais altas de

mercúrio (Hg) e bifenilos policlorados (PCBs) em machos de peixes da espécie *Sander vitreus* (walleye), mas não observaram diferenças entre os sexos em outras espécies estudadas. De forma semelhante, Bastos et al. (2016), ao analisar a concentração de mercúrio em peixes do Rio Madeira na Amazônia, identificaram que 90% das espécies não apresentavam padrão claro de diferenças sexuais, mas as fêmeas de *Pinirampus pirinampu* (barbado, peixe que vive no fundo dos leitos de rios de médio e grande porte, geralmente com águas escuras e barrentas) apresentaram níveis de mercúrio mais altos do que os machos.

Outros estudos indicam que as diferenças entre os sexos não se limitam à concentração, mas também afetam a resposta fisiológica aos contaminantes. Adeogun et al. (2020) analisaram peixes da espécie *Sarotherodon melanotheron* na barragem de Awba, Nigéria, e encontraram diferenças sexuais nos parâmetros bioquímicos e fisiológicos, indicando respostas diferenciadas ao estresse oxidativo e aos metais traço. Guillante et al. (2023), ao estudar a espécie de peixes *Poecilia vivipara*, observaram que, apesar da ausência de diferenças na concentração de cobre (Cu), os machos apresentaram dano oxidativo significativamente maior do que as fêmeas.

Os mecanismos subjacentes a essas diferenças podem estar relacionados a processos fisiológicos específicos de cada sexo. Segundo Burger (2007), as fêmeas podem eliminar contaminantes através da transferência para os oócitos e embriões, bem como para o leite materno no caso dos mamíferos. Essa capacidade pode reduzir os níveis de contaminação nas fêmeas adultas, mas pode representar um custo reprodutivo elevado devido à exposição embrionária. Por outro lado, Nikolić et al. (2021) identificaram padrões opostos para alguns elementos químicos em *Esox lucius*, um peixe predador de água doce, onde os machos apresentaram maiores concentrações de magnésio (Mg), potássio (K) e enxofre (S) no músculo, enquanto as fêmeas apresentaram maiores concentrações de alumínio (Al), prata (Ag) e manganês (Mn) no fígado. Johnston et al. (2002) e Burger (2007) indicam que machos e fêmeas de peixes podem apresentar concentrações distintas de contaminantes devido a variações no tamanho corporal (Dimorfismo sexual).

Esses estudos demonstram que não há um padrão único para a concentração de metais e poluentes entre os sexos dos peixes. As diferenças observadas são dependentes da espécie, do tipo de poluente e do contexto ambiental. O estudo sobre MPs no fígado de peixes *C. voga* (Silveira et al. 2024) buscou relacionar o sexo à

concentração e aos efeitos dos MPs na saúde de peixes de água doce, trabalho apresentado na íntegra no capítulo 3 dessa tese. Portanto, a inclusão do fator sexo em estudos de ecotoxicologia, incluído os estudos sobre MPs, é fundamental para aprimorar a compreensão dos impactos dos contaminantes nos ecossistemas aquáticos, conforme evidenciado por Guillante et al. (2023).

A translocação de MPs no organismo pode variar de acordo com a espécie e com o tamanho das partículas, sendo esse um fator determinante para sua biodisponibilidade. De acordo com Kim, Yu e Choi (2021), partículas menores que 5 µm podem atravessar as células intestinais e alcançar o sistema circulatório, enquanto partículas entre 5 e 150 µm podem ser absorvidas pela membrana intestinal e redistribuídas pelo corpo, indicando que o tamanho é um dos principais fatores que influenciam a movimentação dos MPs nos organismos. Em peixes, Collard et al. (2017) identificaram MPs no fígado de anchovas com tamanhos variando entre 124 e 438 µm, sugerindo a translocação de partículas relativamente grandes. De forma semelhante, Avio, Gorbi e Regoli (2015) relataram a presença de partículas entre 200 e 600 µm no fígado de *Mugil cephalus*, reforçando que, mesmo partículas de maiores dimensões, quando acumuladas ou associadas a mecanismos específicos de absorção, podem atravessar barreiras biológicas e atingir órgãos internos.

A pesquisa sobre MPs em ambientes de água doce concentra-se principalmente na distribuição e no estado de poluição em diferentes regiões, nas fontes e migração, e nos efeitos ecológicos (Shi et al. 2024). Entretanto, mais de 50% dos plásticos oferecem um potencial risco a saúde animal por conterem ingredientes aditivos potencialmente prejudiciais ou perigosos, como plastificantes, PFAS e outros compostos químicos (Wasser Drei Null, 2025).

Embora os impactos dos MPs sejam amplamente estudados em ambientes marinhos, o conhecimento sobre sua poluição em ecossistemas de água doce ainda é limitado (Wasser Drei Null, 2025). Contudo, o interesse por estudos que abordem a temática em águas interiores tem crescido devido à sua detecção generalizada e aos potenciais impactos ambientais. Esses contaminantes emergentes são introduzidos nos ecossistemas a partir de diversas fontes, como estações de tratamento de águas residuárias e a fragmentação de resíduos plásticos maiores. Isso expõe os ambientes aquáticos a partículas micro e nanométricas, bem como a aditivos químicos e produtos de degradação. Apesar de estudos demonstrarem a

ingestão de MPs por organismos aquáticos, os efeitos de exposições contínuas a longo prazo ainda não são completamente compreendidos (Lambert; Wagner, 2018).

O impacto dos MPs em ambientes de água doce e nos peixes aquáticos é particularmente grave, pois os peixes são frequentemente expostos a esses contaminantes, além de enfrentarem múltiplos estressores adicionais simultaneamente. Os efeitos combinados desses fatores ainda são pouco compreendidos, mas podem ter consequências significativas para a saúde dos ecossistemas aquáticos e das espécies que os habitam (Parker et al. 2024).

Os ecossistemas de água doce desempenham um papel essencial no suporte à vida humana e à biodiversidade global. Eles fornecem recursos vitais, como água potável, água para irrigação e para processos industriais, além de manterem o equilíbrio ecológico e permitirem que diversas espécies prosperem e se reproduzam (Shi et al. 2024). Em relação à distribuição dos MPs nos ambientes aquáticos, fatores como a densidade e a forma desses contaminantes são determinantes cruciais. Esses aspectos influenciam diretamente como os MPs se dispersam ao longo da coluna d'água, impactando os ecossistemas aquáticos de maneira complexa e muitas vezes imprevisível (Montagner et al. 2021).

MPs podem ser considerados contaminantes ambientais e poluentes, pois são substâncias estranhas ao ambiente natural, que podem se bioacumular em diferentes organismos, alterando ecossistemas e impactando negativamente a biodiversidade (Freire et al. 2022). A bioacumulação é o termo geral que descreve um processo pelo qual substâncias (ou compostos químicos) são absorvidas pelos organismos. Essa absorção pode ocorrer tanto de forma direta, por meio da água, solo ou sedimento, quanto de forma indireta, pela ingestão de alimentos contaminados. Substâncias bioacumuladas geralmente são lipossolúveis e pouco biodegradáveis, o que favorece sua fixação nos tecidos e dificulta sua eliminação (IO-USP, 2025). Essas substâncias se acumulam e as concentrações obtidas nos organismos refletem a quantidade de elementos que foi ingerida e retida em seus tecidos (Paraíba; Saito, 2005).

Com base nos estudos de Gomiero, Villares Junior e Braga (2010) os peixes destacam-se como modelos ideais para estudos em ecotoxicologia e monitoramento ambiental entre vertebrados. Essa escolha se justifica por sua ampla diversidade de espécies, distribuição geográfica variada e elevada sensibilidade às alterações ambientais, especialmente em relação à presença de contaminantes químicos. Por

serem vertebrados, os peixes compartilham aspectos fisiológicos e anatômicos com outros grupos, o que permite extrapolar dados ecotoxicológicos para outros vertebrados, inclusive mamíferos. Além disso, possuem a capacidade de bioacumular substâncias em diferentes tecidos, o que viabiliza análises biomarcadoras e permite inferências robustas sobre a qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos impactados.

Em relação à concentração de MPs em tecidos e órgãos de peixes de água doce, dois problemas principais se destacam no atual estágio da pesquisa científica: primeiro a ausência de métodos padronizados para a coleta, separação e análise de MPs dificulta a comparação entre estudos, devido à diversidade de abordagens metodológicas empregadas (Afonso, 2022; Lin et al. 2023). Essas diferenças incluem variações no tamanho das malhas dos filtros, nos métodos de separação (como flutuação em soluções densas ou digestão química) e nas técnicas utilizadas para identificação dos polímeros, como espectroscopia FTIR e Raman (Afonso, 2022). O segundo fator refere-se a que a maior parte das pesquisas se concentra na quantificação de MPs no TGI e guelras dos peixes, enquanto investigações sobre a concentração em órgãos internos, como fígado, rim e cérebro, permanecem escassas. Entretanto, trabalhos já indicam o TGI e as guelras como os órgãos com as maiores concentrações de MPs (Kim, Yu e Choi, 2021; Afonso, 2022; Shi et al. 2024).

Essa limitação metodológica e o foco restrito dificultam uma avaliação mais ampla dos impactos nos tecidos internos e a comparação entre os resultados obtidos em diferentes estudos. As partículas de MPs que se acumulam no TGI e guelras dos peixes cruzam as barreiras biológicas para serem posteriormente internalizados por difusão passiva, endocitose e fagocitose pelas células epiteliais ou transferidos e se movem para o sistema circulatório ou linfático, dispersando-se por todo o corpo (Triebkorn et al. 2019; Kim, Yu; Choi, 2021; Zitouni et al. 2021).

A internalização de partículas de MPs (especialmente aquelas com diâmetro $< 5 \mu\text{m}$), pode ocorrer por duas vias principais: pela ingestão alimentar, seguindo o trajeto da ingestão: \rightarrow intestino \rightarrow sangue \rightarrow tecidos, ou pela absorção direta da água, através das guelras, no percurso da água: \rightarrow guelras \rightarrow sangue \rightarrow tecidos (Kim; Yu; Choi, 2021).

Uma vez acumulados nos tecidos externos (guelras, intestinos), os MPs podem cruzar barreiras biológicas para serem posteriormente internalizados.

Entretanto, embora os mecanismos que facilitam a passagem de partículas grandes sejam desconhecidos e questionáveis, isso é biologicamente plausível para partículas plásticas muito pequenas (TriebakorN et al. 2019). Em particular, o intestino e as guelras acumulam maiores quantidades de MPs do que os tecidos internos (GHOSH, 2025).

2.2 Rio dos Sinos: rio urbanizado do Sul da América do Sul

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (BHRS), Figura 1, localizada no estado do Rio Grande do Sul, abrange uma área de 3.694 km² e inclui, total ou parcialmente, 32 municípios com população estimada de 1.447.678 habitantes (2020), sendo 1.375.288 habitantes em áreas urbanas e 72.390 habitantes em áreas rurais. Essa bacia é de grande importância ambiental, econômica e social para a região, mas enfrenta desafios significativos relacionados à gestão de seus recursos hídricos, devido à presença de atividades urbanas, industriais e agrícolas que impactam sua qualidade e sustentabilidade (Comitesinos, 2014).

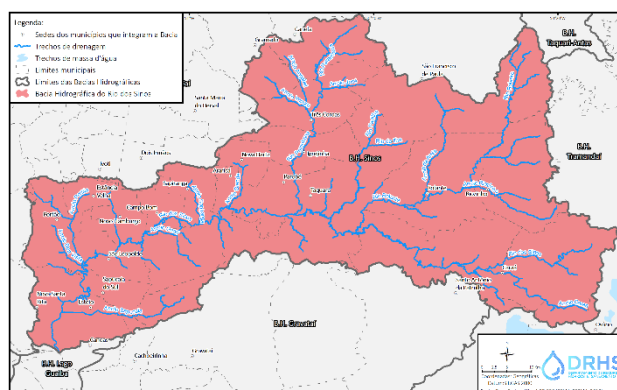


Figura 1. Bacia hidrográfica do Rio dos Sinos.

Fonte: SEMA, 2020.

De acordo com o Relatório Técnico 2 de Enquadramento da BHRS, elaborado pela Secretaria estadual de meio ambiente do Rio Grande do Sul, um dos principais problemas identificados incluem a presença de esgoto e lixo nos cursos d'água. Esses aspectos negativos são especialmente evidentes nas áreas mais urbanizadas. Essas questões têm sido constantemente destacadas no processo de planejamento, refletindo uma percepção generalizada e consistente sobre os desafios enfrentados na região. Entre esses problemas, o mais crítico em relação à qualidade das águas

da bacia é a ausência de tratamento adequado dos esgotos sanitários (SEMA-RS, 2023).

Desde os anos 1970, a fauna de peixes do Rio dos Sinos tem sido gravemente afetada pela poluição, com frequentes episódios de mortandade, especialmente no verão, quando altas temperaturas e baixo fluxo de água favorecem a hipóxia; esses eventos, porém, muitas vezes não são reportados às autoridades ambientais, resultando na ausência de estatísticas oficiais (Schulz; Martins-Junior, 2001).

Grande parte dessa problemática está associada à má gestão dos resíduos sólidos, que é agravada pela presença de plásticos em escalas micrométricas e milimétricas, os chamados MPs (Gamboa et al. 2024), formados por fatores externos que desempenham um papel significativo na decomposição do plástico e pelo intemperismo químico, em particular, que provocam o surgimento de rachaduras na superfície do material, fragmentando-o em partículas menores (Hassan et al. 2024). Esses contaminantes representam uma ameaça adicional para os ecossistemas e a saúde pública tornou-se uma questão crítica, influenciada por atividades humanas, como turismo e pesca (Gamboa et al. 2024).

Como em outros rios urbanizados, fragmentos plásticos após passarem pelo processo de degradação e transporte, flutuam na superfície ou se misturam à coluna d'água. Estudos demonstram que a concentração de MPs em rios está fortemente relacionada a fatores como densidade populacional, urbanização e qualidade da água, sendo maior em áreas com tratamento de esgoto insuficiente ou ausente (Kataoka et al. 2013; Schmidt; Krauth; Wagner, 2017; Bauer et al. 2022). Um estudo recente da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) registrou, pela primeira vez, a presença de MPs na água do Lago Guaíba, situado na região metropolitana de Porto Alegre, RS (RMPA). A pesquisa investigou a relação entre a urbanização e a ocupação do solo com a presença de MPs no lago, identificando um elevado índice de MPs, principalmente fibras, nas áreas mais densamente povoadas (Bertoldi et al. 2021).

Além disso, os MPs também foram encontrados no trato digestivo de peixes nos riachos de cabeceira do Rio dos Sinos (BAUER et al. 2022). O estudo analisou 258 peixes de 17 espécies, identificando MPs em 38% dos indivíduos examinados. Todas as partículas encontradas assim como na água eram fibras, com uma contagem máxima de 43 MP/indivíduo, e a ingestão dessas partículas foi proporcional ao número de itens alimentares consumidos.

2.3 *Chypocharax voga*: Peixes Curimatídeos Endêmicos da América do Sul

Cyphocharax voga (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) possui ampla ocorrência em sistemas Lagunares Costeiros da América Sul e do Estado do Rio Grande do Sul. Seu corpo é revestido por escamas prateadas, com pequenas manchas negras no dorso, (Correia; Piedras, 2008). São popularmente conhecidos no Rio Grande do Sul como "Biru" e pertencem à família Curimatidae (Schifino; Fialho; Verani, 1998). Apresenta grande importância na cadeia alimentar dentro do ecossistema aquático como uma espécie forrageira, atuando na atualização⁴ de nutrientes diretamente sobre a matéria orgânica sedimentada (Correia; Piedras, 2008).

C. voga (Figura 2) é uma espécie de Curimatidae que pode alcançar até 26,3 cm de comprimento total e massa no máximo registrado de 551,3 g, segundo dados compilados no FishBase (Froese; Pauly, 2025).

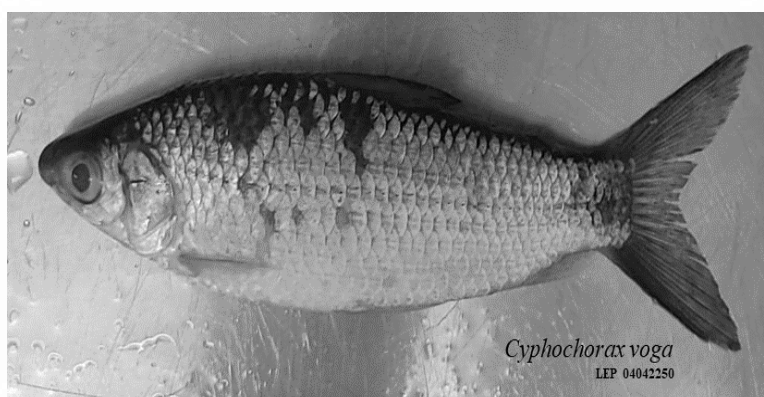


Figura 2. Peixe da espécie *Cyphocarax voga*.

Fonte: Arquivo pessoal

Os peixes da família Curimatidae diferenciam-se dos demais Characiformes pela ausência de dentes nas mandíbulas na fase adulta, os quais estão presentes apenas durante o estágio juvenil, além de possuírem características internas derivadas⁵ (Vari; Ropke, 2013). Além disso, os membros dessa família apresentam

⁴ Refere-se ao movimento e transformação contínuos de nutrientes (como carbono, nitrogênio e fósforo) entre os organismos e o ambiente em um ecossistema. Esse ciclo é fundamental para a produtividade e resiliência das teias alimentares (Grisi, 2007).

⁵ Surgiu a partir da modificação no estado do caráter previamente presente na linhagem ancestral

modificações no trato gastrointestinal, com a formação de uma moela, estrutura que facilita a digestão e o aproveitamento da matéria orgânica, microdetritos, microvegetais e filamentos de algas (Baumgartner et al. 2012). A família Curimatidae é composta por 103 espécies distribuídas em oito gêneros: Curimata, Curimatella, Curimatopsis, Steindachnerina, Potamorhina, Psectrogaster, Pseudocurimata e Cyphocharax (Vari; Ropke, 2013).

De acordo com Pereira e Resende (1998), os peixes curimatídeos apresentam especialização alimentar voltada ao consumo de detritos e algas, contudo, não são estritamente dependentes desses recursos. A ingestão desses itens ocorre de forma oportunista, refletindo adaptações à disponibilidade dos alimentos nos diferentes ambientes.

Quanto a classificação trófica, peixes detritívoros apresentam hábitos alimentares estritamente relacionados ao substrato (Silva et al. 2021). Como resultado, estão adaptados a consumir, além de detritos, perifíton, algas filamentosas, cladóceros, sedimentos e microrganismos (Correia; Piedras, 2008).

A espécie *C. voga* foi predominantemente classificada como detritívora na maioria dos estudos realizados (Hartz; Barbieri, 2008; Correia; Piedras, 2008; Weber et al. 2013). No entanto, Correia e Piedras (2008), ao analisarem a alimentação de *C. voga* no arroio Corrientes, localizado em Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil, classificou a espécie como iliófaga nesse ambiente, devido à ingestão de algas filamentosas e microrganismos em associação com sedimentos.

O TGI de peixes, de forma geral, é formado por um tubo que vai da boca ao ânus e pelo qual passam os alimentos. Pode ser subdividido em cavidade bucal ou bucofaringeana, intestino anterior (esôfago e estômago), intestino médio (intestino propriamente dito) e intestino posterior (reto). Os vários tecidos e órgãos relacionados a ele estão envolvidos com a apreensão, mastigação e deglutição, seguidas da digestão e absorção dos nutrientes, como também com a excreção (Rotta, 2003).

Peixes apresentam grande variação estrutural e funcional em seus TGI, influenciada diretamente pelo hábito alimentar (Classificação trófica). Os peixes detritívoros e iliófagos, como o *C. voga*, possuem adaptações anátomo-fisiológicas para captura e digestão de detritos e para lidar com a grande quantidade de matéria inorgânica, frequentemente areia, associada com os detritos orgânicos (Almeida;

Resende, 2012).

A estrutura do intestino nesses peixes (Figura 3) é menos pregueada e mais longa, pois a baixa digestibilidade dos alimentos ingeridos exige uma grande área de absorção para compensar a menor concentração de nutrientes disponíveis (Moro et al. 2013; Baldisserotto, 2018). As paredes finas, favorecem um trânsito rápido e eficiente para a extração de nutrientes. Além disso, a região distal do intestino exerce papel fundamental na absorção de água e íons, garantindo o equilíbrio osmótico necessário ao metabolismo dessas espécies (Moro et al. 2013). Essa adaptação permite um maior tempo de trânsito alimentar, essencial para a digestão eficiente de alimentos com baixa densidade nutricional e alta complexidade estrutural, como detritos e matéria vegetal em decomposição (Moro et al. 2013).

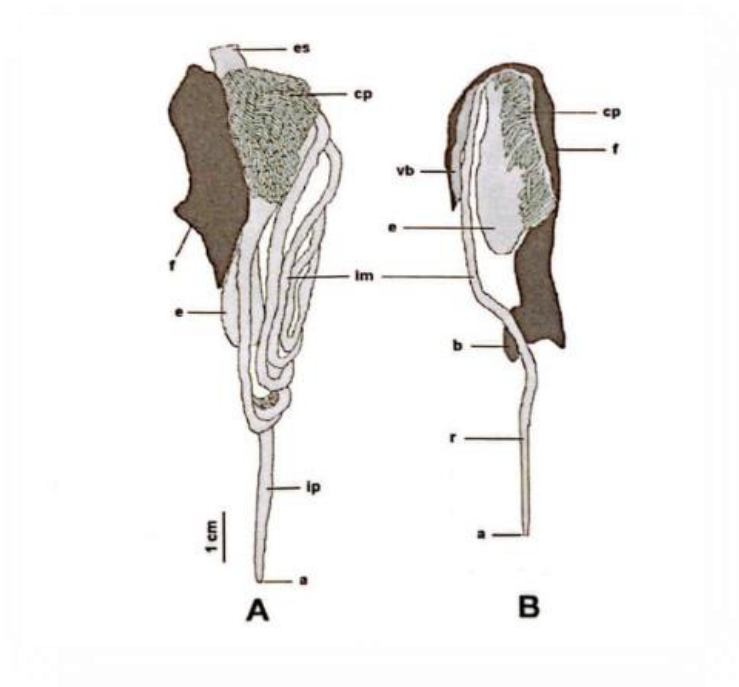


Figura 3. Comparativo entre o TGI de *Prochilodus affinis* (vista lateral) e de traíra (vista ventral). Ambos os exemplares possuíam cerca de 20 cm de comprimento total. a: ânus; b: baço; e: estômago; es: esôfago; cp: cecos pilóricos; f: fígado; im: intestino médio; ip: intestino posterior; r: reto; vb: vesícula biliar.

Fonte: Baldisserotto (2018).

Peixes carnívoros apresentam intestinos mais curtos e espessos em comparação aos detritívoros e iliófagos, que possuem intestinos mais longos e delgados. Os onívoros, por sua vez, possuem estruturas intestinais intermediárias entre esses dois grupos (Baldisserotto, 2018).

Quanto ao estômago, peixes detritívoros e iliófagos, apresentam estômago com baixa capacidade de armazenamento, mas bem musculoso e com fortes contrações para fragmentar o alimento como ocorre no ventrículo (moela) das aves. Entretanto, alguns detritívoros e iliófagos esta estrutura tipo "moela" pode estar ausente no estômago, sendo, então, feita a trituração pelos dentes faríngeos (Rotta, 2003). Após digestão, a absorção de nutrientes nos peixes ocorre da mesma maneira que nos demais vertebrados. Os produtos resultantes da digestão física, química e, principalmente, enzimática dos nutrientes são absorvidos pelas células do epitélio intestinal, denominadas enterócitos. O transporte desses nutrientes do lume intestinal para os enterócitos ocorre por meio de pinocitose, difusão simples, troca iônica (no caso de minerais) ou transporte ativo (Fracalossi; Cyrino, 2012).

A respiração dos peixes, segundo Moro et al. (2013) e Baldisserotto (2018), ocorre predominantemente por meio das brânquias, onde a troca gasosa é altamente eficiente devido ao mecanismo de fluxo contracorrente entre a água e o sangue. As brânquias são divididas em quatro arcos branquiais de cada lado da faringe estes, por sua vez, são formados por duas fileiras de filamentos branquiais. O espaço entre as lamelas poder de 20 a 100 μm , dependendo da espécie e do nível de atividade (Baldisserotto, 2018). A água rica em oxigênio entra pela boca, passa pelas fendas branquiais e atravessa as lamelas branquiais, que possuem uma grande quantidade de capilares sanguíneos. O oxigênio da água difunde-se para o sangue, enquanto o gás carbônico é eliminado no sentido oposto. Esse processo permite que até ~90% do oxigênio disponível na água seja absorvido, garantindo a sobrevivência do peixe em um ambiente onde a concentração de oxigênio é menor que no ar (Moro et al. 2013).

Além das trocas gasosas, nas células mucosas das fileiras branquiais é produzido um muco que parece proteger contra danos físicos, químicos e patógenos. Quanto mais estresse o peixe passar, maior será a secreção (Baldisserotto, 2018).

Os hábitos alimentares, fortemente ligados ao substrato (Silva et al. 2021; Fernandes et al. 2022), aliados ao tipo de respiração branquial característico de C.

voga, tornam essa espécie particularmente suscetível à ingestão de poluentes depositados no ambiente bentônico. Um estudo conduzido por Weber et al. (2013) no Rio dos Sinos teve como objetivo avaliar o acúmulo de metais pesados na água, no substrato e no fígado de duas espécies de peixes de água doce que ocupam diferentes níveis tróficos (*Oligosarcus* spp. – carnívoro e *C. voga* – detritívoro). Os resultados indicaram que *C. voga* e os sedimentos do rio apresentaram as maiores concentrações de metais pesados dentre os elementos analisados, sugerindo que tanto a espécie quanto o substrato podem atuar como sumidouros e biomonitores da poluição no Rio dos Sinos.

O comportamento alimentar de peixes detritívoros e iliófagos desempenha um papel fundamental em estudos voltados à compreensão da contaminação por MPs em organismos aquáticos. Isso ocorre porque partículas oriundas de fontes urbanas e industriais tendem a se acumular no substrato (Choong et al. 2021), possibilitando uma rota de exposição e transferência trófica a partir dessas espécies.

Nesse contexto, *C. voga* destaca-se ainda como um bioindicador valioso para pesquisas sobre poluição, uma vez que habita ambientes altamente impactados por atividades antropogênicas, como o descarte inadequado de resíduos sólidos e a ausência de tratamento de esgoto (Mattos; Oliveira; Hartz, 2019).

Sua abundância e ampla distribuição geográfica na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (BHRS) (Leal; Bremm; Schulz, 2009), consolida *C. voga* como uma espécie estratégica para a avaliação de poluentes emergentes. Tais poluentes, como os MPs, ainda não possuem padrões legais estabelecidos e não são monitorados adequadamente pelas estações de tratamento de água e esgoto (Soares; Souza, 2020).

Portanto, considerando que os peixes representam um dos grupos mais diversos de organismos aquáticos, com elevado valor ecológico e comercial, além de serem indicadores sensíveis da contaminação por MPs em ambientes aquáticos (Saad et al. 2022), *C. voga* destaca-se como um organismo-chave para investigações não apenas sobre a concentração dessas partículas, mas também para a compreensão dos impactos ecotoxicológicos que esses contaminantes podem causar nos ecossistemas, sendo estudado, portanto, como um modelo para outros vertebrados, inclusive homem. Os processos fisiológicos, responsáveis pela absorção de MPs no intestino e pelo transporte na corrente sanguínea, são parecidos nas diferentes espécies de vertebrados.

2.4. Marcação química com Nile Red

O Nile Red (NR) – *9-dietilamino-5H-benzo(α)fenoxazinona-5-ona* – tem se destacado como um corante altamente eficiente na análise de MPs, em virtude de sua elevada afinidade por diferentes tipos de polímeros, curto tempo de incubação, forte adsorção às superfícies, intensa fluorescência e baixo custo operacional. Essas propriedades tornam o NR uma ferramenta amplamente empregada em investigações recentes voltadas à detecção e quantificação de MPs em diversas matrizes ambientais. O corante apresenta a capacidade de adsorver-se às superfícies poliméricas, conferindo-lhes fluorescência característica, o que facilita significativamente a visualização e a quantificação de partículas de dimensões extremamente reduzidas ($\leq 3 \mu\text{m}$) (Maes et al. 2017).

A Figura 4 apresenta diferentes polímeros (PEAD, PET e PVC) observados sem e com a coloração NR, utilizando três filtros distintos: DAPI (~358 nm, lilás), FITC (~418 nm, azul) e Rodamina (~503 nm, verde).

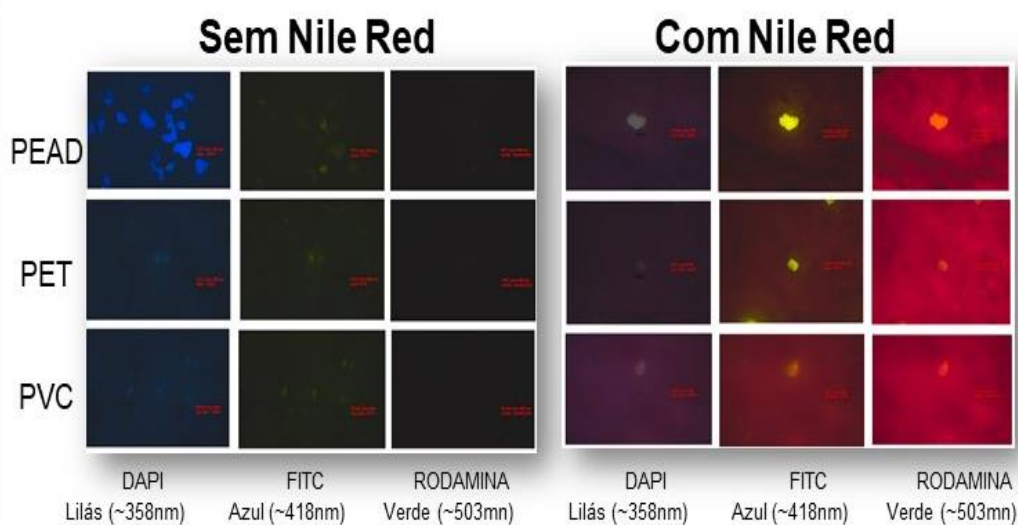


Figura 4. Polímeros (PEAD, PET e PVC) antes e após coloração com Nile Red, visualizados com filtros DAPI, FITC e Rodamina.

Fonte: arquivo pessoal

O teste demonstrou que a utilização do filtro Rodamina proporciona melhor relação sinal/ruído, permitindo a visualização seletiva das partículas marcadas com Nile Red, enquanto reduz a contagem de partículas provenientes de contaminações posteriores a marcação química.

2.5 Hipóteses e Objetivos

Essa pesquisa busca validar a hipótese da existência de diferenças significativas e correlação entre as concentrações de MPs nos diferentes órgãos e tecidos de *C. voga*.

O objetivo geral é determinar as concentrações de MPs em cérebro, fígado, rim e tecido muscular em indivíduos da espécie *C. voga* do Rio dos Sinos.

Finalmente, como objetivos específicos, o estudo pretende:

- Analisar MPs no cérebro, fígado, rim e músculo de fêmeas e machos da espécie de peixes em estudo;
- Relacionar a concentração de MPs nos órgãos e no tecido muscular com o Fator de Condição desses indivíduos;
- Comparar a quantidade e as características dos MPs identificados em fêmeas e machos.

2.6 Referências

ACOSTA, Guilherme Bornaz; ACOSTA, Soledad Bornas. Xenoióticos. *Ciencia & Desarrollo*, n. 6, p. 27-33, 2019. DOI:<https://doi.org/10.33326/26176033.1999.6.108>. Acesso em: 20 fev. 2025.

ADEOGUN, Aina O et al. Sex-differences in physiological and oxidative stress responses and heavy metals burden in the black jaw tilapia, *Sarotherodon melanotheron* from a tropical freshwater dam (Nigeria). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, v. 229, 108676, March 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108676>. Acesso em: 2 fev. 2025.

AFONSO, Robério Ferreira. Microplastic and freshwater: abundant polymers. *Revista Presença Geográfica*, vol. 9, núm. 2, p. 1-25, 2022. Disponível em: <https://portal.amelica.org/ameli/journal/274/2744715021/>. Acesso em: 14 dez. 2024.

AINA, G. et al. Why Nigeria should ban single-use plastics: excessive microplastic pollution in water, sediments, and fish species in the Osun River, Nigeria. *Journal of Advances in Hazardous Materials*, v. 13, p. 1-12, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100409>. Acesso em: set. 2024.

ALBERGHINI, Leonardp et al. Microplastics in Fish and Fishery Products and Risks for Human Health: A Review. *Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 20, n., p. 87-94, 2022. DOI: [10.3390/ijerph20010789](https://doi.org/10.3390/ijerph20010789). Acesso em: fev. 2025.

ALMEIDA, Isabelle Mônaco de; RESENDE, Emiko Kawakami de. Alimentação dos

peixes detritívoros da Baía Tuiuiú, rio Paraguai, Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil. [recurso eletrônico]. – Dados eletrônicos – Corumbá: Embrapa Pantanal, 2012. 18 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pantanal, ISSN 1981-7215; 115).

AVIO, Carlo Giacomo; GORBI, Stefania; REGOLI, Francesco. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, v. 111, p. 18-26, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>. Acesso em: jan. 2025.

AL-YOUSUF, M.H., EL-SHAHAWI, M.S., AL-GHAIS, S.M. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Science of The Total Environment*, v. 256, n. 2–3, p. 87–94, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00363-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00363-0).

BALDISSEROTTO, Bernardo. Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura. 3 ed. reimp. Santa Maria: Editora da UFSM, 2018. 352 p. ISBN: 978-85-7391-198-5.

BANAEI, Mahdi. Environmental toxicology of microplastic particles on fish: A review. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, v. 287, p. 1-19, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2024.110042>. Acesso em: abr. 2025.

BASTOS, W. R. et al. Sex-related mercury bioaccumulation in fish from the Madeira River, Amazon. *Environmental Research*, v. 144, p. 73–80, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.11.001>. Acesso em: 2 fev. 2025.

BAUER, A. L. et al. Microplastic ingestion by fish in headwater streams of a subtropical river basin in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 84, p. 1-12, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.267886>. Acesso em: 14 dez. 2024.

BAUMGARTNER et al. Peixes do baixo rio Iguaçu. Ilustrações de peixes Gabriel de Carvalho Deprá; prefácio Ângelo Antônio Agostinho. -- Maringá : Eduem, 2012.

BERTOLDI, C. et al. Microplásticos em sistema de água doce: eficiência das estações de tratamento e presença em águas de abastecimento público. In: SOUZA MACHADO, A. A. et al. (org.). *Microplásticos: fontes, impactos e soluções para esse problema global*. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2021a. Disponível em: https://ecologia.ib.usp.br/portal/microplastico/livro_todo.pdf. Acesso em: jan. 2025.

BERTOLDI, C. et al. Primeira evidência de contaminação por microplásticos na água doce do Lago Guaíba, Porto Alegre, Brasil. *Science of the Total Environment*, v. 759, mar. 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>. Acesso em: jul. 2025.

BOGEVIK, A. S. et al. PCB-126 spiked to polyethylene microplastic ingested by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) accumulates in liver and muscle tissues. *Marine Pollution Bulletin*, v. 187, 2023. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114528>. Acesso em: jul. 2025.

BRENNECKE, D. et al. Microplásticos como vetores de contaminação por metais pesados do ambiente marinho. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 178, p. 189-195, jan. 2016. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.12.003. Acesso em: fev. 2025

BURGER, J. A framework and methods for incorporating gender-related issues in wildlife risk assessment: gender-related differences in metal levels and other contaminants as a case study. *Environmental Research*, v. 104, n. 1, p. 153–162, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.08.001>. Acesso em: fev. 2025.

CARPENTER, E. J. et al. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, v. 178, p. 749–750, 1972. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749>. Acesso em: dez. 2024.

CEYLAN, Levent; ARI, Hatice; ERDOĞAN, Şeyda. The role of habitat preference and feeding strategy on exposure to microplastic pollution in freshwater fish species. *Chemosphere*, v. 370, fev. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143921>. Acesso em: jan. 2025.

CHEN, Qiqing et al. Microplastics Lead to Hyperactive Swimming Behaviour in Adult Zebrafish. *Aquatic Toxicology*, v. 224, p. 1-9, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105521>.

CHOONG, W. S. et al. Characterization of microplastics in water and sediments from the Baram River estuary, Borneo Island. *Marine Pollution Bulletin*, v. 172, nov. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112880>. Acesso em: dez. 2024.

CHOUDHARY, A. et al. Assessment of microplastics and associated ecological risk in the longest river (Godavari) of peninsular India: a comprehensive source-to-sink analysis in water, sediment and fish. *Marine Pollution Bulletin*, v. 212, mar. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117560>. Acesso em: jan. 2025.

COLLARD, F. et al. Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environmental Pollution*, v. 229, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.089>. Acesso em: jan. 2025.

COMITESINOS. Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. 2014. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/g020-bh-sinos>. Acesso em: dez. 2024.

CORRÊA, F.; PIEDRAS, S. Alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) no Arroio Corrientes, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, Florianópolis, v. 21, n. 4, p. 117–122, 2008. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2008v21n4p117>. Acesso em: dez. 2024.

CRAWFORD, C. B.; QUINN, B. Microplastic pollutants. Amsterdam: Elsevier, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/313404867_Microplastic_Pollutants. Acesso em: fev. 2025.

DAR, Mohd Ashraf et al. Microplastic pollution: a global perspective in surface waters,

microbial degradation, and corresponding mechanism. *Marine Pollution Bulletin*, v. 210, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117344>. Acesso em: jan. 2025.

DRIS, R. et al. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry, Collingwood*, v. 12, n. 5, p. 592–599, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1071/EN14167>. Acesso em: dez. 2024.

DUARTE, A. et al. O uso da técnica de gravimetria em uma instituição de ensino superior como ferramenta de apoio a políticas ambientais. *Anais do Evento*, 2020. DOI: <https://doi.org/10.22533/at.ed.293202508>. Acesso em: jul. 2025.

EL-GHAZALY, N. A. et al. Influência do sexo na acumulação e distribuição de alguns traços de metais em *Sardinella aurita* de três locais em Alexandria e na costa norte do Egito. *The Egyptian Journal of Experimental Biology (Zoology)*, v. 12, n. 1, p. 31–33, 2017. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/371043871>. Acesso em: fev. 2025.

FERNANDES, A. N. et al. Microplastics in Latin America ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 33, n. 4, p. 303–326, 2022. DOI: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>. Acesso em: dez. 2024.

FERRAZ, M. et al. Microplastic concentrations in raw and drinking water in the Sinos River, Southern Brazil. *Water*, v. 12, n. 11, p. 3115, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12113115>. Acesso em: 14 dez. 2024.

FOLEY, C. J. et al. A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of the Total Environment*, v. 631–632, p. 550–559, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.046>. Acesso em: jan. 2025.

FRACALOSSO, D. M.; CYRINO, J. E. P. (eds.). *Nutriaqua: nutrição e alimentação de espécies de interesse para a aquicultura brasileira*. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, 2012. 375 p. DOI: <https://repositorio.usp.br/item/002413371>. Acesso em: jan. 2025.

FREIRE, R. C. et al. Microplástico: contaminantes emergentes presentes em efluentes domésticos e sua influência na qualidade da água para consumo humano. *Revista Brasileira de Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 2, n. 3, p. 75–88, 2022. DOI: <https://rbmaes.emnuvens.com.br/revista/article/view/221>. Acesso em: jan. 2025.

FRIES, E. et al. Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 15, p. 1949–1956, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1039/C3EM00214D>. Acesso em: jul. 2025

FROESE, R.; PAULY, D. (Ed.). *FishBase*. Publicação eletrônica da World Wide Web, 2025. Disponível em: <https://www.fishbase.org>. Acesso em: 2 abr. 2025.

GOMIERO, Leandro M.; VILLARES JUNIOR, Gilberto A.; BRAGA, Francisco M. S. Relação peso-comprimento e fator de condição de *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia, Mata Atlântica, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* V. 10, n. 1, p. 1-5, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000100009>

GEWURTZ, Sarah B.; BHAVSAR, Satyendra P.; FLETCHER, Rachael. Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: importance for fish consumption advisories. *Environ Int.*, v. 37, n. 2, p. 425-434, 2011. DOI: [10.1016/j.envint.2010.11.005](https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.11.005)

GAMBOA, A. C. et al. Accumulation of plastics of different sizes on an urban beach in eastern Venezuela (Caribbean Sea). *Brazilian Association of Sanitary and Environmental Engineering*, 2024. Accessed: September 2024.

GAO, C. et al. From plankton to fish: the multifaceted threat of microplastics in freshwater environments. *Aquatic Toxicology*, v. 279, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2025.107242>. Acesso em: jan. 2025.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, v. 3, e1700782, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>. Acesso em: jan. 2025.

GHOSH, T. Microplastics bioaccumulation in fish: its potential toxic effects on hematology, immune response, neurotoxicity, oxidative stress, growth, and reproductive dysfunction. *Toxicology Reports*, v. 14, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101854>. Acesso em: jan. 2025.

GOMES, CMB. Lançamento de partículas de polietileno à costa do RGS Véritas. *Porto Alegre*, v. 70, p. 174-206, 1973.

GRISI, Breno M. *Glosário de Ecologia e Ciências Ambientais*. 3. ed. revisada e ampliada. Ilustrado com fotos, quadros, figuras e gráficos. João Pessoa, 2007.

GUILLANTE, T. et al. Sex-biased response of pollution biomarkers in fish: Insights from the killifish *Poecilia vivipara*. *Aquatic Toxicology*, v. 261, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106613>. Acesso em: jul. 2025.

HASSAN, Z. et al. Plastic pollution in aquatic environments: sources, impacts, and solutions. *Brazilian Journal of Biology*, v. 84, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.272524>. Acesso em: dez. 2024.

HARTZ, S. M.; BARBIERI, G. Growth of *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869), In: Emboaba Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil. Published online: p 169-178, 19 nov. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650529309360901>

JAMAL, Nilma Tuz et al. Microplastic contamination in some popular seafood fish species from the northern Bay of Bengal and possible consumer risk assessment. *Food Control*, v. 171, p. 1-13, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2024.111114>. Acesso em: fev. 2025.

JOHNSTON, Thomas A. et al. Variation in Organochlorine Bioaccumulation by a Predatory Fish; Gender, Geography, and Data Analysis Methods. *Environmental Science & Technology*, v. 36, n. 29, p. 4238-4244, 2002. DOI: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es0115060>.

KADAC-CZAPSKA, K. et al. Microplastics and oxidative stress—current problems and prospects. *Antioxidants*, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/antiox13050579>. Acesso em: fev. 2025.

KATAOKA, T. et al. Sources and pathways of microplastics to the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 74, n. 1, p. 30-38, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.029>. Acesso em: 14 dez. 2024.

KIM, J.-H.; YU, Y.-B.; CHOI, J.-H. Toxic effects on bioaccumulation, hematological parameters, oxidative stress, immune responses and neurotoxicity in fish exposed to microplastics: a review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 413, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125423>. Acesso em: jan. 2025.

KOONGOLLA, J. B. et al. Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from Beibu Gulf, South China Sea. *Environmental Pollution*, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113734>. Acesso em: fev. 2025.

LAMBERT, S.; WAGNER, M. (Eds.). *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* Cham: Springer, 2018. (The Handbook of Environmental Chemistry, v. 58). DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>. Acesso em: dez. 2024.

LEAL, M. E.; BREMM, C. Q.; SCHULZ, U. H. Lista da ictiocenose da Bacia do Rio dos Sinos, sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, v. 35, n. 2, p. 307–317, 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/289221877_Fish_assemblage_list_of_the_Sinos_River_Basin_South_Brazil. Acesso em: jan. 2025

LI, J.; ZHANG, K.; ZHANG, H. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution*, v. 237, p. 460-467, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>.

LIN, X. et al. Microplastic contamination in fish: Critical review and assessment of data quality. *Food Control*, v. 153, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2023.109939>. Acesso em: 28 jan. 2025.

LIU, J.; ZHENG, L. Vias de migração e transformação de microplásticos e riscos de exposição à saúde. *Environmental Pollution*, v. 368, p. 125700, mar. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125700>. Acesso em: jan. 2025.

LOPES, Bueno C.; CHOW, Fanly F. H. *Noções básicas de sistemática filogenética. Licenciatura em Ciências. USP/Univesp*, 2014.

Maes T, Jessop R, Wellner N, Haupt K, Mayes A. A rapid-screening approach to

detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*. 2017; 7: 44501. <https://www.nature.com/articles/srep4450>

MASI, F. et al. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary: Overview of research on microplastics, freshwater, fish. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 20, n. 3, p. 1745, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph20031745>. Acesso em: jan. 2025.

MATTOS, N. S.; OLIVEIRA, M. G.; HARTZ, S. M. Feeding of *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) in Corrientes Creek, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 14, n. 1, p. 234–241, 2019. Acesso em: set. 2024.

MENDES, T. et al. Microplásticos: contaminantes emergentes no ambiente. *Revista Científica de Ecologia e Sustentabilidade*, v. 9, n. 2, p. 145–159, 2024. Disponível em: <http://up-rid.up.ac.pa/6568/>. Acesso em: jan. 2025.

MENEZES, M. et al. Revealing the hidden threats: Genotoxic effects of microplastics on freshwater fish. *Aquatic Toxicology*, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2024.107089>. Acesso em: fev. 2025.

MONTAGNER, C. C. et al. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química Nova*, v. 44, n. 10, p. 1328–1352, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>. Acesso em: dez. 2024.

MORO, G. V. et al. Anatomia e fisiologia de peixes de água doce. In: RODRIGUES, A. P. O. et al. *Piscicultura de água doce: multiplicando conhecimentos*. Brasília, DF: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2013. p. 71–86. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1082288/1/cap.2.pdf> Acesso em: jan. 2025.

NEWTON, D. E. *Plastics and microplastics: a reference handbook*. Santa Barbara: ABC-CLIO, 2021. Disponível em: <https://www.abc-clio.com>. Acesso em: jan. 2025.

NIKOLIĆ, D. et al. Sex-specific elemental accumulation and histopathology of pike-perch (*Sander lucioperca*) from the Garaši Reservoir (Serbia) with human health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 53700–53711, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14604-0>. Acesso em: jul. 2025.

OLIVATTO, G. P. et al. Microplásticos: contaminantes de preocupação global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, v. 10, n. 6, p. 1968–1989, 2018. Disponível em: <http://rvq.s bq.org.br>. Acesso em: jul. 2025.

OLIVATTO, G. P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 139, p. 157–162, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>. Acesso em: fev. 2025.

PANIZZON, J. Microplásticos no Rio dos Sinos: ocorrência, identificação e caracterização química. 2021. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, Universidade Feevale, Novo Hamburgo, 2021.

PARAÍBA, Lourival C.; SAITO, Maria L. Distribuição ambiental de poluentes orgânicos encontrados em lodos de esgoto. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v. 40, n. 9, p. 853-860, set. 2005.

PARKER, B. et al. Microplastic stress responses are rarely synergistic in freshwater fish: A meta- analysis. *Science of the Total Environment*, v. 947, p. 174566, 15 out. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174566>. Acesso em: jan. 2025.

PATIDAR, K. et al. Assessing the microplastic pandemic: Prevalence, detection, and human health impacts in Asian aquatic environments. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 137, p. 103800, fev. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103800>. Acesso em: jan. 2025.

PEREIRA, R. A. C.; RESENDE, E. K. Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 1998. EMBRAPA-CPAP, Boletim de Pesquisa, 12. Corumbá, Mato Grosso do Sul.

POMPÊO, M.L.M. et al. Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos (Aspects of ecotoxicity in aquatic environments). Instituto de Biociências – IB/USP Universidade de São Paulo. 2022.

PRIYANKA, R.; GOVINDARAJULU, B. Transportation of microplastics from the rural area into the urban area of the Kosasthalaiyar River in the metropolitan city of Chennai. *Regional Studies in Marine Science*, v. 66, 103151, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103151>. Acesso em: jan. 2025.

PROKIĆ, M. D. et al. Ecotoxicological effects of microplastics: Examination of biomarkers, current state and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.001>. Acesso em: fev. 2025.

ROTTA, M. A. Aspectos gerais da fisiologia e estrutura do sistema digestivo dos peixes relacionados à piscicultura. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2003. (Documentos / Embrapa Pantanal, ISSN 1517- 1973; 53). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/811108/1/DOC53.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2025.

SAAD, D. et al. First biomonitoring of microplastic pollution in the Vaal River using carp fish (*Cyprinus carpio*) as a bio-indicator. *Science of The Total Environment*, v. 836, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155623>. Acesso em: fev. 2025.

SAMPSONIDIS, I. et al. Genotoxicity and metabolic changes induced via ingestion of virgin and UV- aged polyethylene microplastics by the freshwater fish *Perca fluviatilis*. *Chemosphere*, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142619>. Acesso em: fev. 2025.

SANTOS, C. F. et al. Marine spatial planning and oil spill risk analysis: Finding common grounds. *Marine Pollution Bulletin*, v. 74, n. 1, p. 73–81, 2013. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.029>. Acesso em: dez. 2024.

SCHIFINO, L. C.; FIALHO, C. B.; VERANI, J. R. Reproductive aspects of *Cyphocharax voga* (Hensel) from Custódias Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil (Characiformes, Curimatidae). *Brazilian Journal of Zoology*, v. 15, n. 3, p. 767–773, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81751998000300019>. Acesso em: set. 2024.

SCHLEMMER, D. A.; ANDREANI, L.; VALADARES, L. F. Biomateriais: polímeros e compósitos. Brasília, DF: Embrapa Agroenergia, 2014. (Comunicado Técnico, 10). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1005850/1/cot1001.pdf>. Acesso em: jan. 2025.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environmental Science & Technology*, v. 51, n. 21, p. 12246–12253, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>. Acesso em: dez. 2024.

SCHULZ, U. H.; MARTINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* como bioindicador da poluição da água do Rio dos Sinos, RS, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 61, n. 4, p. 615–622, 2001. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/ZsLKDbYFJjtXCdbG8YcYMzz/>. Acesso em: dez. 2024.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – SEMA-RS. Relatório Técnico 2 – Bacia Hidrográfica do Baixo Jacuí (RT2). Porto Alegre: SEMA-RS, 2023. Disponível em: https://sema.rs.gov.br/g070-bh-baixo-jacui?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 7 jan. 2025.

SEVCIKOVA, M. et al. Metals as a cause of oxidative stress in fish: a review. *Veterinari Medicina*, v. 56, n. 11, p. 537–546, 2011. Disponível em: <https://vetmed.agriculturejournals.cz/pdfs/vet/2011/11/02.pdf>. Acesso em: fev. 2025.

SHI, Y. et al. Freshwater microplastic governance and sustainable development: Pollution status, interactions, policies, and prospective studies. *Desalination and Water Treatment*, v. 320, out. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100704>. Acesso em: dez. 2024.

SILVA, D. C. et al. Contaminantes ambientais: efeitos dos microplásticos em organismos aquáticos e terrestres. *Research, Society and Development*. V. 10, n. 7, e54310716761, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i7.16761>

SILVEIRA, D. et al. Microplastic contamination in the liver of iliophagous fish in an urbanized river of subtropical climate in southern South America. *Acta Biologica Brasiliensia*, v. 7, n. 2, p. 83-102, 2024. DOI: <https://doi.org/10.18554/acbiobras.v7i2.7772>.

SOARES, A. F. S.; SOUZA, L. P. S. e. Presença de micropoluentes nos esgotos e contaminação dos mananciais de abastecimento público. In: Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental, 11., 2020, Vitória. Anais [...]. Vitória: IBEAS, 2020. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2020/VIII-017.pdf>. Acesso em:

jan. 2025.

SOUZA, T. L. de; PAROLIN, M.; CRISPIM, J. de Q. Sobre as pesquisas de microplásticos na atmosfera, o que sabemos? *Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia*, v. 15, p. 360–387, 2024. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/Observatorium/article/view/73349>. Acesso em: mar. 2025.

TANG, K. H. D. Genotoxicity of microplastics on living organisms: Effects on chromosomes, DNA and gene expression. *Environments*, 2025. DOI: 10.3390/ambientes12010010. Acesso em: fev. 2025.

TRIEBSKORN, R. et al. Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 110, p. 375–392, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.023>. Acesso em: 28 jan. 2025.

VARI, R. P.; RÖPKE, C. P. Curimatidae. In: QUEIROZ, L. J. de et al. (org.). *Peixes do Rio Madeira*. São Paulo: Dialeto Latin American Documentary, 2013. v. 1, cap. 12. Disponível em: <https://santoantonioenergia.com.br/wp-content/uploads/2023/05/ictio1.pdf>. Acesso em: jan. 2025.

VELZEBOER, I.; KWADIJK, C. J. A. F.; KOELMANS, A. A. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. *Environmental Science & Technology*, v. 48, n. 9, p. 4869–4876, 2014. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es405721v>. Acesso em: jan. 2025.

VOLKHEIMER, G.; SCHULZ, F. H. The Phenomenon of Persorption. *Digestion*, v. 1, n. 4, p. 213–218, 1968. DOI: <https://doi.org/10.1159/000196856>.

WASSER DREI NULL. Mikroplastik: Wissen über Mikroplastik. Disponível em: <https://wasserdreinull.de/wissen/mikroplastik/>. Acesso em: jan. 2025.

WEBER, P. et al. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal*, v. 106, p. 61–66, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.004>. Acesso em: jan. 2025.

WRIGHT, S.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, v. 178, p. 483–492, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>. Acesso em: fev. 2025.

YEE, M. S.-L. et al. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials*, v. 11, n. 2, p. 496, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/nano11020496>. Acesso em: jan. 2025.

ZBYSZEWSKI, M.; CORCORAN, P. L. Distribuição e degradação de partículas plásticas de água doce ao longo das praias do Lago Huron, Canadá. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 220, p. 365–372, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0760-6>. Acesso em: dez. 2024.

ZITOUNI, N. et al. Absorption, distribution in tissues and toxicological effects of environmental microplastics in juvenile *Dicentrarchus labrax*. Journal of Hazardous Materials, v. 403, 124055, 5 fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124055>. Acesso em: jul. 2025.

3. ARTIGO I – CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM FÍGADO DE PEIXES ILIÓFAGOS EM UM RIO URBANIZADO DE CLIMA SUBTROPICAL NO SUL DA AMÉRICA DO SUL

Acta Biologica Brasiliensia, v.7, n. 2 (2024) ISSN online2596-0016.

Disponível

em: <https://seer.uftm.edu.br/revistaeletronica/index.php/acbioabras/article/view/7772>

RESUMO

Os microplásticos (MPs) foram detectados em uma variedade de ecossistemas, incluindo os ambientes atmosféricos, aquáticos e terrestres. São encontrados nos órgãos e sistemas dos organismos que habitam esses ambientes. Entretanto, pouco se sabe sobre os reais danos causados na saúde dos vertebrados, incluindo os humanos. Diante disso, o presente estudo investigou a presença de MPs no fígado de 54 peixes da espécie *Cyphocharax voga* do Rio dos Sinos, um rio urbano situado no sul da América do Sul. Explorou-se a relação entre a concentração de MPs e o fator de condição (K_n) dos peixes, revelando não haver associação significativa entre a concentração média de MPs por grama de tecido hepático e o fator de condição K_n . A análise destaca a complexidade das interações entre MPs e organismos aquáticos, enfatizando a necessidade de avaliações abrangentes dos riscos e impactos dos microplásticos em ecossistemas aquáticos.

PALAVRAS-CHAVE: Polímeros, Peixes de água doce, Fator de condição, Dimorfismo sexual.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) have been detected in a variety of ecosystems, including atmospheric, aquatic, and terrestrial environments. They have also been found in the organs and systems of organisms inhabiting these environments. However, little is known about the actual health effects on vertebrates, including humans. Therefore, the present study investigated the presence of MPs in the liver of 54 *Cyphocharax voga* fish from the Rio dos Sinos, an urban river located in southern South America. It explored the relationship between MPs concentration and the condition factor (K_n) of the fish, revealing no significant association between the average concentration of MPs per gram of liver tissue and the K_n condition factor. The analysis highlights the complexity of interactions between MPs and aquatic organisms, emphasizing the need for comprehensive assessments of the risks and impacts of microplastics in aquatic

ecosystems.

KEYWORD: Polymers, Freshwater Fish, Condition Factor, Sexual Dimorphism.

INTRODUÇÃO

Partículas de plástico foram encontradas em sedimentos marinhos e de água doce, água subterrânea, gelo antártico, bebidas, alimentos e até mesmo em plantas¹, bem como em peixes de água doce².

Embora o mecanismo preciso de acumulação e transferência de MPs não tenha sido totalmente compreendido alguns estudos sugerem que o trato gastrointestinal é um dos principais pontos de entrada para a contaminação de outros órgãos e tecidos em animais, seja por transferência trófica ou ingestão direta de partículas de plástico presentes no ambiente¹.

O crescimento dos peixes, essencialmente avaliado pela massa e comprimento corporal, é influenciado por fatores endógenos (herança genética e ação hormonal) e exógenos (elementos ambientais, especialmente alimentação). Índices como o fator de condição (K_n) e a relação massa-comprimento são fundamentais no estudo da biologia de peixes. Uma aptidão global para espécies de peixes é assumida quando os valores de K_n são iguais ou próximos de 1, sendo fundamental em estudos de biologia animal e pesqueira, proporcionando uma análise abrangente do bem-estar e do ciclo de vida das espécies³.

Esse fator possibilita uma análise abrangente sobre como fatores alimentares e ambientais, incluindo a poluição por microplásticos, podem impactar o ciclo de vida dessas espécies.

No estado do Rio Grande do Sul, situado na região sul do Brasil, o Rio dos Sinos se destaca como um corpo d'água de uso múltiplo que sofre consideráveis impactos a partir da extensa e diversificada atividade antrópica. Este rio desempenha um papel fundamental, fornecendo água para consumo para uma população de 1,3 milhão de habitantes e diferentes atividades industriais, agrícolas e pecuária desenvolvidas na região.

As regiões médias e baixas da bacia do Rio dos Sinos experimentam alterações ambientais substanciais. Nesses locais, os riachos que compõem a rede hidrográfica da bacia atravessam centros urbanos de alta densidade populacional e intensa atividade industrial. Os principais desafios que afetam negativamente os

afluentes do Rio dos Sinos incluem a contaminação oriunda pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais em áreas urbanas. Estudos que investigaram a presença de MPs na água do Rio dos Sinos constataram que as concentrações de MPs no Rio dos Sinos (média de 330,2 partículas/L) assemelharam-se às de outros rios em áreas densamente povoadas. Eles atribuíram as elevadas concentrações à presença de esgoto doméstico não tratado⁴.

A espécie *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) é amplamente distribuída e abundante no sul da América do Sul, ocorrendo desde a bacia do rio Paraguai até os sistemas hidrográficos costeiros sul-americanos. Pertencente à família Curimatidae, essa espécie é caracterizada por ser desdentada e pertencer a um grupo de nadadores ativos que se alimentam de areia e detritos, geralmente agrupando-se próximos ao fundo em águas abertas⁵.

Os hábitos alimentares de *C. voga* são diversos, abrangendo uma dieta predominantemente detritívora que inclui cladóceros, algas filamentosas, sedimentos e microrganismos. Devido à sua alimentação especializada em lodo ou detrito, a espécie é classificada como Iliófago⁵.

Embora a presença de MPs em peixes e a relação entre seus hábitos alimentares e a ingestão de plástico sejam tópicos já abordados, poucos analisaram a presença de MPs no fígado dos peixes e sua relação com o fator K_n dessas espécies. Os MPs podem seguir três possíveis caminhos ao entrarem no organismo: ser prontamente excretados de volta ao ambiente, permanecer internamente retidos, sujeitos à degradação física e química, ou ser assimilados nos tecidos e órgãos⁶. Compreender a distribuição e o acúmulo desses poluentes nos tecidos é de suma importância para avaliar os potenciais impactos na saúde dos organismos e, por consequência, na cadeia alimentar. Os MPs têm o potencial de afetar a biota em diversos níveis biológicos, desde sistemas celulares e órgãos até os níveis individuais, populacionais e ecossistêmicos⁶.

Este estudo teve como objetivo diagnosticar, analisar e quantificar a presença de MPs nos tecidos hepáticos de *C. voga* do Rio dos Sinos. A hipótese investigada buscou correlacionar a contagem de partículas por unidade de massa (MPs/g) no fígado com o fator K_n dos peixes amostrados. Essa abordagem se fundamenta em estudos sobre a fisiologia de peixes, os quais indicam que a corrente sanguínea e, posteriormente, o fígado, servem como portas de entrada de nutrientes e, possivelmente, de MPs no organismo⁷.

METODOLOGIA

Na Figura 1, apresenta-se um infográfico resumindo a metodologia aplicada no estudo, delineando os passos-chave adotados para a coleta de dados e a análise subsequente.

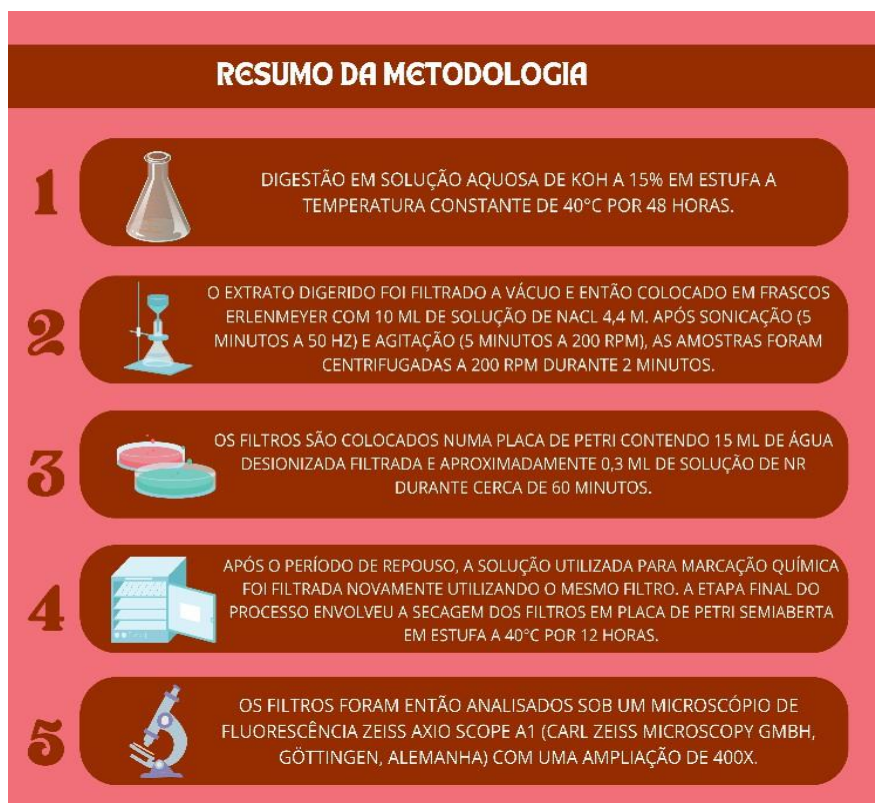


Figura 1. Resumo metodologia. (1) Digestão dos tecidos; (2) Extração dos MP; (3) Marcação química; (4) Fixação e secagem dos filtros; (5) Análise dos filtros.

O Nile Red (NR) (9-dietilamino-5H-benzo(α) fenoxazinona-5-ona) tem demonstrado ser um corante adequado para análise de MPs devido à sua afinidade com uma grande variedade de polímeros, pouco tempo de incubação, alta adsorção, intensidade de fluorescência e baixo custo⁸ e vem sendo, nos últimos anos, utilizado em diversos estudos⁹.

A identificação de partículas plásticas coradas com NR foi realizada utilizando os mesmos parâmetros de estudos que investigaram técnicas de triagem rápida para detectar e quantificar MPs no mesmo microscópio de fluorescência e mesma ampliação (40x). O corante NR tem a capacidade de adsorver em superfícies plásticas, tornando-as fluorescentes e possibilitando a identificação e contagem de partículas de tamanho muito reduzido ($\leq 3 \mu\text{m}$)⁹.

A Bacia do Rio dos Sinos, localizada no nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil,

abrange aproximadamente 3.800 km², incluindo 32 municípios, e destaca-se como um importante centro industrial no país. A Bacia é subdividida em três partes distintas: uma superior, com baixa densidade populacional e atividades agrícolas, uma intermediária com maior população e indústrias, e uma inferior densamente povoada com foco nas indústrias de couro, calçados, metalurgia e petroquímica.

O Rio dos Sinos é reconhecido por ser um dos principais rios do Estado. Entre os rios mais poluídos do Brasil, o Rio dos Sinos apresenta um baixo índice tratamento de esgoto, o que, combinado com a alta concentração de indústrias e intensa atividade agrícola na região, resulta em numerosos impactos sobre um volume relativamente pequeno de água.

Para este estudo, um total de 54 peixes da espécie *C. voga*, já mortos e mantidos em gelo, foram doados por pescadores da localidade de Santo Afonso, no médio Sinos em Novo Hamburgo, RS (Figura 2), no período entre abril e maio de 2022. Os peixes foram devidamente armazenados em condições de gelo.

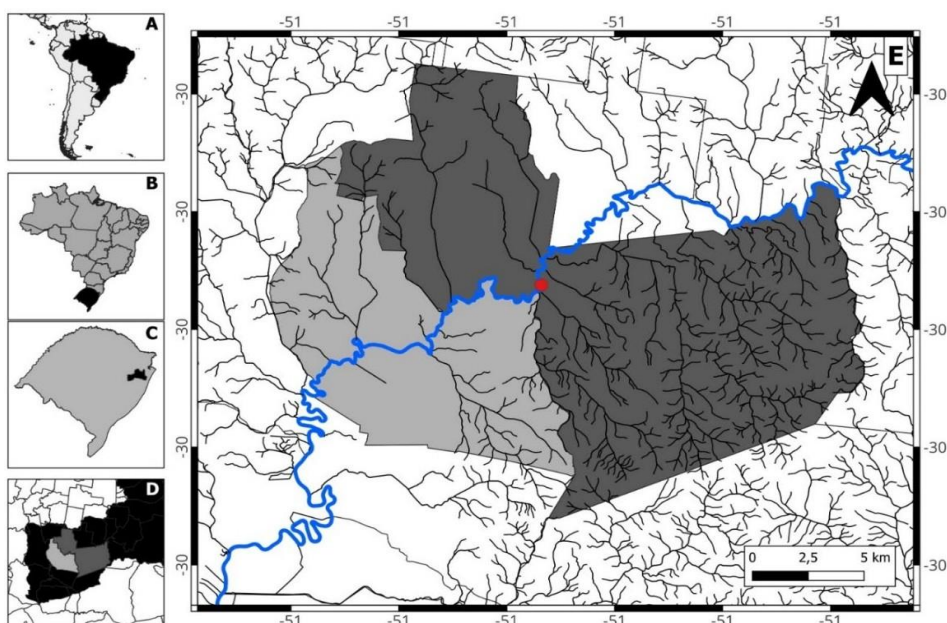


Figura 2. (a) América do sul; (b) Rio Grande do Sul; (c) Localização no mapa do RS da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos; (d) Localização da Cidade de Novo Hamburgo em relação a bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos; (e) Coordenadas ponto de coleta na localidade de Prainha no Rio dos Sinos.

No laboratório, o comprimento total (cm) dos peixes foi medido desde a ponta do focinho ou parte da boca até a nadadeira caudal utilizando um ictiômetro de alumínio milimetrado de 50 cm. A massa total foi determinada utilizando uma balança

de plataforma Mettler Toledo SB12001 com uma precisão de 0,1 gramas. Essas medições foram posteriormente utilizadas para calcular o Fator de Condição K_n de cada indivíduo.

Após o registro dos dados biométricos, os peixes foram dissecados para extrair o tecido hepático, que foi então preservado no freezer a -20°C até o momento do processamento. As amostras de fígado variaram de $0,36 \pm 0,22\text{g}$ (em fêmeas) e $0,47 \pm 0,41\text{g}$ (em machos).

Antes de serem processadas, as amostras de fígado passaram por um processo de descongelamento e pesagem.

O protocolo de extração de MPs seguiu metodologias descritas em estudos anteriores, com pequenas modificações⁴. Cada estudo conduziu seus experimentos de forma distinta, adaptando os métodos conforme as necessidades e recursos disponíveis. Um dos estudos utilizou um vortex para agitar as soluções, enquanto este trabalho empregou uma mesa agitadora⁴. Utilizou-se concentração de KOH 15% para a extração do MPs e para a separação por densidade foi empregado cloreto de sódio e ainda filtros de celulose.

Após o descongelamento, as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro contendo solução aquosa de KOH 15% e mantidas em estufa com temperatura constante de 40°C por 48 horas.

Após 48 horas, as amostras digeridas aproximadamente 50 mL de solução de KOH foram agitadas manualmente e o extrato resultante foi filtrado em filtro de celulose (Whatman 1541047), acoplado a um kitasato e uma bomba de vácuo. Em seguida, os filtros foram alocados em frascos erlenmeyer de vidro, cobertos com papel alumínio e adicionado 10 mL de solução de NaCl 4,4 M. As amostras foram sonicadas a 50 Hz por 5 min, agitadas em um agitador orbital (200 rpm) por 5 min e centrifugadas a 200 rpm por 2 min. O sobrenadante foi filtrado novamente em filtro de celulose (Whatman 1541047) e alocado em uma placa de Petri contendo 15 mL de água deionizada duplamente filtrada e aproximadamente 0,3 mL de solução de Nile Red (1 mg de NR / 1 mL de acetona). A acetona é considerada o solvente ideal para o NR10. Os filtros foram deixados em repouso por cerca de 60 minutos para permitir a marcação química dos polímeros presentes neles, após o período de descanso, a solução utilizada para marcação química foi novamente filtrada usando o mesmo filtro.

A etapa final do processo consistiu na secagem dos filtros em placa de Petri

semiaberta, em estufa a 400C, por 12 horas.

Para identificar, quantificar e medir os possíveis MPs presentes nas amostras, os filtros foram analisados utilizando o microscópio de fluorescência AxioScope A1 da Zeiss, com o auxílio do software Axio Vision Rel. 4.8 da Carl Zeiss. Foi empregada uma objetiva de 40x e uma ocular de 10x. A análise foi conduzida sob luz Rodamina comprimento de excitação de ~ 575 – 640 nm e emissão de ~ 590 a 620 nanômetros nm, conforme descrito na literatura¹¹.

Os resultados foram categorizados em partículas, filmes, esferas e fibras¹². As partículas de MPs foram medidas considerando sua maior dimensão, um parâmetro característico para a avaliação do tamanho das partículas¹³. O estudo abrangeu partículas com tamanhos que variam de 1 µm a 1000 µm.

Para prevenir contaminações por MPs durante os procedimentos, foram adotadas medidas rigorosas. Isso incluiu a utilização preferencial de materiais de laboratório (vidrarias e utensílios) feitos de vidro e metal, a lavagem dos equipamentos com detergente e álcool, seguida de duplo enxágue com água deionizada duplamente filtrada e secagem em estufa antes do uso. Além disso, todas as soluções foram preparadas com água deionizada duplamente filtrada e, após o preparo, filtradas novamente. Durante os procedimentos, a sala permaneceu livre de pessoal não essencial, uso de jalecos de 100% algodão, máscaras de 100% algodão e luvas nitrílicas. Brancos de procedimento foram realizados como controle de contaminação. A contagem de MPs por grama (MPs/g) nas amostras levou em consideração fragmentos, filmes, esferas e fibras, ajustados pelo número de MPs encontrados nos filtros dos brancos de procedimento.

Testes de Normalidade foram realizados no SPSS, onde confirmou-se a distribuição Normal para os três parâmetros estudados: comprimento total, massa total e Microplásticos/g.

Sendo uma distribuição Normal, seguiu-se para a avaliação Anova, Fator único, com intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

RESULTADOS

Para investigar a presença de MPs no fígado de *C. voga*, foi utilizada amostra composta por 54 indivíduos, dos quais 25 eram machos e 29 eram fêmeas. A análise revelou que 57,4% dos peixes estavam contaminados por MPs, com uma distribuição

diferenciada entre os sexos, sendo 38,7% dos machos e 62,8% das fêmeas afetadas. Além disso, foram registradas medidas de comprimento total dos peixes (média de $18,36 \pm 2,60\text{cm}$), massa total (média de $110,56 \pm 44,61\text{g}$), massa dos fígados (média de $0,41 \pm 0,32\text{g}$) e IHS (porcentagem do fígado em relação a massa total do peixe) médio de $0,46 \pm 0,52\%$.

Uma das categorias mais comuns de dimorfismo sexual em peixes é, possivelmente, a variação no tamanho do corpo¹⁴. A análise dos dados apresentados nesse estudo contribui para a compreensão da espécie *C. voga*, evidenciando a presença de dimorfismo sexual na espécie, com as fêmeas, em média, exibindo dimensões corporais superiores às dos machos, tanto em relação ao comprimento quanto a massa (Tabela 1).

Tabela 1. Características de Fêmeas e Machos da espécie *C. voga* estudados.

| | Fêmeas | Machos |
|----------------------|--------------------|-------------------|
| Número de indivíduos | 29 | 25 |
| Comprimento (cm) | $19,56 \pm 1,74$ | $16,97 \pm 2,76$ |
| Massa (g) | $132,80 \pm 33,94$ | $84,76 \pm 41,96$ |

Este fenômeno, comum em diversas espécies, pode estar relacionado a adaptações evolutivas, aspectos comportamentais e dinâmicas ecológicas específicas, bem como às distintas funções desempenhadas por cada sexo no contexto reprodutivo¹⁵. Embora a análise dessa característica não estivesse inicialmente dentro do escopo do estudo, os resultados revelaram uma informação importante sobre a espécie. Dada a sua endemicidade na região Sul da América do Sul, mais precisamente no estado do Rio Grande do Sul, e considerando a escassez de estudos sobre *C. voga*, essa descoberta enfatiza a necessidade de pesquisas adicionais para uma compreensão mais abrangente dessa espécie.

A Figura 3 apresenta a equação e o comportamento dos dados de comprimento total e massa total dos peixes da espécie *C. voga* estudados. A equação $M=a.C^b$, onde M é a massa, C é o comprimento total, a e b são coeficientes determinados a partir dos dados observados, descreve como a massa dos peixes varia em função do comprimento. A relação encontrada sugere que à medida que os peixes crescem em comprimento, sua massa aumenta de acordo com a equação ajustada.

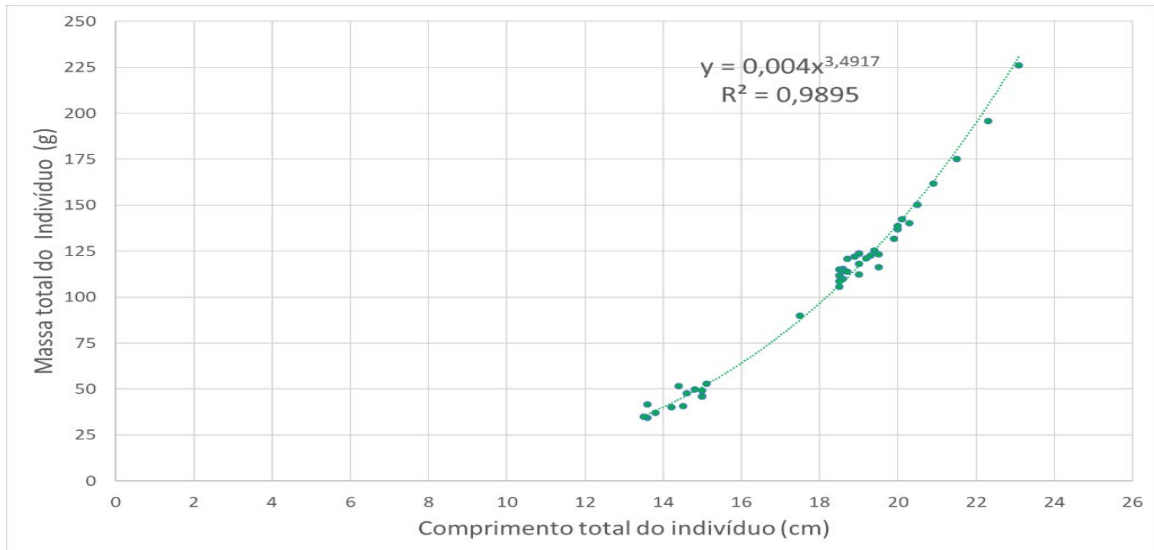


Figura 3. Relação Massa x Comprimento determinado para *C. voga*.

A partir dessa equação, foi calculado o fator de condição K_n para todos os indivíduos, que é um indicador da saúde e bem-estar dos peixes. A Figura 4 ilustra a distribuição dos valores de K_n para a espécie *C. voga* no Rio dos Sinos, comparando cada valor com o valor ideal de 1. Valores de K_n próximos a 1 indicam que os peixes estão em boas condições, enquanto valores divergentes podem sugerir problemas ambientais ou de saúde na população.

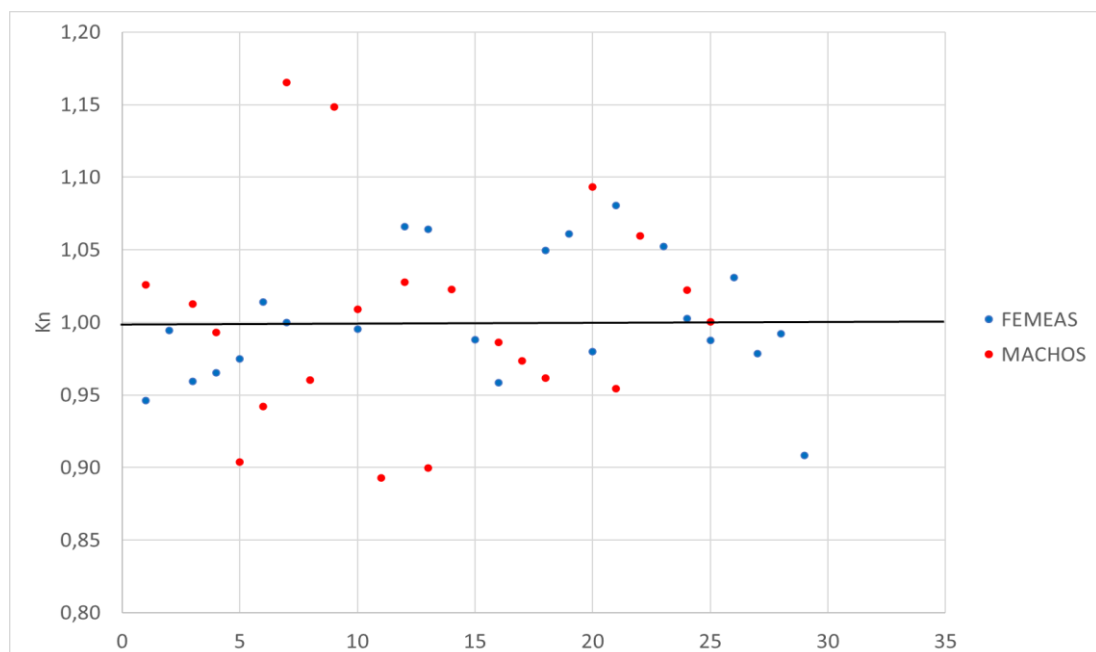


Figura 4. Distribuição dos valores de K_n para *C. voga* no Rio dos Sinos.

Foi realizado um teste de ANOVA de fator único ao nível de significância de 95% para verificar se existem diferenças significativas entre machos e fêmeas para o Fator K_n nas amostras de *C. voga*. Os resultados indicaram que não há diferenças significativas entre os grupos ($p = 0,72846$).

Foi realizada a avaliação das formas MPs encontrados nas amostras. Após a identificação e categorização de todas as partículas, determinou-se a relação MPs/g para cada amostra, somando-se todos os MPs encontrados e subtraindo os presentes nas amostras controle.

Foram observadas quatro formas distintas de partículas: fragmentos, esferas, fibras e filmes. Ao final, procedeu-se à comparação entre as amostras de fêmeas e machos.

As partículas mais frequentes observadas foram fragmentos (69,1%), seguidas por esferas (16,7%), espumas/filmes (13,1%) e fibras (1,2%), sendo estas últimas encontradas em menor quantidade.

A Figura 5, a seguir, exemplifica as diferentes formas de MPs identificadas nas amostras de fígado de *C. voga* estudadas.

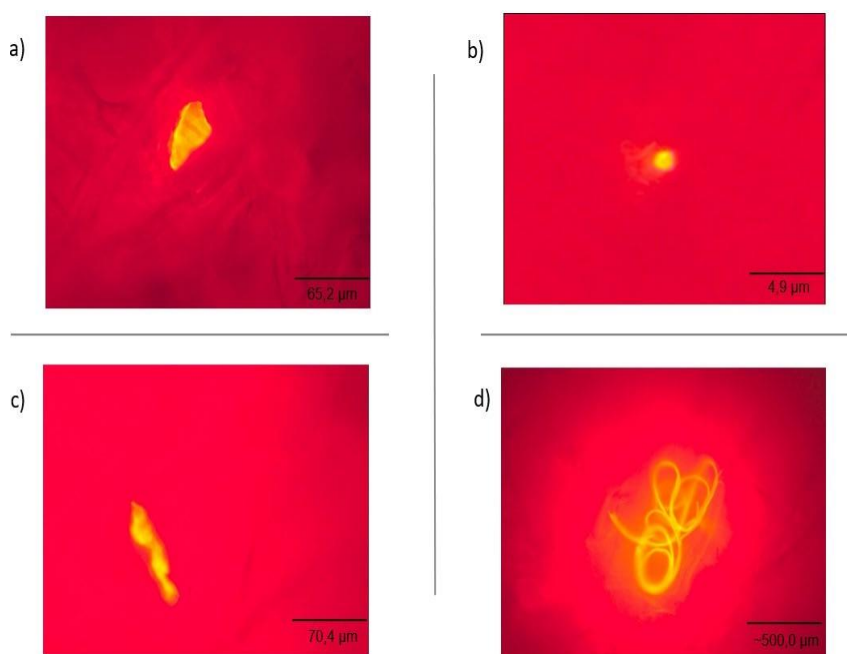


Figura 5. Exemplos de partículas plásticas coradas com NR (aumento de 100x e 400x) sob o filtro de fluorescência de Rodamina. (a) Partícula na forma de fragmentos de MPs; (b) Partícula em forma esférica; (c) Partícula em forma de filme; e (d) Partícula em forma de fibra.

Quanto ao tamanho médio das partículas encontradas no fígado, machos apresentaram partículas com tamanho médio de 35,4 μm enquanto as fêmeas apresentaram partículas com tamanho médio de 42,4 μm . Dos 54 peixes amostrados, em 31 fígados foi possível quantificar e analisar as formas de MPs presentes. As demais amostras de fígado, por contaminação, foram eliminadas. Das que restaram, ainda 8 foram desconsideradas pela avaliação de outliers no parâmetro MPs/g.

Nas fêmeas a média de microplásticos encontrados foi de 77,60 MPs/g, com valores variando entre 27,27 e 153,85 MPs/g. A maior parte das partículas identificadas eram fragmentos (média de 27,63 partículas), seguida por esferas (média de 11,45 partículas). O coeficiente de variação foi de 49,6%, indicando uma moderada variabilidade entre as amostras.

Nos machos, a média de microplásticos foi menor, de 41,51 MPs/g, com variações entre 14,81 e 62,50 MPs/g. Os fragmentos também foram o tipo mais abundante de partícula (17,17 partículas em média), seguidas pelas esferas (média sw 3,68 partículas). O coeficiente de variação foi de 50,1%, mostrando uma variabilidade semelhante à observada nas fêmeas.

Realizado o teste de Anova, fator único, ao nível de significância de 95%, existem diferenças significativas entre Machos e Fêmeas para as quantidades de MPs/g verificados nas amostras ($p = 0,03891$).

A relação massa-comprimento é uma maneira fácil e rápida de descrever o crescimento, sem levar em conta a idade do peixe. A análise do fator K_n em relação aos MPs é crucial, pois reflete as condições nutricionais e comportamentais das espécies, permitindo detectar alterações na saúde dos peixes.

A análise dos dados (Figura 6) confirma que não há uma relação significativa entre a concentração de MPs/g de tecido hepático e K_n para ambos os sexos dos peixes. Para as fêmeas, a linha de tendência apresentou um coeficiente de determinação (R^2) muito baixo de 0,0021, indicando uma correlação praticamente inexistente. Já para os machos, a linha de tendência também mostrou um R^2 baixo de 0,148, sugerindo que a concentração de MPs explica apenas uma pequena parte da variação no fator de condição. Esses achados indicam que a presença de MPs no fígado não afeta significativamente a condição física dos peixes. Sendo assim, a hipótese investigada de correlação entre a concentração de MPs/g no fígado e o fator K_n dos peixes foi refutada.

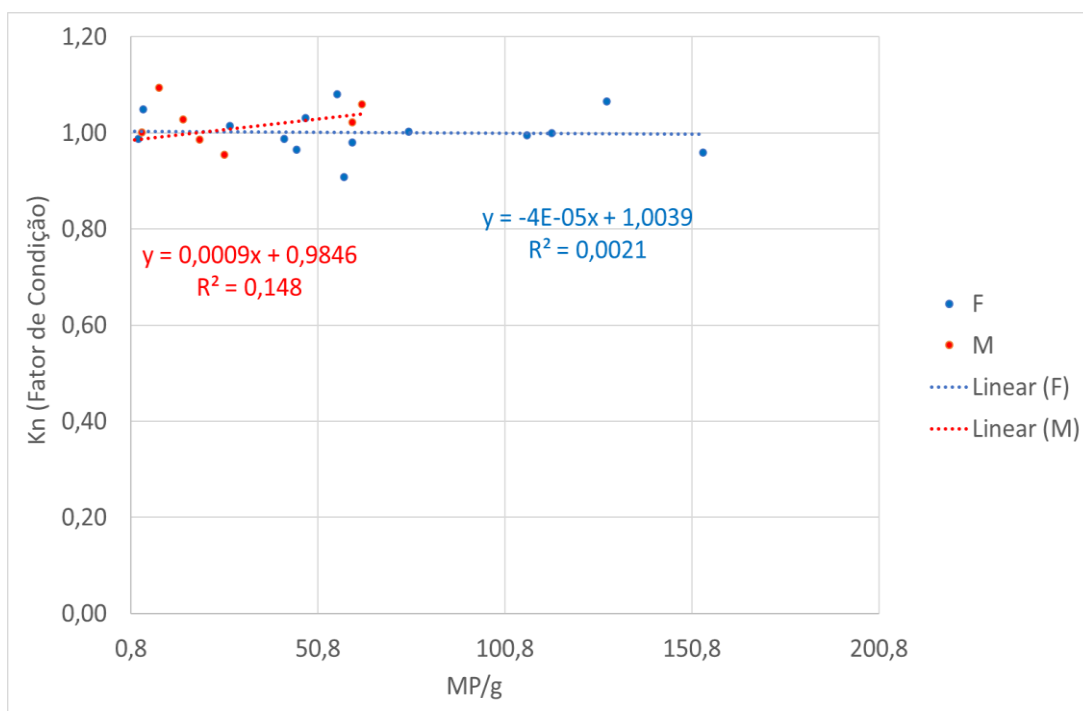


Figura 6. Relação entre a concentração de MPs/g de tecido hepático e o fator de condição (K_n) dos peixes por sexo.

DISCUSSÃO

Durante o período reprodutivo, os peixes geralmente investem grande parte de suas reservas energéticas na produção de gametas, o que pode resultar na redução da massa corporal geral e do fígado, refletindo em um menor fator de condição e IHS. Esse comportamento é comum em várias espécies de peixes¹⁶.

O dimorfismo sexual observado em *C. voga* destaca a complexidade das adaptações das espécies de água doce. Essas variações ressaltam a necessidade de estudos abrangentes, pois muitos grupos, como o *C. voga*, ainda permanecem pouco explorados¹⁷.

Em estudos anteriores realizados no Rio dos Sinos, as fibras foram os microplásticos mais comuns encontrados em amostras ambientais⁴ e no intestino de peixes¹⁸.

Apesar dos desafios metodológicos associados à quantificação de pequenos fragmentos de plástico nos tecidos dos animais¹⁹, o presente estudo confirmou a presença e bioacumulação de MPs no fígado de peixes da espécie *C. voga*, coletados

no Rio dos Sinos. Isso contribui para o preenchimento da lacuna de conhecimento relatada em termos de estudos em ambientes de água doce²⁰.

Nesse estudo, 57.4% dos fígados dos peixes analisados apresentaram contaminação por MPs. Essas descobertas estão em consonância com pesquisas anteriores²¹, que encontraram 83.5% das amostras de fígado contaminadas com MPs em peixes de água doce e 80% das amostras de fígado de peixes marinhos e de água doce²².

A presença de MPs de forma generalizada nos ecossistemas e a sua onipresença relatada em muitos estudos na última década²³, também foi relatada em ecossistemas aquáticos do Rio Grande do Sul que confirmaram a presença de MPs em amostras de água doce superficiais na região⁴. No entanto, o conhecimento sobre a ocorrência e a quantidade de MPs no leito do rio ainda é limitado. A literatura é carente de informações sobre a presença de MPs no sedimento do Rio dos Sinos e em sedimentos de água doce do sul do país. Um dos poucos estudos que abordou esse tema em sedimentos do Rio dos Sinos identificou MPs em todas as amostras de sedimentos, com concentrações variando de 1 a 14 MPs/mL²⁴. Além desses resultados, os autores estabeleceram uma correlação direta entre a presença de micropartículas de MPs e a ausência de tratamentos de águas residuárias e gestão de resíduos sólidos adequados na região²⁴.

Os resultados deste estudo, em conjunto com pesquisas anteriores sugerem a acumulação de MPs na coluna d'água, a deposição desses fragmentos no sedimento e sua subsequente ingestão por peixes iliofágicos durante o forrageamento⁹. Considerando a importância trófica e comercial de numerosos organismos de água doce, nossas descobertas se mostram cruciais para as investigações sobre a poluição plástica.

Em nosso estudo, não foi possível identificar o tipo de polímero nos tecidos. No entanto, os MPs de baixa densidade flutuam, tornando-se acessíveis a filtradores e planctívoros, enquanto os MPs de alta densidade, como o cloreto de polivinilo (PVC), tendem a afundar e se acumular nos sedimentos, tornando-os mais propensos a serem ingeridos por organismos alimentadores de depósito¹⁹.

A predominância de fibras é relatada na maioria dos estudos realizados com o trato gastrointestinal de peixes de água doce ao redor do mundo³⁷. No Rio dos Sinos a presença de fibras de forma abundante no intestino de peixes foi relatada

recentemente¹⁸.

Em relação à presença de MPs no trato gastrointestinal e estômago de peixes, a literatura é extensa. No entanto, lacunas significativas persistem na quantificação e caracterização de MPs no fígado e em outros tecidos de peixes, tanto de água doce quanto marinhos, coletados em campo²⁰. Ao examinar a quantidade, forma e tamanho de MPs nos fígados de *C. voga* do Rio dos Sinos, buscou-se preencher essas lacunas, corroborando com a pesquisa recentes², que, assim como neste estudo (foram encontrados 72.5% de fragmentos), também relataram uma abundância de fragmentos (39%) em tecidos de peixes de água doce².

Este estudo, assim como em outros², não identificou predominantemente fibras nas amostras analisadas (aproximadamente 1%). possivelmente devido à barreira intestinal. Pois, os MPs podem ultrapassar a barreira intestinal e alcançar a circulação sistêmica²⁶. No entanto, como discutido anteriormente, espera-se que apenas partículas menores que 80 µm apresentem maior risco de absorção em células e tecidos, uma vez que apenas partículas muito pequenas podem atravessar as membranas passivamente.

Embora não seja possível afirmar com certeza a origem dos fragmentos de plástico encontrados no fígado, é sabido que as fibras plásticas são comumente encontradas em abundância nos ambientes aquáticos e que animais que forrageiam nesses ambientes podem acabar ingerindo essas fibras e seus fragmentos¹¹. Portanto, é possível que os fragmentos de plástico encontrados no fígado sejam originários de fibras plásticas ingeridas pelos animais, juntamente com outras fontes de MPs. A pesquisa atual está buscando compreender a acumulação seletiva de MPs, mas ainda existem lacunas de pesquisa e pontos de vista contraditórios neste campo devido a sua complexidade¹³.

Em um estudo realizado com *Gadus morhua* em 2023, descobriu-se que MPs com tamanho superior a 150µm não são absorvidas pelo intestino²⁷, o que foi conferido neste trabalho, uma vez que 93.5% das partículas encontradas possuíam tamanho inferior a 100µm. Esses achados indicam que as partículas maiores podem não representar um risco significativo para a saúde dos peixes analisados, uma vez que não são absorvidas pelo intestino.

Apesar dos resultados diferentes, esse estudo corrobora com as descobertas anteriores. Esses resultados são relevantes para a compreensão da bioacumulação

de MPs em peixes detritívoros/iliófagos de água doce, contribuindo para a crescente conscientização sobre os efeitos dessas partículas contaminantes nos ecossistemas aquáticos e em sua biota⁷.

No entanto, há variações na absorção de MPs do ambiente entre os animais, assim como possivelmente no efeito dessas partículas na saúde deles. Este estudo busca compreender e preencher essa lacuna, investigando as diferentes respostas e impactos que a presença de MPs pode exercer na biota aquática, contribuindo para uma compreensão mais abrangente dos efeitos desses poluentes nos organismos.

Até o momento não foram conduzidos estudos em peixes que estabeleçam uma relação entre a concentração de MPs e características sexuais, como o dimorfismo. Entretanto, em aves se identificou uma correlação significativa entre as concentrações de Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) em *Sula leucogaster* (ave marinha popularmente conhecida como Atobá-pardo), uma espécie que apresenta um acentuado dimorfismo sexual²⁸. Em nossa pesquisa, observamos uma diferença estatisticamente significativa na concentração média no fígado das fêmeas ($U = 50776$ e $p = 0.0405$). Isso indica uma disparidade estatisticamente relevante na concentração média entre os grupos, evidenciando uma concentração superior nas fêmeas. Essa conexão amplia a compreensão dos impactos dos MPs nos ecossistemas aquáticos, destacando a importância de estudos abrangentes sobre a saúde desses ambientes.

Apesar das lacunas existentes sobre os efeitos deletérios dos MPs na saúde dos ecossistemas e dos animais aquáticos de água doce continentais, os dados disponíveis apoiam o potencial tóxico dos MPs e seus efeitos prejudiciais, como a redução da taxa de alimentação, índices somáticos e aptidão animal²⁰. No entanto, conforme relatado em muitos estudos, esses resultados, em sua maioria, são produzidos em laboratório²⁰.

Portanto, um dos objetivos deste estudo concentrou-se em entender e analisar os efeitos no fator de condição (K_n) dos animais coletados em campo, contaminados de forma natural com MPs presentes nesses ecossistemas. Trabalhou-se com a hipótese de correlação entre esses níveis e as concentrações de MPs no fígado dos peixes do Rio dos Sinos. A relação entre a quantidade de MPs/g de tecido no fígado dos peixes e o fator de condição (K_n) foi investigada para avaliar possíveis impactos na saúde geral dos peixes. A análise revelou não haver uma relação

significativa entre a quantidade de MPs e o fator K_n nos peixes.

Esses resultados indicam que a quantidade de MPs no fígado pode não estar relacionada com o estado de saúde (K_n). Essa descoberta é relevante para a compreensão dos efeitos dos MPs, uma vez que o fator de condição reflete as condições nutricionais e comportamentais dos peixes. Além disso, sugere que os efeitos da contaminação por MPs podem ser mais complexos do que apenas a quantidade de partículas presentes nos tecidos.

Estudos recentes relataram os efeitos deletérios dos MPs na saúde reprodutiva de fêmeas de peixes, tartarugas e camundongos²⁹. Em humanos, observou-se relação do sexo com a via imunológica, então é possível que os hormônios sexuais possam agir na proteção ou exacerbação de uma resposta inflamatória³⁰. Esse estudo, apesar de não revelar uma relação entre o fator K_n e os MPs/g no fígado, é o primeiro a relatar que os MPs podem estar se bioacumulando mais nos fígados das fêmeas do que nos dos machos de uma mesma espécie.

Essa investigação destaca a importância de considerar não apenas a quantidade, mas também os possíveis impactos dos MPs na saúde das fêmeas, enfatizando a necessidade de estudos adicionais para entender a relação entre os MPs e o fator de condição em diferentes espécies e ambientes.

A presença de MPs nos tecidos hepáticos dos peixes, juntamente com as descobertas sobre a influência do sexo e do tamanho das partículas na acumulação de MP, destaca a necessidade de uma avaliação abrangente dos riscos e impactos desses poluentes em ecossistemas aquáticos e na saúde dos peixes. Em resumo, os resultados deste estudo corroboram a preocupação crescente sobre a contaminação por MPs em peixes de água doce e destacam a complexidade das interações entre esses poluentes e os organismos aquáticos.

CONCLUSÕES

O estudo revelou uma preocupante contaminação por MPs no fígado de *C. voga* do Rio dos Sinos, com 57,4% das amostras analisadas apresentando presença de MPs. Essa constatação, em consonância com pesquisas anteriores, destaca a disseminação generalizada de MPs nos ecossistemas aquáticos. No entanto, a ausência quase total de fibras pode indicar uma barreira intestinal eficaz ou características específicas da região estudada.

A análise diferenciada por sexo não revelou uma relação significativa entre a quantidade de MPs no fígado e o fator de condição (K_n) de machos e fêmeas apesar de fêmeas apresentarem maior concentração. Isso sugere que os efeitos da contaminação por MPs podem ser mais complexos do que a simples quantidade de partículas presentes, especialmente destacando a necessidade de estudos aprofundados sobre a saúde das fêmeas.

As perspectivas para estudos futuros devem abordar lacunas específicas, como a identificação do tipo de polímero nos tecidos, a compreensão dos efeitos diferenciados entre os sexos e a análise mais aprofundada da relação entre a presença de MPs e o fator de condição. Além disso, investigações sobre a origem específica dos fragmentos plásticos, considerando possíveis fontes, contribuíram para uma compreensão mais abrangente dos riscos e impactos dos MPs nos organismos aquáticos. Em suma, os resultados enfatizam a necessidade contínua de estudos multidisciplinares que avaliem os efeitos dos MPs nos ecossistemas aquáticos, considerando não apenas a quantidade, mas também os possíveis impactos diferenciados entre os sexos e as características específicas das partículas. Essas pesquisas são essenciais para desenvolver estratégias eficazes de mitigação e preservar a saúde dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

1. Wang D, Su L, Ruan HD, Chen J, Lu J, Lee CH, Jiang SY. Quantitative and qualitative determination of microplastics in oyster, seawater and sediment from the coastal areas in Zhuhai, China. *Marine Pollution Bulletin*. 2021; 164: 112000. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112000>
2. Nawar N, Rahman MM, Chowdhury FN, Marzia S, Ali MM, Akbor MA, Siddique MAB, Khatun MA, Shahjalal M, Huque R, Malafaia G. Caracterização da poluição microplástica no rio Pasur do ecossistema Sundarbans (Bangladesh) com ênfase na água, sedimentos e peixes. *Science of The Total Environment*. 2023; 868: 161704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161704>
3. Rocha DC, Fernandes MJ, Oliveira AB. Efeitos tóxicos de microplásticos em organismos aquáticos. *Aquatic Toxicology*. 2023; 254: 106697. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106697>
4. Ferraz M, Bauer AL, Valiati VH, Schulz UH. Microplastic Concentrations in Raw and Drinking Water in the Sinos River, Southern Brazil. *Water*. 2020; 12(11): 3115. <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/11/3115>
5. Corrêa F, Piedras SRN. Alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) no arroio Corrientes, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*. 2008; 21(4): 117-122. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2008v21n4p117>
6. Sulaiman B, Woodward JC, Shiels HA. Riverine microplastics and their interaction with freshwater fish. *Aquaculture International*. 2023;31(5): 987-1002.

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10499-023-00756-4>

7. Baldisserotto B. Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura. 3. ed. Santa Maria, RS: Ed. da UFSM, 2018.

8. Guzman MK, Andjelković M, Jovanović V, Jung J, Kim J, Dailey LA, Rajković A, Meulenaer B, Velicković TC. Comparative profiling and exposure assessment of microplastics in differently sized Manila clams from South Korea by μ FTIR and Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*. 2022; 181: 113846. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113846>

9. Maes T, Jessop R, Wellner N, Haupt K, Mayes A. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*. 2017; 7: 44501. <https://www.nature.com/articles/srep44501>

10. Meyers N, Catarino AI, Declercq AM, Brennan A, Devriese L, Vandegehuchte M, De Witte B, Janssen C, Everaert G. Microplastic detection and identification by Nile red staining: Towards a semi-automated, cost- and time-effective technique. *Science of The Total Environment*. 2022, 823: 153441. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722005332>

11. Salla RF, Oliveira FN, Jacintho JC, Cirqueira F, Tsukada E, Vieira LG, Rocha TL. Microplastics and TiO₂ nanoparticles mixture as an emerging threat to amphibians: a case study on bullfrog embryos. *Environmental Pollution*. 2024; 346:123624. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123624>.

12. Hendrickson E, Minor EC, Schreiner K. Abundância e composição de MP no oeste do Lago Superior, conforme determinado por microscopia. Pyr-GC/MS e FTIR. *Ciência e Tecnologia Ambiental*. 2018; 52(4): 1787-1796. <https://pubs.acs.org/doi/epdf/10.1021/acs.est.7b05829?src=getfr>

13. Li J, Wang Z, Rotchell JM, Shen X, Li Q, Zhu J. Onde estamos? Para uma compreensão da acumulação seletiva de microplásticos em mexilhões. *Poluição Ambiental*. 2021; 286: 117543. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117543>

14. Py-Daniel LHR, Fernandes CC. Dimorfismo sexual em Siluriformes e Gymnotiformes (*Ostariophysi*) da Amazônia. *Acta Amazonica*. 2005; 35(1). <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000100015>

15. Garcia EQ, Zuanon J. Dimorfismo sexual no peixe elétrico, *Gymnorhamphichthys rondoni* (Rhamphichthyidae: Gymnotiformes). *Acta Amazonica*. 2019; 49(3). <https://doi.org/10.1590/1809-4392201804392>

16. Barros N, Nascimento W, Araújo A, Gurgel L, Chellappa S. Aspectos reprodutivos de *Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835) (Osteichthyes: Pimelodidae) do açude da ecoregião Caatinga. *Biota Amazônia*. 2011; 1: 53-59. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v1n2p53-59>

17. Buckup PA. Taxonomia e filogenia de peixes de riachos brasileiro. *Oecologia Australis*. 2021; 25(2): Special Issue: Ecologia de Peixes de Riacho. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.01>

18. Bauer AL, Ferraz M, Souza VC, Schulz UH. Far from urban areas: plastic uptake in fish populations of subtropical headwater streams. *Brazilian Journal of Biology*. 2022; 82. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.267886>

19. Browne MA, Galloway T, ThoMPon R. Microplastic: an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2009; 3(4): 559-561. <https://doi.org/10.1002/ieam.5630030412>

20. Qualhato G, Vieira LG, Oliveira M, Rocha TL. Plastic microfibers as a risk factor for the

health of aquatic organisms: A bibliometric and systematic review of plastic pandemic. *The Science of The Total Environment*. 2023; 870: 161949. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.161949

21. Menéndez D, Blanco-Fernandez C, Machado-Schiaffino G, Ardura A, Garcia-Vazquez E. High microplastics concentration in liver is negatively associated with condition factor in the Benguela hake *Merluccius polli*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023; 262: 115135. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115135>.

22. Collard F, Gilbert B, Compère F, Eppe G, Das K, Jauniaux T, Parmentie E. Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environmental Pollution*. 2017; 229: 1000-1005. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.089>.

23. Fiore CD, Ishikawa Y, Wright SL. A review on methods for extracting and quantifying microplastic in biological tissues. *Journal of Hazardous Materials*. 2024; 464: 132991. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132991>.

24. Oliva-Hernández BE, Santos-Ruiz FM, Muñoz-Wug MA, Pérez-Sabino JF. MP em tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) do Lago Amatitlán. *Revista Ambiente & Água* [online]. 2021; 16(5). <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2754>

25. Sá LC, Oliveira M, Ribeiro F, Rocha TL, Futter MN. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of The Total Environment*, 2018; 645: 1029-1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>.

26. Bugatti C, Almeida KC, Guimarães MSA, Amâncio NFG. Microplastics and Nanoplastic and their relevance in human health: literature review. *Research, Society and Development*. 2023; 12(1): e6712139302. <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/39302>.

27. Bøgevik AS, Ytteborg E, Madsen AK, Jordal AEO, Karlsen OA, Rønnestad I. PCB-126 spiked to polyethylene microplastic ingested by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) accumulates in liver and muscle tissues. *Marine Pollution Bulletin*. 2023; 187: 114528. ISSN 0025-326X. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114528>

28. Silva PR, Ferreira MA, Oliveira L. Impactos ambientais na fauna aquática. *Iheringia: Série Zoologia*. 2023; 108(2): 123-135, 2023. <https://www.scielo.br/j/isz/a/CsGRhRgwFBwYQV3G6yMHN8K/?format=pdf&lang=pt>

29. Silva LNL, Carvalho GS, Hurtado TC, Oliveira Junior ES, Ignácio ARA. Concentração de mercúrio em pisciculturas do Mato Grosso, Brasil: uma necessidade de análise para redução de impactos sobre o pescado. *Caderno Pedagógico*. 2024; 21(5): e4171. <https://doi.org/10.54033/cadpedv21n5-146>

30. Lasrado N, Jia T, Massilamany C et al. Mecanismos de hormônios sexuais na autoimunidade: foco na EAE. *Biol Sex Differ*. 2020; 11(50). <https://doi.org/10.1186/s13293-020-00325-4>.

4. MICROPLASTIC ASSESSMENT IN LIVER, KIDNEY, BRAIN, AND MUSCLE TISSUE OF THE FISH SPECIES *CYPHOCHARAX VOGA*

Environmental Science and Pollution Research
 MICROPLASTIC ASSESSMENT IN LIVER, KIDNEY, BRAIN, AND MUSCLE TISSUE
 OF THE FISH SPECIES *CYPHOCHARAX VOGA*
 --Manuscript Draft--

| | |
|---|--|
| Manuscript Number: | ESPR-D-25-05928 |
| Full Title: | MICROPLASTIC ASSESSMENT IN LIVER, KIDNEY, BRAIN, AND MUSCLE TISSUE OF THE FISH SPECIES <i>CYPHOCHARAX VOGA</i> |
| Article Type: | Research Article |
| Keywords: | Microplastics; <i>Cyphocharax voga</i> ; Nile Red; Bioaccumulation; Freshwater contamination |
| Corresponding Author: | Luciana Paulo Gomes, Ph.D Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos São Leopoldo, RS BRAZIL |
| Corresponding Author Secondary Information: | |
| Corresponding Author's Institution: | Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos |
| Corresponding Author's Secondary Institution: | |
| First Author: | Daniela Correia de Silveira, MS |
| First Author Secondary Information: | |
| Order of Authors: | Daniela Correia de Silveira, MS Kelly Correia de Lima, graduate student Uwe Horst Schulz, Ph.D Amanda Gonçalves Kielling, Ph.D Marcelo Oliveira Caetano, Ph.D Luciana Paulo Gomes, Ph.D |

MS Daniela Correia de Silveira

Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS - BRAZIL
danicunha.unisinos@gmail.com

Kelly Correia de Lima

Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS - BRAZIL
kellylima91@hotmail.com

Dr Uwe Horst Schulz

Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS - BRAZIL
uwehorstschulz@gmail.com

Dra Amanda Gonçalves Kielling

Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS - BRAZIL
amandaq@unisinos.br

Dr Marcelo Oliveira Caetano

Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS - BRAZIL
mocaetano@unisinos.br

Dr Luciana Paulo Gomes

Unisinos: Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo – RS - BRAZIL

ABSTRACT

Microplastic (MP) pollution represents an emerging threat to aquatic ecosystem

health. This study investigated MP concentrations in liver, brain, kidney, and muscle tissue of *Cyphocharax voga* individuals collected from the Sinos River, a water resource located in an urbanized region of southern Brazil. Using Nile Red staining and fluorescence microscopy, MP concentrations per gram were determined and MPs were identified by form and size. The highest mean MP concentration per gram was observed in brain tissue (192 ± 124 MP/g), followed by liver (65 ± 37 MP/g), kidney (47 ± 25 MP/g), and muscle tissue (39 ± 24 MP/g). Analysis revealed significant differences in MP concentration between fish sexes in liver and brain tissues. A statistically significant correlation was observed between kidney and liver ($p = 0.019$, $r = -0.520$), as well as between kidney and brain ($p = 0.039$, $r = -0.424$). Regarding MP morphology, fragments were the predominant form across all organs and muscle tissue, significantly different from all other forms (foams/films, spheres, and fibers). These results demonstrate MP presence in all sampled tissues and highlight the brain as a sensitive organ for biomonitoring purposes. This work provides critical insights into MP occurrence in freshwater fish that may inform future studies on the hazards these pollutants pose to aquatic environments, as they may serve as models for other vertebrates and potentially humans.

Keywords: Microplastics, *Cyphocharax voga*, Nile Red, Bioaccumulation, Freshwater contamination

INTRODUCTION

Microplastics (MPs) are small plastic fragments smaller than 5 mm, frequently derived from the fragmentation of larger plastics or industrial products directly released into the environment (LAMBERT, WAGNER, 2018, RIBEIRO et al. 2024). They can have primary or secondary origins and are currently considered an emerging and ubiquitous contaminant in ecosystems (MONTAGNER et al. 2021).

The first evidence of MP pollution in water dates to the 1970s, when studies such as Carpenter, Smith (1972) reported the presence of small plastic spheres along the New England coast. Since the 1970s, numerous studies have documented the presence of these fragments in ecosystems worldwide, including aquatic ecosystems (CRAWFORD, QUINN, 2017, GAMBOA et al. 2025). According to Bauer et al. (2022), MP concentrations in rivers are strongly correlated with factors such as population

density and urbanization.

In Brazil, the Sinos River, located in Rio Grande do Sul state, exemplifies an aquatic ecosystem impacted by intense anthropogenic activity, receiving large quantities of plastic waste from urban and industrial areas, making it a critical source of MP pollution (SHI et al., 2024, ROSSATTO et al., 2024). Studies conducted in this same water resource by Ferraz et al. (2020) and Bauer et al. (2022) identified the presence of approximately 330.2 particles per liter of water and MPs in 38% of fish gastrointestinal tracts (GIT) from the river headwaters, respectively.

According to IO-USP (2025), in polluted environments, chemical and toxic substances are absorbed by organisms directly or indirectly, and when accumulated in organs and tissues, can reflect the quantity of elements ingested (IO-USP, 2025). Recent experimental studies demonstrate that MPs can accumulate in organs such as liver, brain, kidney and muscle tissue of fish, causing adverse effects including oxidative stress, cellular damage and inflammation (KELLY et al., 2024).

Beyond their widespread presence in ecosystems, MPs can accumulate in the digestive tract, gills and skin of fish (HUANG et al., 2020). Once absorbed, they can accumulate in tissues and organs, causing metabolic problems and potentiating the absorption of other pollutants, thereby amplifying ecotoxicological risk (AHMADI et al., 2022). This causes damage such as inflammation and oxidative stress, immunological dysfunctions, reproductive damage and behavioral alterations, significantly compromising fish health and aquatic ecosystem sustainability (HUANG et al., 2020, PARKER et al., 2024). Complementarily, studies with nanoparticles, such as Mattsson et al. (2014), observed behavioral alterations in fish, including reduced activity, increased feeding time and more rapid activity decline, even with available food. To analyze the impacts of such factors on fish health, the condition factor (Kn) is used, as it relates weight to total length of individuals and reflects their nutritional status and well-being. This index is employed in ecological studies, allowing assessment of pollution effects and food availability on populations (ROCHA et al., 2005).

Beyond environmental factors, physiological differences related to reproduction can result in distinct patterns between sexes regarding pollutant accumulation and physiological responses (ADEOGUN et al., 2020, GUILLANTE et al., 2023). Studies addressing this dynamic with heavy metals, such as Bastos et al. (2016), El-Ghazaly et al. (2017) and Al-Yousuf et al. (2000), found higher

concentrations in internal organs of female fish compared to males. However, according to Guillante et al. (2023), there is no single pattern of xenobiotic concentration between sexes. This variation may depend on species, pollutant and environment, with one possible explanation being that females eliminate contaminants through transfer to oocytes, embryos and, in mammals, to breast milk (BURGER, 2007). Additionally, in fish, these variations may also be associated with sexual dimorphism (BURGER, 2007, POLVERINO et al. 2023).

Regarding MPs, studies addressing this analysis remain scarce, but there is evidence of sex influence. Studies by Bermúdez-Guzmán et al. (2020) and Sbrana et al. (2020), for example, reported differences in mean MP ingestion between fish sexes. Thus, MP accumulation likely occurs differently in liver, brain, kidney and muscle tissue, as already noted in the literature for other xenobiotics (BASTOS et al., 2016, EL-GHAZALY et al., 2017, AL-YOUSUF et al. (2000), GUZMAN et al., 2022, SBRANA et al., 2020, HARIKRISHNAM et al., 2023).

Cyphocharax voga (Hensel, 1869) is a native species of the Sinus River, classified as detritivorous and iliofagous, with feeding based on ingesting detritus present on the river bottom, making it particularly susceptible to MP ingestion in polluted environments (HARTS, BARBIERI, 1993, SCHIFINO et al., 1998, CORRÊA, PIEDRAS, 2008, MAHIDEV et al. 2024, SULTANA et al. 2024). Detritivorous fish like *C. voga* exhibit substrate-associated feeding habits (SILVA et al. 2021) and consequently are adapted to consume, besides detritus, periphyton, filamentous algae, cladocerans, sediments and microorganisms (CORRÊA, PIEDRAS, 2008), which potentiates ingestion of MPs deposited on aquatic environment substrates (ISLAM et al., 2024, AHMADI et al., 2022).

The feeding characteristics of *Cyphocharax voga*, combined with the fact that fish, living their entire lives in water, are particularly effective as biological indicators (MASSON et al., 2021), make this species especially susceptible to ingesting pollutants deposited in the benthic environment (SILVA et al., 2021, FERNANDES et al., 2022).

MP particle internalization can occur through two main routes: through dietary ingestion, following the path ingestion → intestine → blood → tissues, or through direct water absorption via gills, following the path water → gills → blood → tissues (KIM et al., 2021). Considering that the liver is identified as the central organ in MP detoxification and metabolism (YIN et al., 2022), we expect to find higher MP

concentrations in this organ.

The objectives of this study were: (i) to analyze MPs in liver, kidney, brain and muscle tissue of *C. voga*, (ii) to compare MP concentrations identified in females and males, (iii) to relate MP concentrations in organs and muscle tissue with the Condition Factor of these individuals, (iv) to verify the characteristics of MP forms found in the studied fish species.

1. MATERIALS AND METHODS

1.1. Study Area

The study was conducted in the Sinos River, the main watercourse of the Sinos River Hydrographic Basin (RSBH), located in the eastern region of Rio Grande do Sul State, Brazil, with Serra Geral to the north, where it borders the upper course of the Caí River. The basin covers approximately 3,800 km² and 32 municipalities, representing a prominent industrial region in the country. The river presents three distinct sections according to bed slope: the upper section, with 25 km length between 600 and 60 meters altitude, the middle section, with 125 km between 60 and 5 meters, and the lower section, with 50 km and almost zero slope (COMITESINOS, 2014).

The analyzed fish originated from commercial capture and were acquired from a professional fisherman from Prainha locality, located in the lower section of Sinos River, in Novo Hamburgo municipality, RS (RIO GRANDE DO SUL, 2023), at coordinates 29°44'14.95"S and 51°05'26.39"W. The location selection along the river considered the degree of area urbanization. The sampling period (between April and May) was selected to avoid the reproductive season and potential temporal variation in samples.

1.2. Fish characteristics and collection details

After capture, fish were immediately stored on ice at approximately -20°C to preserve their biological conditions until laboratory arrival. In the laboratory, specimens underwent screening, were separated by sex, and physical determinations of total length, standard length and mass were performed using a 50 cm millimeter aluminum ichthyometer and scale with 0.1 g precision.

Fish were dissected using surgical scissors and scalpels, through straight

incisions from the anal portion to the mouth region, exposing visceral content, which was removed to allow access and kidney extraction. Subsequently, muscle tissue samples were removed from the distal abdominal region, and brains were extracted from the skull after opening with surgical scissors and forceps. To avoid cross-contamination, after removing each organ and muscle tissue, instruments (scissors and forceps) were sanitized with alcohol and rinsed with ultrapure water. Organs and muscle tissue were stored in glass containers and preserved in the freezer at -20°C until processing.

1.3. Microplastic extraction and identification

Fish organ and muscle tissue samples were thawed and weighed at room temperature. For extraction and characterization of possible MPs, methods previously described by Silveira *et al.* (2024) were used, based on references from Karami *et al.* (2017) and Ferraz *et al.* (2020). Figure 1 presents the methodology applied in the study, outlining key steps adopted for data collection and subsequent analysis.

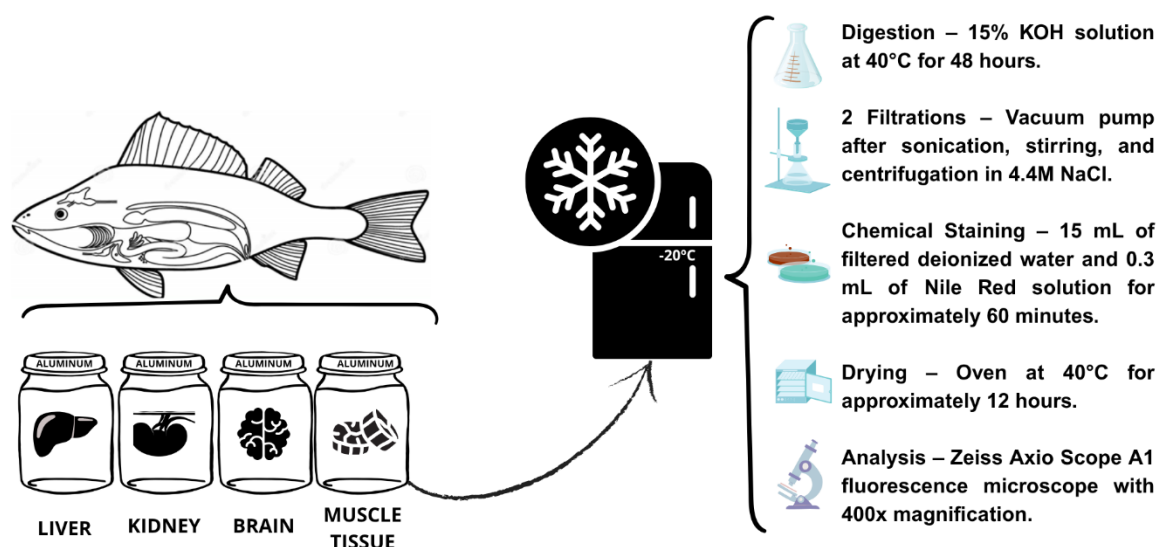


Figure 1. Infographic of the methodology applied in the study

The Nile Red (NR) dye (9-diethylamino-5H-benzo(α)phenoxazinone-5-one) has proven efficient in microplastic analysis due to its affinity for various polymer types, rapid incubation time, high adsorption capacity, fluorescent intensity and low cost (Guzman *et al.*, 2022). Its application was described by Elsey *et al.* (2007) and Maes *et al.* (2017) and has

been widely used in aquatic environment studies (Ferraz *et al.*, 2020, Salla *et al.*, 2024).

To identify, quantify and measure possible MPs in samples, filters were examined with a Zeiss Axio Scope A1 fluorescence microscope, using Carl Zeiss Axio Vision Rel. 4.8 software. A 40x objective and 10x ocular were used. Analysis occurred under Rhodamine light, with excitation wavelength between 575-640 nm and emission of 590-620 nm, as indicated by Elsey *et al.* (2007) and Salla *et al.* (2024).

MPs found were classified as particles, films, spheres and fibers (HENDRICKSON *et al.*, 2018). MP particles were measured based on their largest dimension, a characteristic parameter for assessing particle size (LI *et al.*, 2021).

1.1. Contamination prevention

To avoid MP contamination during procedures, contamination control measures were adopted. This included preferential use of laboratory materials such as glassware and utensils made of glass and metal, washing equipment with detergent and alcohol, rinsing twice with ultrapure water and drying in an oven before use. All solutions were prepared with ultrapure water and filtered again after preparation. During procedures, room access was restricted, and 100% cotton lab coats and masks were used, as well as nitrile gloves. Procedural blanks were performed for contamination control. The total number of microplastic particles from each sample was composed of counts of all fragments, spheres, films/pellets and fibers. These counts were corrected by subtracting counts in control filters.

1.4. Data analysis

MP concentrations were expressed as plastic particles per gram of wet organ or tissue (MPs/g). Normality tests (Kolmogorov-Smirnov) were performed in SPSS. Results were significant ($p < 0.05$) for all samples and evaluated groups (MP/g for all organs and muscle tissue), suggesting data follow a normal distribution.

With normal distribution confirmed, single-factor ANOVA evaluation proceeded, with 95% confidence interval to assess differences in MP concentrations between organs and tissues and sex-specific organs and tissues.

The equation $M = a \cdot C^b$, where M is mass, C is total length, a and b are coefficients determined from observed data, describes how fish mass varies as a function of length. From this equation, the condition factor K_n was calculated for individuals,

where K_n values close to 1 indicate fish are in good condition, while divergent values may suggest environmental or health problems in the population. Pearson correlation analysis was conducted to examine potential associations between MP/g concentrations across different tissues and their relationship with the fish condition factor. In this analysis, correlation values close to 1 indicate strong association between variables, while values close to 0 indicate absence or weak correlation. For analysis of MP particle forms and sizes in different organs and muscle tissue, distribution comparison of forms between tissues was performed. ANOVA test was applied to verify significant differences in form distribution between groups. When significant differences were identified, Tukey post hoc test was used to identify between which groups these differences occurred.

2. RESULTS AND DISCUSSION

2.1. Microplastics in liver, kidney, brain and muscle tissue of *C. voga*

Figure 2 shows the highest MPs/g accumulation in brain, followed by liver, kidney and muscle tissue, and the percentage of contaminated samples relative to the number of analyzed samples (n=54).

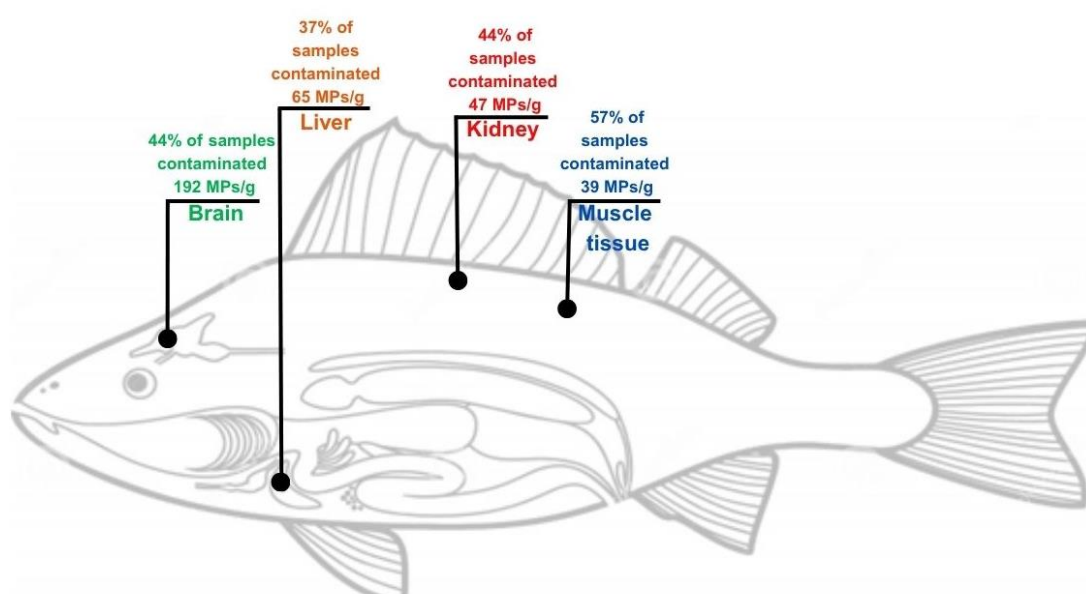


Figure 2. Distribution of MPs/g concentrations in different analyzed tissues

Figure 3 presents the distribution of MPs/g concentration in different analyzed organs and tissues (liver, brain, kidney and muscle tissue), expressed through boxplot graph.

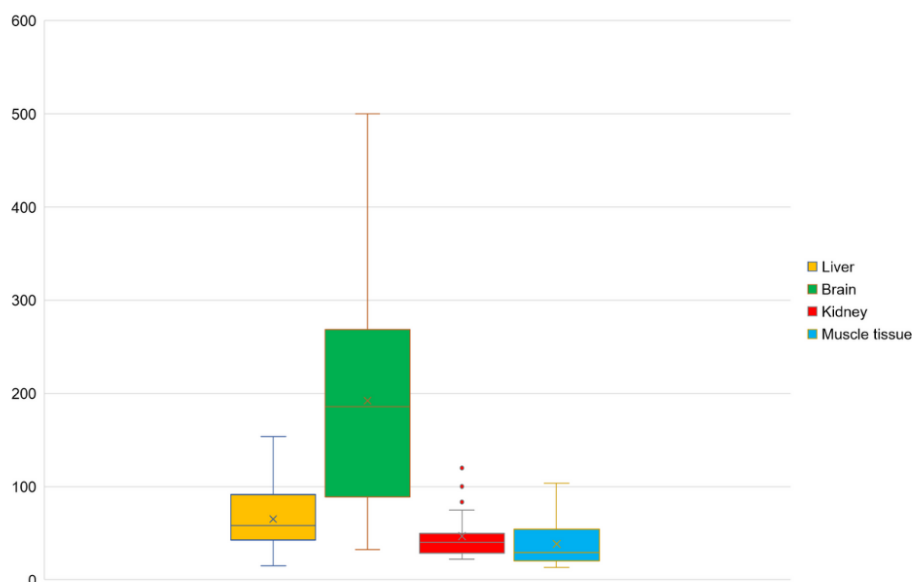


Figure 3. Distribution of MPs/g concentration in different organs and muscle tissue of analyzed fish

The brain was the organ with highest mean MPs/g concentration compared to kidneys, livers and muscle tissue of studied fish, reaching 262 MPs/g in males and 157 MPs/g in females. The MPs/g values found in the present study greatly exceed those observed by Barboza *et al.* (2023) and Blonç *et al.* (2023), who found, respectively, 7 ± 10 MPs/g in *Dicentrarchus labrax* and up to 30 MPs/g in *Oreochromis niloticus*. Although methodological differences may influence these variations, the data clearly reinforce MPs' capacity to reach fish brains and strengthen the hypothesis of blood-brain barrier transposition, as discussed by Atamanalp *et al.* (2021) and Nihart *et al.* (2025).

The liver, in turn, also stood out as a relevant organ for MP accumulation, with females presenting higher means than males (78 and 42 MPs/g, respectively). As the central organ in xenobiotic detoxification and metabolism, the liver is highly vascularized and frequently cited in the literature as the primary target of systemic plastic particle retention (WANG *et al.*, 2022, RAHMAN *et al.*, 2024).

The higher MP concentration observed in brain and liver corroborates findings by Nihart *et al.* (2025), who identified these same organs as sites with tendency for

higher MP concentration accumulation, including in studies conducted with human brains.

In kidney, males presented higher mean concentrations than females (55 vs. 38 MPs/g). Although the kidney did not exhibit the highest absolute values, its excretory function and high blood irrigation make it a relevant compartment for systemic MP retention, especially after gastrointestinal translocation. The data corroborate studies by Rahman *et al.* (2024), who identified the kidney as an important accumulation site in fish exposed to plastic pollution.

Muscle tissue, despite presenting the lowest mean concentration (40 MPs/g in females and 58 MPs/g in males), indicated the highest frequency of contaminated individuals (79%). This result suggests MPs may be absorbed through routes alternative to the gastrointestinal tract, such as transcutaneous exposure — a hypothesis supported by evidence on fish epidermis permeability (OLIVEIRA *et al.*, 2022) and studies with nanoplastics in humans (YEE *et al.*, 2021).

The MP distribution among different organs and muscle tissue of *C. voga* revealed an accumulation route consistent with classic contaminant toxicokinetic models. Using studies such as Olson, 2014 and Pompêo *et al.*, 2022 on xenobiotic absorption and redistribution routes — such as heavy metals, pharmaceuticals and pesticides — described by ecotoxicology, it is possible to trace a plausible path for MPs in fish: entry through ingestion (gastrointestinal tract), absorption through branchial and/or cutaneous epithelia, passage to bloodstream and subsequent distribution to highly vascularized and metabolically active organs such as liver, brain and kidneys.

In our study, the mean MPs/g concentration in different organs (Table 1) followed the descending contamination order brain > liver > kidney > muscle tissue.

Table 1. Contamination ratio compared to muscle tissue (lowest value)

| Organ | Mean concentration (MPs/g) | Ratio relative to muscle concentration |
|---------------|-------------------------------|---|
| Brain | 192 | 5 times higher |
| Liver | 65 | 1.7 times higher |
| Kidney | 47 | 1.2 times higher |
| Muscle tissue | 39 | — (reference) |

The brain, as one of the most lipid-rich organs, heavily depends on transport and distribution of these molecules to maintain homeostasis and neuronal function (RAULIN *et al.*, 2022), which may favor retention of hydrophobic compounds like MPs. This hypothesis is reinforced by results from Dar *et al.* (2025), who, investigating nanoparticle (NP) behavior in *Daphnia* intestine, observed these compounds interact with lipid granules, which may facilitate their retention in lipid-rich tissues. This is because, according to Nihart *et al.* (2025), lipid uptake favors selective transfer to the brain, which may explain its greater susceptibility to accumulation of these contaminants.

Habumugisha *et al.* (2023) and Blonç *et al.* (2023) also analyzed MP accumulation in multiple fish tissues experimentally, comparing between organs. The study by Habumugisha *et al.* (2023), with *Danio rerio* under laboratory conditions, identified the contamination order liver > muscle tissue > brain. However, exposure time in experimental studies may be a variable influencing translocation in controlled environments. In the work by Blonç *et al.* (2023), with tilapia in a recirculating aquaculture system (RAS), evaluating MP presence, the sequence muscle tissue > brain > liver was found, with brain being one of the organs with highest MP presence, as in the present study with *C. voga*. It should be noted that our evaluation considered MP concentration in different organs and not just MP count. The differences observed between the present study and Habumugisha *et al.* (2023) and Blonç *et al.* (2023) regarding descending contamination order may be attributed to factors such as type and size of polymers used in experimental studies, evaluated species, exposure environment (laboratory, cultivation or nature) and, especially, employed methodologies.

It is important to highlight that gills are highly vascularized organs and act as an efficient entry route for suspended contaminants in water from highly polluted natural environments (Bhagat *et al.*, 2021), unlike controlled environments, which may partially justify the high MP concentration in brain observed in our study. Another possible explanation for our results is based on the fact that micro or nano-scale particles, once in systemic circulation, have potential to reach distant tissues like the brain, transposing selective barriers such as the blood-brain barrier, as demonstrated in studies with fish and mammals (Mattsson *et al.* (2017) and Shan *et al.* (2022)). This entry route may be particularly relevant in natural environments, where organisms

are continuously exposed to suspended MPs of varied compositions, sizes and origins.

This research suggests that particulate pollutant (MPs and NPs) toxicokinetics follows principles analogous to classic xenobiotics and persistent organic pollutants (POPs), where tissue distribution and retention depend on properties such as size, form, persistence and solubility (OLIVEIRA, BALDAN, 2022), with priority accumulation in nervous and hepatic tissues (POMPÊO *et al.*, 2022). Furthermore, MP detection in muscle tissue, even at lower concentration per gram of tissue, reinforces the hypothesis of direct environmental absorption, possibly via cutaneous route, considering teleosts present highly water- and solute-permeable epidermis (POMPÊO *et al.*, 2022, OLIVEIRA, BALDAN, 2022).

Pearson correlation analysis revealed significant associations between some organs regarding MPs/g concentration. A statistically mean significant correlation was observed between kidney and liver ($p = 0.004$; $r = -0.481$), as well as between kidney and brain ($p = 0.012$; $r = -0.424$). (Figures 4 e 5). These results indicate that, in analyzed individuals, higher MPs/g concentrations in kidney are associated with lower concentrations in liver and brain. Although mechanisms are not yet fully elucidated, our results, like those of Deng *et al.* (2017), support the hypothesis that reduced particle size is associated with accumulation in internal organs.

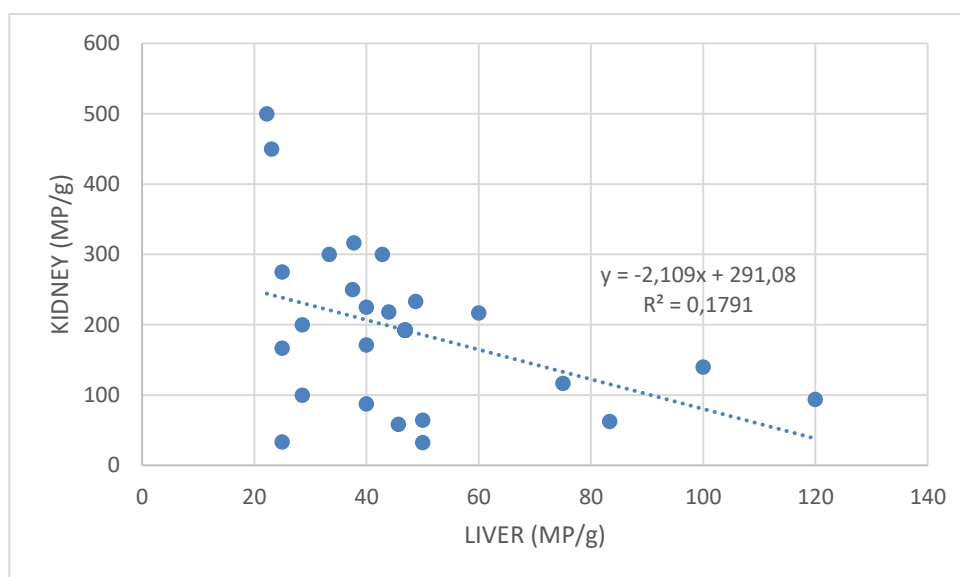


Figure 4. Correlation between MP concentrations found in kidney and liver

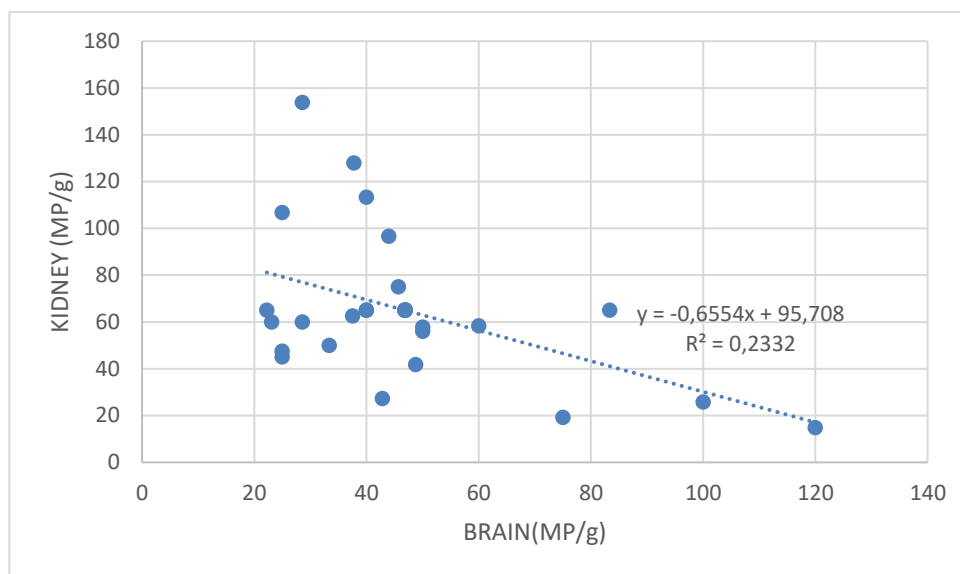


Figure 5. Correlation between MP concentrations found in kidney and brain

2.2. Concentration of MPs identified in females and males of *C. voga*

Results from evaluation of MPs/g presence and concentration in samples (46% contaminated by MPs) demonstrated that MPs can be absorbed and reach all analyzed organs. Additionally, single-factor ANOVA test demonstrated that MPs/g concentration varies significantly between biological compartments both in general analysis and when individuals were separated by sex (Table 2).

Table 2 ANOVA results for MPs/g concentration in liver, brain, kidney and muscle tissue of *C. voga*, considering general analysis, females and males.

| Source of variation | SS | df | MS | F | p-value | Critical F |
|---|-----------|----|-----------|-----------|-----------|------------|
| Evaluation among all 54 fish (MPs/g in each organ and muscle tissue) | 384842.29 | 3 | 128280.76 | 29.517188 | 1.426E-13 | 2.7004091 |
| Evaluation among all 29 females (MPs/g in each organ and muscle tissue) | 145269.44 | 3 | 48423.147 | 15.372754 | 2.559E-07 | 2.7791143 |
| Evaluation among all 25 males (MPs/g in each organ and muscle tissue) | 305237.54 | 3 | 101745.85 | 21.583177 | 2.502E-08 | 2.8517413 |

Significant differences exist ($p=1.42E-13$, $p=2.559E-07$, $p=2.502E-08$, respectively for general, female and male evaluations) when relating MP

concentrations found in studied organs and muscle tissue. Tukey HSD multiple comparison test indicated that brain (both in males and females) is the organ with results significantly different from other organs and muscle tissue. Verification was performed pairwise between MPs/g results in each of the four organs (kidney, brain, liver and muscle tissue), evaluated separately in female and male fish.

Males presented higher concentrations in brain and kidney, while the opposite was verified in liver, with higher results in females. In muscle tissue, mean values were similar between sexes (Figure 6).

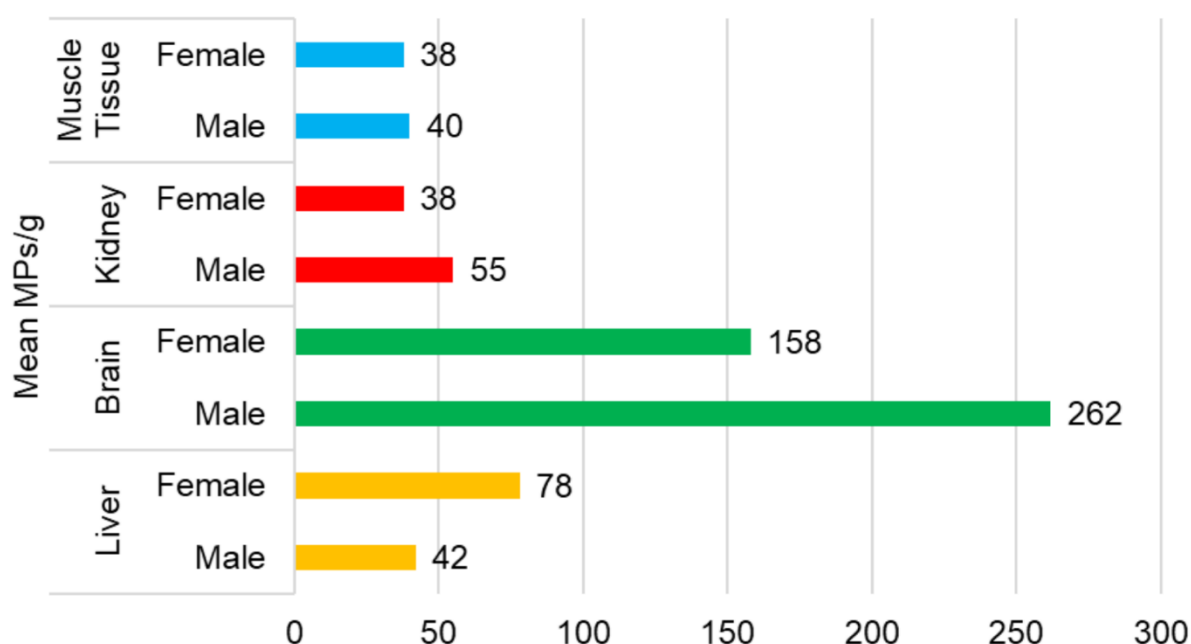


Figure 6. Comparison between mean concentrations (MPs/g) found in different organs and muscle tissue of female and male *C. voga*.

To assess statistical significance of these differences, variance analysis (single-factor ANOVA) was performed for each organ in relation to sex. Results indicated that, in liver, there was significant difference between males and females ($p = 0.0345$, $f = 5.23 > \text{critical } f = 4.41$), showing that MP accumulation in this organ is associated with sex. The same occurred in brain, where significant difference was verified between males and females ($p = 0.0475$, $f = 4.40 > \text{critical } f = 4.30$). In contrast, in kidney ($p = 0.1022$, $f = 2.90 < \text{critical } f = 4.30$) and muscle tissue ($p = 0.7919$, $f = 0.07 < \text{critical } f = 4.18$), observed differences were not statistically significant.

Literature analysis reveals that sex influence on bioaccumulation and pollutant effects in fish has been addressed mainly for traditional xenobiotics, such as heavy

metals and persistent organic compounds, but still in initial form for MPs, an emerging contaminant. Studies such as Gewurtz *et al.* (2011), El-Ghazaly *et al.* (2017), Adeogun *et al.* (2020) and Al-Yousuf *et al.* (2000), identified significant differences between males and females in heavy metal accumulation. However, although Collard *et al.* (2017), Atamanalp *et al.* (2021), Blonç *et al.* (2023) and Rahman *et al.* (2024) analyzed MP presence in brain, liver, gastrointestinal tract, gills and muscle tissue of different fish species, none of these authors performed analyses on MP concentration differences between males and females.

Our results regarding differential accumulation between females and males exposed to MPs compared to traditional xenobiotics align with findings by Adeogun *et al.* (2020) who identified variations in hepatic tissues between males and females, despite absence of differences in muscle tissue, behavior also observed in our analysis. El-Ghazaly *et al.* (2017) and Al-Yousuf *et al.* (2000) reported higher accumulation in females, particularly in liver, a result also verified in our study. On the other hand, Gewurtz *et al.* (2011) observed higher mercury and PCB accumulation in male walleye, which resembles the pattern observed in some organs analyzed in the present study.

When specifically addressing MPs, studies remain scarce and focused mainly on GIT accumulation, but there is evidence of sex influence. Bermúdez-Guzmán *et al.* (2020) reported higher mean MP ingestion by *Opisthonema sp.* females, although without statistical significance, while Sbrana *et al.* (2020) observed significantly higher ingestion by *Boops boops* males, suggesting behavioral aspects may modulate this difference.

In controlled environments, Harikrishnam *et al.* (2023) showed that *Danio albolineatus* males presented more intense physiological responses to MPs, such as greater immunosuppression and oxidative stress, even without direct accumulation evaluation. Thus, data from the present study strengthen evidence that sex is a relevant variable in MP exposure and response dynamics, both in terms of bioaccumulation and physiological effects, reiterating the need for future ecotoxicological studies to systematically consider this variable.

Currently, few studies investigating MP presence in freshwater fish have also analyzed the existence of statistical differences between males and females regarding accumulation of these pollutants in different organs and tissues. Our study is among the pioneers to present, besides mean MPs/g concentrations in liver,

kidney, brain and muscle tissue, an analysis of variations between sexes and among analyzed organs.

2.3. Relationship Between MP Concentration in Organs and Muscle Tissue of *C. voga* with Condition Factor K_n

Evaluation results between different MP concentrations in organs and muscle tissue and condition factor indicated no significant relationship between them (K_n and Liver: $r = -0.086$, $p = 0.718$, K_n and Brain: $r = -0.373$, $p = 0.072$, K_n and Kidney: $r = -0.152$, $p = 0.478$, K_n and Muscle tissue: $r = -0.218$, $p = 0.246$).

These results align with James *et al.* (2020) and Blankson *et al.* (2022) who previously sought to relate MP presence in liver and GIT of marine fish and Mancuso *et al.* (2022) and Gomez *et al.* (2023) in eyes, liver and GIT of aquatic fish without finding any significant influence of MP concentration on this variable.

2.4. Characterization of form and size of MP particles found in different organs and muscle tissue of *C. voga*

Four MP forms were found in analyzed samples: fragments, spheres, films/pellets and fibers. Figure 7 presents representative examples of MP morphological forms stained with NR under fluorescence microscopy.

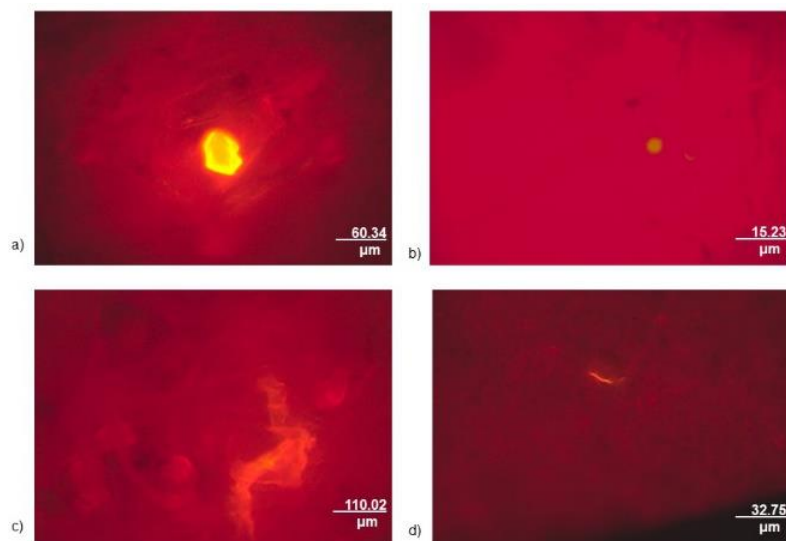


Figure 7. Examples of plastic particles stained with NR under fluorescence: (a) fragment, (b) sphere, (c) film and pellets, (d) fiber

Tukey test was performed separately for each studied organ and tissue, verifying in all situations that Fragment-type particles differed significantly from all others.

Figures 8 to 11 present the distribution of MP forms found in each analyzed sample, morphologically categorized. On average, 72% of MPs found in fish are Fragments, 26% are Spheres, 1.2% are Films/pellets and 1.2% are Fibers.

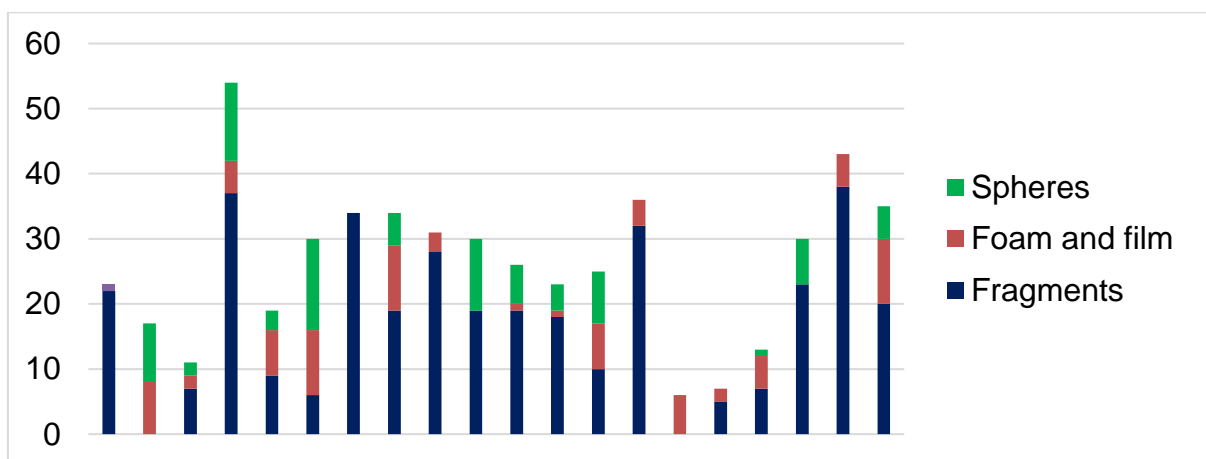


Figure 8. Distribution of different MP forms found in liver samples ($n=20$)

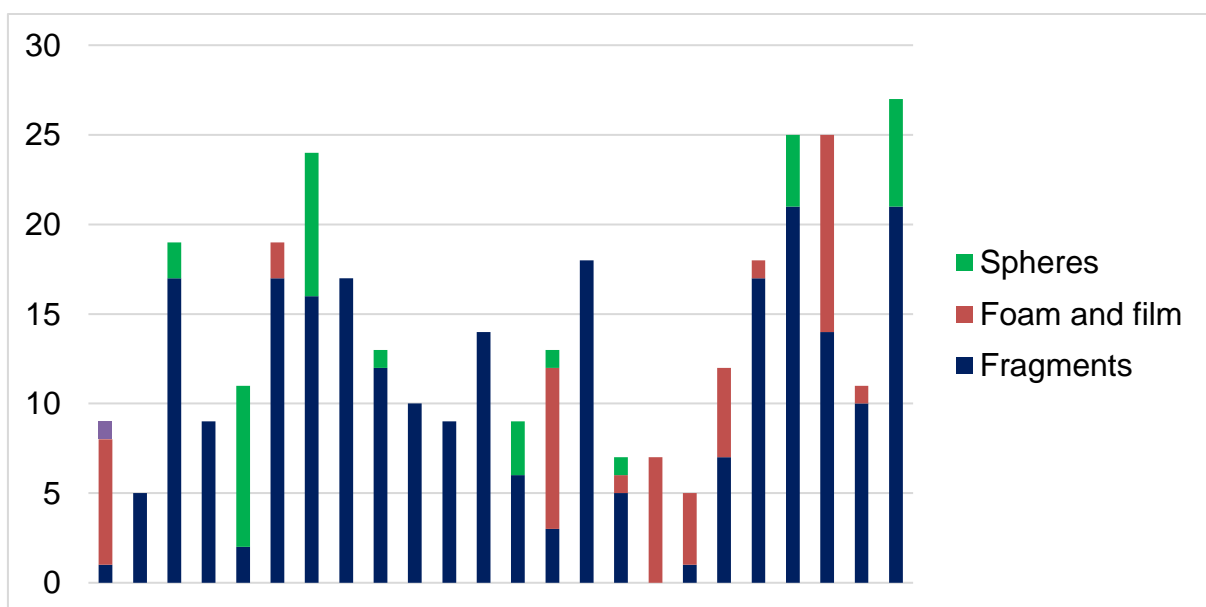


Figure 9. Distribution of different MP forms found in brain samples ($n=24$)

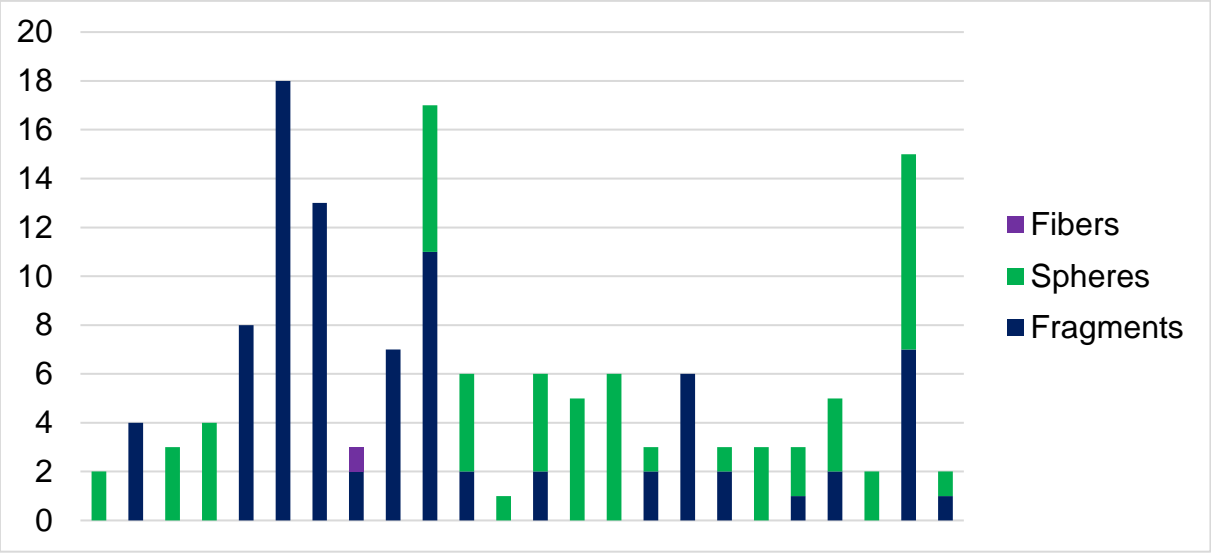


Figure 10. Distribution of different MP forms found in kidney samples ($n=24$)

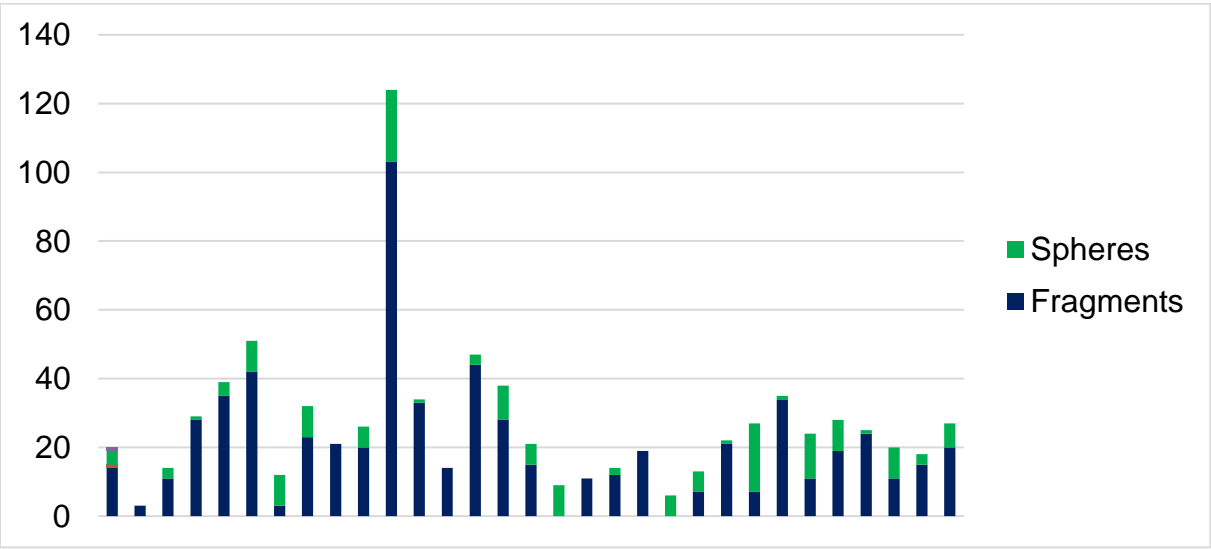


Figure 11. Distribution of different MP forms found in muscle tissue samples ($n=31$)

Table 3 presents the summary of each form number identified per analyzed sample, as well as mean sizes, standard deviation and minimum and maximum sizes of each MP particle form found in each compartment of analyzed fish.

Table 3 Distribution of MP forms found in analyzed organs and muscle tissue

| Sample | Shape | Nº of particules found | Average size ± Standard deviation (µm) | Minimum size (µm) | Maximum size (µm) |
|------------------|-------------------|------------------------------|--|----------------------|----------------------|
| Liver | Fragments | 142 | 52.0±49.0 | 7.3 | 372.5 |
| | Sphares | 50 | 12.2±11.2 | 3.2 | 71.0 |
| | Foam and films | 5 | 45.5±28.5 | 22.0 | 88.0 |
| | Fibres | 0 | NC | NC | NC |
| Brain | Fragments | 134 | 38.4 ± 43.0 | 3.0 | 237.1 |
| | Sphares | 60 | 14.3 ± 23.0 | 2.5 | 162.0 |
| | Foam and films | 3 | 35.4 ± 17.0 | 16.0 | 47.0 |
| | Fibres | 0 | NC | NC | NC |
| Kidney | Fragments | 59 | 32.0 ± 27.0 | 3.0 | 146.1 |
| | Sphares | 38 | 14.2 ± 11.0 | 2.3 | 55.2 |
| | Foam and films | 0 | NC | NC | NC |
| | Fibres | 2 | 88.2 ± 114.5 | 7.2 | 169.1 |
| Muscle tissue | Fragments | 199 | 47.9 ± 42.0 | 5.0 | 279.0 |
| | Sphares | 41 | 17.0 ± 18.1 | 5.0 | 105.0 |
| | Foam and films | 0 | NC | NC | NC |
| | Fibres | 0 | NC | NC | NC |

NC: MP form was not present in samples

Results corroborate previous studies indicating fragments as the main MP form ingested or internalized by freshwater fish, especially in environments impacted by urban activities and domestic effluents (COLLARD *et al.*, 2017, RAHMAN *et al.*, 2024). Fragment prevalence may be associated with greater secondary plastic fragmentation degree in contaminated water bodies, as well as ease of ingestion of these particles by detritivorous/iliophagous species like *C. voga*.

The presence of microspheres, especially in the kidney, may point to specific sources of contamination, such as effluents from cosmetics and cleaning products (AVIO *et al.*, 2015), emphasizing the kidney's role in filtering smaller particles. The lower occurrence of fibers and films/pellets may be associated with their lower retention rate or greater degradation in fish digestive systems.

This information reinforces the importance of morphological characterization as complement to quantification, providing clues about origin, entry route and possible MP accumulation mechanisms in aquatic organisms.

Regarding size, particles presented overall mean size of $36 \pm 39.5\mu\text{m}$, compatible with the interval reported in previous studies with marine and freshwater fish (ATAMANALP *et al.*, 2021, RAHMAN *et al.*, 2024, BARBOZA *et al.*, 2020).

Generally, fragments (43.6 ± 42.2), films and pellets (52.9 ± 38.1), as well as fibers (88.2 ± 114.5), due to their irregular form and tendency to secondary fragmentation, present larger mean size than spheres (14 ± 16.2), which tend to be smaller and more uniform.

Particle size distribution by organs and tissue revealed that kidney concentrated the smallest particles ($26.4 \pm 27.1 \mu\text{m}$), followed by brain ($31 \pm 39.1 \mu\text{m}$), liver (41.4 ± 45.4) and muscle tissue ($42.8 \pm 40.6 \mu\text{m}$). This trend is corroborated by Rahman *et al.* (2024), who identified preferential accumulation of smaller MPs in kidneys of market and experimental fish.

The presence of particles in brain tissues, even with mean dimensions below $35 \mu\text{m}$, raises concerns about systemic translocation and biological barrier crossing. Previous studies demonstrate that particles $<20 \mu\text{m}$ can cross the blood-brain barrier (BBB) (ALEXANDER *et al.*, 2016, YEE *et al.*, 2021), potentially interacting with microglial cells and triggering neurotoxicity (ATAMANALP *et al.*, 2021, BARBOZA *et al.*, 2020).

The observed variability (sizes from 2.3 to $372.7 \mu\text{m}$) also indicates many particles may have undergone fragmentation processes in the environment, increasing their bioavailability (BOUCHER *et al.*, 2019, YEE *et al.*, 2021). Fragment dominance may be associated with environmental wear and secondary ingestion, while sphere presence may indicate industrial or cosmetic sources (RAHMAN *et al.*, 2024).

3. CONCLUSION

The present study represents the first record of MP presence and characterization in liver, brain, kidney and muscle tissue of *Cyphocharax voga* in the Sinos River Hydrographic Basin. The species demonstrated systemic MP bioaccumulation, with emphasis on the brain, which presented the highest mean MPs/g concentration among analyzed organs, followed by liver, kidney and muscle tissue.

High frequency of contaminated individuals was observed, mainly in muscle tissue (79%), which, despite presenting the lowest mean MPs/g concentration, suggests systemic and prolonged species exposure to contaminants. Statistical analysis indicated significant differences in MP concentration between organs, with

brain presenting values significantly higher than other biological compartments in both sexes.

Additionally, statistically relevant differences were identified between males and females in MPs/g accumulation in brain and liver, indicating that, as occurs with other xenobiotics, there may be possible sex influence on accumulation patterns, reinforcing the importance of considering this variable in ecotoxicological evaluations.

Significant correlations between MP concentrations in kidney with liver and brain show possible physiological interactions between these organs in particle retention and translocation. Regarding identified forms, fragments predominated (72%), followed by spheres, foams/films and fibers, with kidney concentrating particles of smallest mean size, possibly due to its physiological role in filtration.

Results did not indicate significant relationship between MPs/g concentration in organs and individual K_n condition factor, suggesting that MP physiological effects may not immediately reflect in body metrics such as mass and length, but does not exclude possible long-term cumulative impacts.

Given the exponentially increasing environmental presence of this pollutant, our findings underscore the need to broaden the scope of studies on plastic pollution in freshwater environments. This includes the evaluation of non-traditional organs in ecotoxicological analyses and the investigation of potential alternative pathways for MP entry into organisms, in order to support future actions in environmental monitoring and plastic waste management.

REFERENCES

- Adeogun, A.O., Ibor, O.R., Omiwale, R., Chukwuka, A.V., Kumuyi, O., Arukwe, A., 2020. Sex-differences in physiological and oxidative stress responses and heavy metals burden in the black jaw tilapia, *Sarotherodon melanotheron*, from a tropical freshwater dam (Nigeria). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 229, 108676. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108676>.
- Ahmadi, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Soltani, N., Sorooshian, A., 2022. Potentially toxic elements and microplastics in muscle tissues of different marine species from the Persian Gulf: Levels, associated risks, and trophic transfer. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113-283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113283>.
- Alexander, J., Barregård, L., Bignami, M., Ceccatelli, S., Cottrill, B., Dinovi, M., Edler, L., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Hoogenboom, L., Knutsen, H.K., Nebbia C.S., Oswald, I., Petersen, A., Rogiers,

V.M., Rose, M., Roudot, A-C., Schwerdtle, T., Vlemminckx, C., Vollmer, G., Wallace, H., 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14, issue 6. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>.

Al-Yousuf, M.H., El-Shahawi, M.S., Al-Ghais, S.M. 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Science of The Total Environment*, v. 256, n. 2–3, p. 87–94. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00363-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00363-0).

Atamanalp, M., Köktürk, M., Uçur, A., Duyar, H.A., Özdemir, S., Parlak, V., Esenbuğa, N., Alak, G., 2021. Microplastics in tissues (brain, gill, muscle and gastrointestinal) of *Mullus barbatus* and *Alosa immaculata*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 81, 460–469. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00885-5>.

Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F. 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: first observations in commercial species from Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, v. 112, p. 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>.

Barboza, L.G.A., Otero, X.L., Fernández, E.V., Fernandes, J.O., Cunha, S.C., Guilhermino, L., 2023. Are microplastics contributing to pollution-induced neurotoxicity? A pilot study with wild fish in a real scenario. *Heliyon*, 9, 1, e13070. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13070>.

Barboza, L.G.A., Vieira, R.L., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino L., 2020. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of The Total Environment*, 717. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>.

Bastos, W.R., Dórea, J.G., Bernardi, J.V.E., Manzatto, A.G., Mussu, M.H., Lauthartte, L.C., Lacerda, L.D., Malm, O., 2016. Sex-related mercury bioaccumulation in fish from the Madeira River, Amazon. *Environmental Research*, 144, 73-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.11.001>

Bauer, A.L., Ferraz, M., Souza, V.C., Schulz, U.H. 2022. Far from urban areas: plastic uptake in fish populations of subtropical headwater streams. *Brazilian Journal of Biology*, v. 82, e267886. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.267886>.

Bermúdez-Guzmán, J.M., Sibajá-Cordero, J.A., Villalobos, C., Vargas-Zamora, J.A. 2020. Microplastic ingestion by a herring *Opisthonema* sp. in the Pacific coast of Costa Rica. *Regional Studies in Marine Science*, v. 36, 101312. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101367>.

Bhagat, J., Nishimura, N., Shimada, Y., 2021. Interações toxicológicas de microplásticos/nanoplásticos e contaminantes ambientais: conhecimento atual e perspectivas futuras. *Revista de Materiais Perigosos*, 405, 123913. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123913>.

Blankson, E.R., Tetteh, P.N., Oppong, P., Gbogbo, F., 2022. Microplastics prevalence in water, sediment and two economically important species of fish in an urban riverine system in Ghana. *PLOS ONE*, 17, 2, 0263196. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263196>.

Blonç, M., Husson, F., Llorca, M., Farré, M., Tort, L., Brandts, I., Teles, M., 2023. Occurrence and tissue-specific accumulation of micro- and nanoplastics in Nile tilapia reared in a recirculating aquaculture system. *Environmental Pollution*, 336, 122519,; <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100381>.

Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., Alencastro, L.F., 2019. (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.037>.

Burger, J., 2007. A framework and methods for incorporating gender-related issues in wildlife risk assessment: Gender-related differences in metal levels and other contaminants as a case study. *Environmental Research*, 104, 153-162. [10.1016/j.envres.2006.08.00](https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.08.00).

Carpenter, E.J., Smith, K.L. Jr. 1972. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, v. 175, n. 4027, p. 1240-1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.

Collard, F., Gilbert, B., Eppe, G., Roos, L., Compère, P., Das, K., Parmentier, E., 2017. Morphology of the filtration apparatus of three planktivorous fishes and relation with ingested anthropogenic particles. *Marine Pollution Bulletin*, 116, 182–191, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.067>.

COMITESINOS. Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (Sinos River Basin Plan). 2014. <https://www.sema.rs.gov.br/g020-bh-sinos>

Corrêa, F., Piedras, S.R.N. 2008. Alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) (Characiformes, Curimatidae) no arroio Corrientes, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, Pelotas, v. 21, n. 4, p. 117–122. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2008v21n4p117>.

Crawford, C.B., Quinn, B., 2017. Microplastic pollutants. Amsterdam: Elsevier, https://www.researchgate.net/publication/313404867_Microplastic_Pollutants.

Dar, M. A.; Palsania, P.; Satya, S.; Dashora, M.; Bhat, O. A.; Parveen, S.; Patidar, S. K.; Kaushik, G. 2025. Microplastic pollution: A global perspective in surface waters, microbial degradation, and corresponding mechanism. *Marine Pollution Bulletin*, v. 210, p. 117344. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117344>

Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., Ren, H., 2017. Tissue accumulation of microplastics in mice and its biomarker responses. *Scientific Reports*, [S.I.], 7, 46687, 1-10. <https://doi.org/10.1038/srep46687> (accessed 05 June 2025).

El-Ghazaly, N.A., Hafez, A.M., Wahbi, O.M., Ghanem, S., 2017. Influence of sex on the accumulation and distribution of some trace metals in *Sardinella aurita* from three sites in Alexandria and the northern coast of Egypt. *The Egyptian Journal of Experimental Biology (Zoology)*, 12, 1, 31–33. <https://www.researchgate.net/publication/371043871>.

Elsey, D., Jameson, D., Raleigh, B., Cooney, M.J., 2007. Fluorescent measurement of neutral lipids in microalgae. *Journal of Microbiological Methods*, 68, 3, 639-642. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2006.11.008>.

- Fernandes, A.N., Bertoldi, C., Lara, L.Z., Stival, J., Alves, M.N., Cabrera, P.M., Grassi, M.T., 2022. Microplastics in Latin America ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 33, 4, 303-326. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>.
- Ferraz, M., Bauer, A.L., Valiati, L.H., Schulz, U.H., 2020. Microplastic concentrations in raw and drinking water in the Sinos River, Southern Brazil. *Water*, 12, 11, 1-10. <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/11/3115>.
- Gamboa, A.C., Gaida, W., Volpi, G.B., Deitos, T., Machado, A.M.A., Breunig, F.M., Da Rosa, G.M., Flach, K.A., 2025. Microplastics in rivers of South America: an emerging area of research. *Sociedade e Natureza*, Uberlândia, 37, e74055, <https://doi.org/10.14393/SN-v37-2025-74055>.
- Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., Fletcher, R. 2011. Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: importance for fish consumption advisories. *Environment International*, v. 37, p. 425–434. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412010002069>.
- Gomez, B.C., Ejares, F.M.S., Baculpo, P.R., Indig, C.I., Madrona, A.A., Tuyor, R.C., 2023. Ingestion of microplastics by bigeye scad, *Selar crumenophthalmus* in municipal waters of Malimono, Surigao del Norte, Philippines. *International Journal of Biology*, 22, 4, 45-54. <http://dx.doi.org/10.12692/ijb/22.4.45-54>.
- Guillante, T., Fonseca, J.S., Costa, P.G., Bianchini, A., Robaldo, R.B., Zebral, Y.D. 2023. Sex-biased response of pollution biomarkers in fish: insights from the killifish *Poecilia vivipara*. *Aquatic Toxicology*, v. 261, 106613. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106613>.
- Guzman, M.K., Andjelković, M., Jovanović, V., Jung, J., Kim, J., Dailey, L.A., Rajković, A., Meulenaer, B., Veličković, T.C., 2022. Comparative profiling and exposure assessment of microplastics in differently sized Manila clams from South Korea by μ FTIR and Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113846>.
- Habumugisha, T., Zhang, Z., Fang, C., Yan, C., Zhang, X., 2023. Uptake, bioaccumulation, biodistribution and depuration of polystyrene nanoplastics in zebrafish (*Danio rerio*). *Science of the Total Environment*, 893, 164840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164840>.
- Harikrishnam, H., Han, B., Shi, Y., Qian, X., Zhang, K., Yin, S., 2023. Chronic exposure to weathered polyethylene microplastics triggers immune suppression and oxidative stress in freshwater fish *Danio albolineatus*: sex-specific responses. *Aquatic Toxicology*, 261, 106619. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106619>.
- Hendrickson, E., Minor, E.C., Schreiner, K., 2018. Abundance and composition of microplastics in western Lake Superior as determined via microscopy, Pyr-GC/MS, and FTIR. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 1787–1796. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b05829>.
- Huang, J.S., Koongolla, J.B., Li, H.X., Lin, L., Pan, Y.F., Liu, S., He, W.H., Maharana, D., Xu, X.R., 2020. Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China. *Science of the Total Environment*, 708, 134839. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134839>.

INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (IO-USP). 2025. Bioacumulação e biomagnificação (Bioaccumulation and biomagnification). <https://www.io.usp.br/index.php/oceanos/textos/antartida/31-portugues/publicacoes/series-divulgacao/poluicao/811-bioacumulacao-e-biomagnificacao.html>.

Islam, M.S., Islam, A.R.M.T., Ismail, Z., Ibrahim, K.A., Al-Qthanin, R.N., Idris, A.M., 2024. Effects of microplastics and heavy metals on coral reefs: a new window for analytical research. *Heliyon*, 9, 11, e22692. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22692>.

James, K., Vasant, K., Padua, S., Gopinath, V., Abilash, K.S., Jeyabaskaran, R., Babu, A., John, S., 2020. An assessment of microplastics in the ecosystem and selected commercially important fishes off Kochi, south eastern Arabian Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111027. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111027>.

Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romano, N., Ho, Y.B., Salamatina, B., 2017. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of The Total Environment*, 578, 485-494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>.

Kelly, E.R.M., Trujillo, J.E., Setiawan, A., Pether, S., Burritt, D., Allan, B.J.M., 2024. Investigating metabolic and oxidative stress induced by exposure to biofouled microplastics in *Seriola lalandi* (yellowtail kingfish). *Marine Pollution Bulletin*. 203, 116438. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116438>.

Kim, Jun-Hwan, Yu, Young-Bin, Choi, Jae-Ho. 2021. Toxic effects on bioaccumulation, hematological parameters, oxidative stress, immune responses and neurotoxicity in fish exposed to microplastics: a review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 413. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125423>.

Lambert, S., Wagner, M. 2018. Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview. In: WAGNER, Martin, LAMBERT, Scott (org.). *Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?* Cham: Springer p. 1-23. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_1.

Li, J., Wang, Z., Rotchell, J.M., Shen, X., Li, Q., Zhu, J., 2021. Where are we? Toward an understanding of selective microplastic accumulation in mussels. *Environmental Pollution*. 286, 117543. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117543>.

Maes T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., Mayes, A.G., 2017. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7, 44501. <https://www.nature.com/articles/srep44501>.

Mahidev, R.S., Aravind, G.H., Sandeep, K., Arya, S., Santosh, M., Shaji, E., 2024. Microplastics in freshwater lakes: a case study from southern India. *Geosystems and Geoenvironment*. 3(4), 100306. <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2024.100306>.

Mancuso, M., Panarello, G., Falco, F., Di Paola, D., Serena, S., Capillo, G., Romeo, T., Presti, G., Gullotta, E., Spanò, N.C., Bono, G., Salvatore G., Bottari, T., 2022.

Investigating the effects of microplastic ingestion in *Scylliorhinus canicula* from the South of Sicily. *Science of the Total Environment*, 850, 157875. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157875>.

Masson, N., Castelain, J.G., Dubny, S., Othax, N., Peluso, F., 2021. Biotic integrity index based on fish assemblages in Pampean streams and its application along the Del Azul stream (Buenos Aires Province, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 33, 1–16. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8220>.

Mattsson, K., Hansson, L.A., Linse, S., Malmendal, A., Cedervall, T., 2014. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Biophysical Journal*, 106, 2 (Supplement 1), 346a. <https://doi.org/10.1016/j.bpj.2013.11.3454>.

Mattsson, K., Johnson, E.V., Malmendal, A., Linse, S., Hansson, L.A., Cedervall T., 2017. Brain damage and behavioral disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Scientific Reports*, 7, 1, 11452. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10813-0>.

Montagner, C.C., Dias, M.A., Paiva, E.M., Vidalet, C., 2021. Microplastics: environmental occurrence and analytical challenges. *Química Nova*. 44(10), 1328–1352. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>.

Nihart, A.J., Garcia, M.A., Hayek, E.E., Liu, R., Olewine, M., Kingston, J.D., Castillo, E.F., Gullapalli, R.R., Howard, T., Bleske, B., Scott, J., Gonzalez-Estrella, J., Gross, J.M., Spilde, M., Adolph, M., Gallego, D.F., Jarrell, H.S., Dvorscak, G., Zuluaga-Ruiz, M.E., West, A.B., Campen, M.J., 2025. Bioacumulação de microplásticos em cérebros humanos falecidos. *Medicina Natural*, 31, 1114–1119. <https://www.nature.com/articles/s41591-024-03453-1>.

Oliveira, E.A., Baldan, L.T.R., 2022. *Ecotoxicologia (Ecotoxicology)*. São Paulo: Manole. <https://palotina.ufpr.br/wp-content/uploads/2022/10/Ecotoxicologia-Oliveira-e-Baldan.pdf>

Olson, K.R. (org.), 2014. *Manual de toxicologia clínica [recurso eletrônico]*. 6. ed. Porto Alegre: AMGH. Revisão técnica da Tabela II-51 por Paulo Luiz de Oliveira. ISBN 978-85-8055-266-9. <https://www.meulivro.biz/toxicologia/1499/manual-de-toxicologia-clinica-olson-6-ed-pdf/>.

Parker, B., Britton, J.R., Green, I.D., Jackson, M.C., Andreou, D., 2024. Microplastic-stressor responses are rarely synergistic in freshwater fishes: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 947, 174566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174566>.

Polverino, G., Aich, U., Brand, J.A., Bertram, M.G., Martin, J.M., Tan, H., Soman, V.R., Mason, R.T., Wong, B.B.M., 2023. Sex-specific effects of psychoactive pollution on behavioral individuality and plasticity in fish. *Behavioral Ecology*, 34(6), 969-978. <https://doi.org/10.1093/beheco/arad065>.

Pompêo, M.L.M., Soares, M.C., Silva, F., Vieira, C.M., 2022. Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos (Aspects of ecotoxicity in aquatic environments). Instituto de Biociências – IB/USP Universidade de São Paulo. https://ecologia.ib.usp.br/portal/ecotoxicidade/index_arquivos/0_all_book_ecotoxicidade.pdf

Rahman, R-R., Baqee, A., Alam, M., Khan, M.W., Muhib, M.I., Kabir, A., 2024. Organ-specific bioaccumulation of microplastics in market fish of Dhaka and size-dependent impacts of PVC

microplastics on growth of *Anabus testudineus*. *Environmental Pollution*, 361. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124807>.

Raulin, A.C., Martens, Y.A., Bu, G. 2022. Lipoproteins in the Central Nervous System: From Biology to Pathobiology. *Annual Review of Biochemistry*, v. 91, p. 731–759. <https://doi.org/10.1146/annurev-biochem-032620-104801>.

Ribeiro, F., Duarte, A.C., Costa, J.P., 2024. Staining methodologies for microplastics screening. *Trends in Analytical Chemistry*, 172, 117555. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.117555>.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Relatório Técnico 2 – Bacia Hidrográfica do Baixo Jacuí (RT2). Porto Alegre: SEMA-RS, 2023. https://sema.rs.gov.br/g070-bh-baixo-jacui?utm_source=chatgpt.com.

Rocha, M.A., Ribeiro, E.L.A., Mizubuti, I.Y., Silva, L.D.F., Borosky, J.C., Rubin, K.C.P., 2005. Utilização dos fatores de condição alométricos e de Fulton para comparar a carpa (*Cyprinus carpio*) considerando sexos e idades. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 26, 3, 429-436. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2005v26n3p429>.

Rossatto, A., Arlindo, M.Z.F., Morais, M.S., Souza, T.D., Ogradowski, C.S., 2024. Microplastics in aquatic systems: a review of occurrence, monitoring, and potential environmental risks. *Environmental Advances*. 13, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100396>

Salla, R.F., Oliveira, F.N., Jacintho, J.C., Cirqueira, F., Tsukada, E., Vieira, L.G., Rocha, T.L., 2024. Microplastics and TiO₂ nanoparticles mixture as an emerging threat to amphibians: a case study on bullfrog embryos. *Environmental Pollution*, 346, 123624. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123624>.

Sbrana, A., Valente, T., Scacco, U., Bianchi, J., Silvestri, C., Palazzo, L., Lucia, G.A., Valerani, C., Ardizzone, G., Matiddi, M., 2020. Spatial variability and influence of biological parameters on microplastic ingestion by *Boops boops* (L.) along the Italian coasts (Western Mediterranean Sea). *Environmental Pollution*, 263, 114429. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114429>.

Schifino, L.C., Fialho, C.B., Verani, J.R. 1998. Reproductive aspects of *Cyphocharax voga* (Hensel) from Custódias Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil (Characiformes, Curimatidae). *Rev. Bras. Zool.* 15 (3). <https://doi.org/10.1590/S0101-81751998000300019>.

Shan, S., Zhang, Y., Zhao, H., Zeng, T., Zhao, T., 2022. Polystyrene nanoplastics penetrate the blood–brain barrier and induce microglial activation in the mouse brain. *Chemosphere*. 298, 134261. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134261>

Shi, Y., Chen, W., Yang, S., Fan, Y., Lu, L., 2024. Freshwater microplastic governance and sustainable development: pollution status, interactions, policies, and prospective studies. *Desalination and Water Treatment*. 320, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100704>

Silva, D.C., Vieira, H.A.G., Rolim, V.S., Silva, W.F., Sousa, M.G., Paulino, M.G., Mariano, W.S., 2021. Contaminantes ambientais: efeitos dos microplásticos em organismos aquáticos e terrestres. *Research, Society and Development*. 10(7), e54310716761. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i7.16761>

Silveira, D., Gomes, L.P., Caetano, M.O., Lima, K.C., Valiati, V.H., Schulz, U.H., 2024. Microplastic contamination in the liver of iliophagous fish in an urbanized river of subtropical climate in southern South America. *Acta Biologica Brasiliensia*, 7, 2, 83-102. <https://doi.org/10.18554/acbiobras.v7i2.7772>.

Sultana, S., Anisuzzaman, M., Hossain, K., Rana, S., Paray, B.A., Arai, T., Yu, J., Hossain, B., 2024. Ecological risk assessment of microplastics and mesoplastics in six common fish species from the Bay of Bengal coast. *Marine Pollution Bulletin*. 204, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116544>

Wang, X., Jian, S., Zhang, S., Wu, D., Wang, J., Gao, M., Sheng, J., Hong, Y., 2022. Enrichment of polystyrene microplastics induces histological damage, oxidative stress, Keap1-Nrf2 signaling pathway-related gene expression in loach juveniles (*Paramisgurnus dabryanus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 237, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113540>.

Yee, M.S.L., Hi, L.W., Looi, C.K., Lim, W.M., Wong, S.F., Kok, Y.Y., Tan, B.K., Wong, C.Y., Leong, C.O., 2021. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials*, Basel, 11, 2, 1-22. <https://www.mdpi.com/2079-4991/11/2/496>

Yin, J., Ju, Y., Qian, H., Wang, J., Miao, X., Zhu, Y., Zhou, L., Ye, L., 2022. Nanoplastics and microplastics may be damaging our livers. *Toxics*, 10, 10, 1-32. <https://doi.org/10.3390/toxics10100586>.

DECLARATIONS

- **Acknowledgements** - This research was financially supported by the Brazilian Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES) and CNPq (National Council for Scientific and Technological Development)

- **Funding** - Luciana Paulo Gomes reports financial support was provided by CNPq (National Council for Scientific and Technological Development). Marcelo Oliveira Caetano reports financial support was provided by CNPq (National Council for Scientific and Technological Development). Daniela da Cunha Silveira reports financial support was provided by CAPES (Brazilian Federal Agency for Support and Evaluation of Graduate Education). Kelly Correia de Lima reports financial support was provided by CNPq (National Council for Scientific and Technological Development). If there are other authors, they declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

- **Authors' Contributions** - Daniela da Cunha Silveira, Uwe Horst Schulz and Luciana Paulo Gomes contributed to the study conception and design. The first draft of the manuscript was written by Daniela da Cunha Silveira and Luciana Paulo Gomes and all authors (Daniela da Cunha Silveira, Kelly Correia de Lima, Uwe Horst Schulz, Amanda Gonçalves Kieling, Marcelo Oliveira Caetano and Luciana Paulo Gomes) commented on previous versions of the manuscript. All authors (Daniela da Cunha Silveira, Kelly Correia de Lima, Uwe Horst Schulz, Amanda Gonçalves Kieling, Marcelo Oliveira Caetano and Luciana Paulo Gomes) read and approved the final manuscript."

- **Ethical Approval** - The authors are aware of the rules stated in and confirm that they comply with all ethical issues mentioned.

- **Consent to Participate** - Does not apply.
- **Consent to Publish** - All authors agree to the publication of the work.
- **Competing Interests** - The authors have no relevant financial or non-financial interests to disclose.
- **Data Availability Statement** - The data involved in the research will be made available upon justified request.

In Brazil, research involving animals generally requires approval from an Animal Use Ethics Committee (CEUA). However, the need for approval may depend on the type of study. If the research involves only the analysis of commercially caught fish, without experimental manipulation, there may be exceptions. Brazilian legislation, such as Law No. 11,794/2008 (Arouca Law), regulates the scientific use of animals. Commercially purchased fish do not require approval. The thesis and/or publication must state that the samples were acquired commercially.

This is the paragraph that mentions the purchase of fish: "The analyzed fish originated from commercial capture and were acquired from a professional fisherman from Prainha locality, located in the lower section of Sinos River, in Novo Hamburgo municipality, RS (RIO GRANDE DO SUL, 2023), at coordinates 29°44'14.95"S and 51°05'26.39"W. The location selection along the river considered the degree of area urbanization. The sampling period (between April and May) was selected to avoid the reproductive season and potential temporal variation in samples".

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo sobre a presença de MPs em tecidos internos de peixes da espécie *C. voga* permitiu a identificação de tendências e o avanço no estado da arte sobre o conhecimento da contaminação por MPs em ambientes e organismos aquáticos no Rio dos Sinos.

Dentre dos principais resultados, pode-se destacar a presença generalizada de partículas plásticas nos indivíduos analisados, com exceção de apenas 3% dos peixes coletados livres de contaminação em um ou outro tecido.

O estudo possibilitou observar que o cérebro possivelmente é um órgão particularmente sensível à contaminação por MPs, pois, entre os tecidos analisados, foi o que apresentou as maiores concentrações médias. Além da presença mais abundante de contaminação no cérebro, o estudo também possibilitou identificar diferenças estatisticamente significativas de MPs/g entre machos e fêmeas, tanto no cérebro quanto no fígado — outro resultado relevante, sugerindo mais estudos que analisem a contaminação sistêmica nos organismos e incluam o sexo como uma variável de interesse nas análises.

Os dados obtidos também possibilitaram a verificação de correlações significativamente negativas entre as concentrações de MP no rim e no fígado, bem como entre o rim e o cérebro. Sugere-se estudos que visem o acompanhamento das rotas de transporte, excreção e os mecanismos fisiológicos envolvidos no transporte de partículas plásticas entre os órgãos internos.

Quanto à morfologia das partículas, os fragmentos foram significativamente mais abundantes do que as demais formas identificadas, como espumas/filmes, esferas e fibras. Essa predominância pode indicar as principais fontes de contaminação da área, refletindo, nos resultados, a problemática associada ao descarte irregular de resíduos plásticos no ecossistema estudado.

No que se refere a um dos objetivos secundários da pesquisa — a relação entre a concentração de MPs nos tecidos e o fator de condição dos peixes (K_n) —, não foi identificada correlação significativa. Esse resultado indica que, ao menos sob os parâmetros avaliados, a presença de MPs não afetou de maneira direta a condição corporal dos indivíduos.

A hipótese central do estudo, que previa diferenças significativas na

concentração de MPs entre os diferentes órgãos de *C. voga*, foi confirmada.

Por fim, os dados obtidos reforçam a importância do monitoramento contínuo da poluição por MPs em ecossistemas e organismos aquáticos, especialmente em ambientes sob intensa pressão antrópica, como o Rio dos Sinos. A espécie *Cyphocharax voga* demonstrou ser uma espécie eficaz para o biomonitoramento em estudos ecotoxicológicos, em virtude de sua suscetibilidade à ingestão de partículas acumuladas no ambiente bentônico, existindo a franca possibilidade desses resultados serem extrapolados para outros vertebrados.

5.1. Principais destaques da pesquisa

- **Contaminação sistêmica:** Demonstrou-se que os MPs contaminam órgãos internos como cérebro, fígado, rim e músculo, indicando efeitos além do trato gastrointestinal.
- **Influência do sexo na contaminação:** Foram observadas diferenças significativas entre machos e fêmeas na concentração de MPs, destacando o sexo como variável relevante em estudos ecotoxicológicos.
- **Validação de bioindicador:** A espécie *Cyphocharax voga* foi confirmada como eficiente para o biomonitoramento da poluição por MPs em ambientes aquáticos impactados.
- **Cérebro como órgão com maior concentração de MPs:** fortalecendo a hipótese de transposição da barreira hematoencefálica.