



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



**Sul da Lagoa dos Patos após evento climático
extremo: Avaliação ecotoxicológica da água no
cladóceros *Daphnia magna***

Eduarda Rodrigues Pinheiro

Orientadora: Marta Marques Souza
Co-orientadora: Grasiela Lopes Leães Pinho

Rio Grande
2026



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



**Sul da Lagoa dos Patos após evento climático extremo: Avaliação
ecotoxicológica da água no cladócero *Daphnia magna***

Aluna: Eduarda Rodrigues Pinheiro

Orientadora: Marta Marques Souza

Co-orientadora: Grasiela Lopes Leães Pinho

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais como
requisito parcial para a obtenção do título
de Mestre em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2026

P654s

Pinheiro, Eduarda Rodrigues

Sul da Lagoa dos Patos após evento climático extremo: avaliação ecotoxicológica da água no cladóceros *Daphnia magna* / Eduarda Rodrigues Pinheiro. - 2026.
65 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande – Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos e Continentais , 2026.

Orientadora: Dr^a. Marta Marques Souza

Co-orientadora: Dr^a. Grasiela Lopes Leães Pinho

1. Biologia de Ambientes Aquáticos e Continentais. 2. Enchente. 3. Contaminação aquática. 4. Monitoramento ambiental. 5. Toxicologia aquática. I. Souza, Marta Marques. II. Pinho, Grasiela Lopes Leães. III. Título.

CDU 574.5(28)



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE-FURG
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS - PPGBAC
Av. Itália s/n – Rio Grande/RS, Brasil. 96203-900 fone/fax: 53-3233.6848
e-mail: pgbac@furg.br
<https://ppgbac.furg.br>



ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS – Nº 004/2026

Às 14:00h (quatorze horas) do dia 01 (primeiro) do mês de abril de 2026 (dois mil e vinte e seis), no Laboratório de Bioinformática do ICB e via Webconferência no endereço eletrônico: (<https://conferenciaweb.rnp.br/sala/marta-marta-marques-de-souza>) reuniram-se docentes, discentes e comunidade em geral, para a defesa pública da Dissertação de Mestrado da acadêmica Eduarda Rodrigues Pinheiro. A Dissertação intitulada “**Sul da Lagoa dos Patos após evento climático extremo: avaliação ecotoxicológica da água através de respostas biológicas de *Daphnia magna***” foi avaliada pela Banca Examinadora composta pela Orientadora: Prof^a Dr^a. Marta Marques de Souza (PPGBAC/FURG), Prof^a Dr^a. Grasiela Lopes Leães Pinho (Co-orientadora, IO/FURG), Prof^a Dr^a. Camila De Martinez Gaspar Martins (PPGBAC/FURG) e Dr^a. Raquel Fernanda Salla Jacob (UFSCar). Após a defesa e arguição pública, a Banca Examinadora reuniu-se, para deliberação final, e considerou o acadêmico **APROVADA**. Desta forma, a acadêmica concluiu mais uma das etapas necessárias para a obtenção do grau de **MESTRE EM BIOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS**. Nada mais havendo a tratar, às 16:30h (dezesseis horas e trinta minutos) foi lavrada a presente ata, que lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Banca Examinadora, pela Acadêmica e pela Coordenadora do Curso.

Eduarda Rodrigues Pinheiro

Prof^a Dra. Grasiela Lopes Leães Pinho

Prof^a Dr^a. Marta Marques de Souza

Dr^a. Raquel Fernanda Salla Jacob

Prof^a Dr^a. Camila De Martinez Gaspar Martins
Banca Examinadora e Coordenadora do Curso

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, primeiramente, aos meus pais, Wilson e Carla, que me proporcionaram viver não só este momento, mas todos os da minha vida com a oportunidade de dedicação máxima e exclusiva. Obrigada por todo o apoio, amor, carinho, dedicação e acolhimento em todos os caminhos que escolhi seguir. Obrigada por sempre acreditarem em mim e por abraçarem e incentivarem cada escolha, sonho e propósito que decido seguir. Vocês, sem dúvidas, são minha maior motivação.

À minha orientadora, Prof.^a Marta Marques de Souza, pela orientação, paciência, dedicação e por todos os ensinamentos ao longo dessa trajetória. Obrigada por acolher todas as minhas dúvidas, medos e angústias de coração aberto, por sempre ter um espacinho na tua sala, independentemente do dia e da hora, e por sempre ter uma palavra de incentivo. Sem dúvidas, essa caminhada foi mais leve graças à tua orientação.

À minha co-orientadora, Prof.^a Grasiela Lopes Leães Pinho, pelas contribuições ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Agradeço também pela oportunidade de vivenciar novas experiências, especialmente aquelas proporcionadas pelos embarques, que foram incríveis.

À Jennifer Silveira Moraes, por toda a ajuda ao longo deste trabalho. Além de me ensinar a realizar os experimentos, esteve ao meu lado em todos eles, o que tornou todo o processo muito mais leve. Mesmo com o Julio a caminho, continuou me auxiliando em tudo até o último experimento. Com certeza, o mestrado me presenteou com uma amiga!

Ao meu namorado, Erik Rohr Carazzai, por todo o companheirismo, paciência e apoio em todos os momentos, especialmente nos mais desafiadores. Obrigada por ser meu suporte, por sempre me incentivar e por me fazer acreditar que tudo sempre tem um jeito e que, no fim, as coisas se ajustam e dão certo.

A todos que contribuíram e fizeram parte deste capítulo da minha vida, aos amigos que estiveram sempre comigo, aos colegas dos grupos de pesquisa dos quais faço parte e aos professores que me ajudaram de forma direta ou indireta.

À Universidade Federal do Rio Grande e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, pela oportunidade de formação acadêmica e pela infraestrutura disponibilizada para a realização deste trabalho, e à CAPES, pelo apoio financeiro concedido.

RESUMO

A variação climática global, intensificada por atividades antrópicas, tem contribuído para a ocorrência de eventos extremos, como as inundações, cada vez mais frequentes e severas. Em abril de 2024, o Rio Grande do Sul enfrentou um evento de grande magnitude, considerado o mais grave já registrado no estado, afetando diversos municípios, especialmente o Vale do Taquari, e provocando a cheia de rios que drenam para o sistema Guaíba–Lagoa dos Patos. A elevação desses corpos hídricos deslocou a água para o sul, em direção ao Oceano Atlântico, formando uma pluma de sedimentos com contaminantes como esgoto doméstico, resíduos industriais e agrícolas, produtos químicos, pesticidas e plásticos. Nesse contexto, torna-se fundamental a análise ecotoxicológica da água para compreender possíveis alterações da água do ponto de vista toxicológico. Assim, o presente estudo avaliou a qualidade da água superficial da Lagoa dos Patos, através de ensaios de toxicidade aguda e biomarcadores celulares e comportamentais no microcrustáceo *Daphnia magna*. Os organismos foram expostos a água coletada em um ponto fixo durante três meses pós-enchente, sendo analisados ensaios de toxicidade aguda, biomarcador celular (Resistência a Múltiplos Xenobióticos – MXR) e comportamental (atividade e distância), além da análise de parâmetros físico-químicos e da concentração de microplásticos como indicador ambiental. Os resultados indicaram ausência de efeitos letais, mas aumento significativo na atividade de defesa celular e na atividade locomotora dos organismos em relação ao controle. A turbidez foi a principal variável associada aos biomarcadores, indicando redução do MXR em águas mais turvas e influência sobre respostas comportamentais. As demais variáveis, incluindo microplásticos, apresentaram baixa relação e, apesar da ausência de significância nos modelos, a turbidez mostrou maior poder explicativo. Esses achados evidenciam variações nos parâmetros ao longo dos meses analisados, com ausência de efeitos letais, mas presença de efeitos subletais mais sensíveis, evidenciados por meio dos biomarcadores.

Palavras-chave: Enchente; Contaminação Aquática; Monitoramento Ambiental; Toxicologia Aquática.

ABSTRACT

Global climate variability, intensified by anthropogenic activities, has contributed to the increasing frequency and severity of extreme events such as floods. In April 2024, Rio Grande do Sul (southern Brazil) experienced the most severe flood event ever recorded, affecting several municipalities, particularly the Taquari Valley, and causing the overflow of rivers that drain into the Guaíba–Patos Lagoon system. The rise in water levels displaced water southward toward the Atlantic Ocean, forming a sediment plume containing contaminants such as domestic sewage, industrial and agricultural waste, chemical products, pesticides, and plastics. In this context, ecotoxicological analyses are essential to assess potential changes in water quality. This study evaluated the surface water quality of the Patos Lagoon using acute toxicity assays and cellular and behavioral biomarkers in the microcrustacean *Daphnia magna*. Organisms were exposed to water collected at a fixed sampling point over three months following the flood. Acute toxicity, the cellular biomarker multixenobiotic resistance (MXR), and behavioral parameters (activity and distance) were assessed, along with physicochemical variables and microplastic concentrations as an environmental indicator. The results indicated no lethal effects, but a significant increase in cellular defense activity and locomotor activity compared to the control. Turbidity was the main variable associated with the biomarkers, indicating reduced MXR activity in more turbid waters and influencing behavioral responses. Other variables, including microplastics, showed weak associations and were not statistically significant in the models, although turbidity exhibited greater explanatory power. These findings indicate temporal variation in the analyzed parameters, with no evidence of lethal toxicity but the presence of sensitive sublethal effects, as revealed by the biomarkers.

Keywords: flooding; aquatic contamination; environmental monitoring; aquatic toxicology.

APRESENTAÇÃO

A dissertação foi organizada em duas seções principais. A primeira parte refere-se à introdução geral e à contextualização da problemática abordada no presente trabalho, discutindo a intensificação de eventos climáticos extremos, especificamente o evento de grande magnitude ocorrido no estado do Rio Grande do Sul, em 2024, e o carreamento de resíduos (e.g., industriais, agrícolas, urbanos, farmacêuticos e hospitalares, plásticos) para corpos hídricos adjacentes, impactando organismos aquáticos. A segunda parte, correspondente ao Capítulo 1, consiste em um manuscrito intitulado “SUL DA LAGOA DOS PATOS APÓS EVENTO CLIMÁTICO EXTREMO: QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL COM BASE NA ANÁLISE DE TOXICIDADE E BIOMARCADORES”, que avalia a qualidade da água superficial em um ponto fixo no sul da Lagoa dos Patos, ao longo de três meses, pós-enchente, por meio de ensaios ecotoxicológicos, uso de biomarcadores celulares e comportamentais em *Daphnia magna*, além da análise de microplásticos na água como um indicador ambiental, visando avaliar o possível impacto da enchente.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	12
<i>Eventos climáticos extremos.....</i>	<i>12</i>
<i>Eventos climáticos extremos no Rio Grande do Sul.....</i>	<i>13</i>
<i>Eventos de inundações como carreadores de contaminantes ambientais</i>	<i>17</i>
Ecotoxicologia aquática.....	20
<i>Daphnia magna</i> como organismo-teste.....	22
<i>Área de estudo.....</i>	<i>24</i>
<i>Justificativa.....</i>	<i>25</i>
OBJETIVO.....	26
<i>Objetivos específicos</i>	<i>26</i>
HÍPOTESES.....	27
REFERÊNCIAS.....	27
CAPÍTULO 1.....	36
Resumo gráfico.....	37
Resumo.....	38
Palavras-chave.....	38
Introdução.....	39
Materiais e Métodos.....	41
<i>Área de estudo, coleta das amostras e análises de parâmetros da água.....</i>	<i>41</i>
<i>Teste de toxicidade aguda.....</i>	<i>44</i>

<i>Biomarcadores</i>	44
<i>Análises Estatísticas</i>	45
Resultados.....	46
Discussão.....	52
Conclusão.....	57
REFERÊNCIAS.....	57
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	64

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Figura 1.** Tendência do índice R10 (dias com precipitação > 10 mm) observada entre 1951–2000 e projetada para 2071–2100 no cenário A2 de altas emissões. Fonte: Marengo *et al.* (2008).....14
- Figura 2.** Localização do estado do Rio Grande do Sul na América do Sul, com destaque (círculo preto) para a região do Vale do Taquari e corpos hídricos adjacentes que drenam para o sistema Guaíba-Lagoa dos Patos.....15
- Figura 3.** Imagens feitas por satélite indicando a chegada da pluma de sedimentos na Lagoa dos Patos (norte, central e sul) Fonte: EOSDIS Worldview.....15
- Figura 4.** Representação esquemática de ambientes aquáticos em cenários de inundação: **(A)** condição normal da bacia hidrográfica; **(B)** condição de inundação, evidenciando a intensificação do transporte de poluentes provenientes de diferentes fontes (industriais, agrícolas e urbanas); e **(C)** dinâmica de partículas e contaminantes ambientes aquáticos, incluindo processos de deposição e remobilização. **Fonte:** Crawford et al. (2022).....18
- Figura 5.** Morfologia do organismo *Daphnia magna* (~0.5 - 6 mm de comprimento). A) Fêmea ovada e B) Macho. fonte: Ebert (2005).....22
- Figura 6.** Mapa indicando a Localização da Lagoa dos Patos, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Fonte: Autora.....24

CAPÍTULO 1

- Figura 1.** Mapa da região Sul da Lagoa dos Patos, indicando o ponto de coleta localizado na região central da cidade de Rio Grande (32°01'45"S 52°05'50"W). Fonte: Autora.....42
- Figura 2.** Efluxo de rodamina B em organismos controle (verde) e expostos (laranja) ao longo de junho, julho e agosto, expresso como intensidade de fluorescência (u.a.). Os asteriscos indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos controle e exposto em cada mês (*p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001).....47

Figura 3. Boxplots do comportamento locomotor em organismos controle (verde) e expostos (laranja) ao longo dos meses de junho, julho e agosto: (A) distância percorrida (cm/s) e (B) atividade na arena (%). Asteriscos indicam diferenças significativas entre os tratamentos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).....48

Figura 4. Análises de correlação e regressão linear simples entre o biomarcador MXR e as variáveis ambientais (pH, condutividade, turbidez e MPs) da água da Lagoa dos Patos. **A)** Correlação: os valores representam os coeficientes de correlação, variando de -1 (negativa forte) a +1 (positiva forte), indicando a direção e a intensidade das associações. **B)** Regressão linear: as linhas representam os modelos ajustados, com indicação do coeficiente de determinação (R^2) e do valor de p para cada relação.....49

Figura 5. Análises de correlação e regressão linear simples entre a distância percorrida e as variáveis ambientais (pH, condutividade, turbidez e MPs) da água da Lagoa dos Patos. **A)** Correlação: os valores representam os coeficientes de correlação, variando de -1 (negativa forte) a +1 (positiva forte), indicando a direção e a intensidade das associações. **B)** Regressão linear: as linhas representam os modelos ajustados, com indicação do coeficiente de determinação (R^2) e do valor de p para cada relação.....50

Figura 6. Análises de correlação e regressão linear simples entre a atividade locomotora do organismo na arena e as variáveis ambientais (pH, condutividade, turbidez e MPs) da água da Lagoa dos Patos. **A)** Correlação: os valores representam os coeficientes de correlação, variando de -1 (negativa forte) a +1 (positiva forte), indicando a direção e a intensidade das associações. **B)** Regressão linear: as linhas representam os modelos ajustados, com indicação do coeficiente de determinação (R^2) e do valor de p para cada relação.....50

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

Tabela 1. Compilado de estudos com *Daphnia magna* como organismo-teste em diferentes classes de contaminantes.....22

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e quantificação de MPs (MPs/L) das amostras de água da Lagoa dos Patos ao longo do período de estudo. A) Amostras de água para análise do fenótipo de Resistência a Múltiplos Xenobióticos (MXR) e B) Amostras de água para análise do comportamento (atividade e distância).....45

INTRODUÇÃO GERAL

EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS

As mudanças climáticas são decorrentes de alterações significativas no balanço energético líquido da Terra, promovendo variações na temperatura atmosférica que resultam em processos de aquecimento ou resfriamento ao longo do tempo (Baede *et al.*, 2001). Essas alterações ocorrem por meio da atuação conjunta de forçantes climáticas de origem natural e antrópica. As forçantes naturais estão associadas, principalmente, às erupções vulcânicas, devido à introdução de aerossóis na estratosfera, e aos ciclos de Milankovitch, que, em escala geológica, regulam a radiação solar recebida pela Terra por meio de variações nos movimentos orbitais e axiais do planeta, influenciando a distribuição da energia solar no sistema terrestre. Essas mudanças estão associadas a, por exemplo, períodos de resfriamento (eras glaciais) e aquecimento (períodos interglaciais; Ambrizzi *et al.*, 2025).

Por outro lado, as forçantes antrópicas correspondem a modificações no sistema climático decorrentes das atividades humanas, com destaque para a emissão de gases de efeito estufa (GEE), aerossóis atmosféricos e mudanças no uso e na cobertura do solo (Ambrizzi *et al.*, 2025). De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), o aquecimento observado a partir do século XX não pode ser atribuído a causas naturais, sendo diretamente associado às atividades antrópicas, especialmente ao aumento das concentrações de GEE na atmosfera (IPCC, 2023). O principal contribuinte para esse aumento é a poluição por CO₂, com destaque para a combustão de combustíveis fósseis, que ocorre quando carvão, petróleo e gás natural são queimados para a geração de eletricidade, abastecimento de veículos e processos industriais, sendo essas fontes responsáveis por aproximadamente três quartos das emissões globais de dióxido de carbono (CO₂; Amin *et al.*, 2025).

Diversos impactos relacionados às mudanças climáticas já estão amplamente descritos na literatura e detalhados em relatórios do IPCC. Segundo o Sexto Relatório de Avaliação (AR6) do IPCC (2023), as mudanças climáticas já afetam significativamente o sistema climático global, incluindo a intensificação do ciclo hidrológico. Entre os principais impactos observados destacam-se o aumento do nível do mar, a maior frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, como secas e inundações, o aumento das temperaturas médias globais, que favorece a

ocorrência de incêndios florestais, e a amplificação da variabilidade nos padrões de precipitação (Seneviratne *et al.*, 2012; Clarke *et al.*, 2022).

Os eventos climáticos extremos têm se tornado cada vez mais frequentes e intensos, sendo considerados uma das consequências mais evidentes e severas das mudanças climáticas atuais (IPCC, 2021; Amin *et al.*, 2025). Esses eventos são classificados como extremos quando diferem significativamente em 90 a 95% dos registros meteorológicos históricos observados em uma mesma região (Coumou & Rahmstorf, 2012). Entre esses fenômenos, as inundações configuram-se como uma das consequências mais preocupantes, ocorrendo principalmente em função do aumento da temperatura global e da maior capacidade da atmosfera em reter umidade, o que intensifica os eventos de precipitação.

O IPCC destaca que as mudanças climáticas já afetam diretamente diversas variáveis relacionadas ao ciclo da água, incluindo padrões de precipitação, degelo e escoamento superficial, contribuindo significativamente para a ocorrência de inundações (IPCC, 2023). Lehmann *et al.* (2015) observaram que, ao longo das últimas três décadas, houve um aumento expressivo na frequência de eventos de precipitação sem precedentes. Esse cenário resultou em um incremento de aproximadamente 12% nas ocorrências de precipitação entre 1981 e 2010, indicando uma probabilidade de 26% de que os picos recentes de precipitação estejam associados às mudanças climáticas induzidas por atividades humanas. Evidências mais recentes indicam que o aquecimento global tem promovido a intensificação do ciclo hidrológico, favorecendo o aumento da variabilidade climática e a ocorrência de eventos extremos de precipitação (Kleidon, 2024).

EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS NO RIO GRANDE DO SUL

As mudanças climáticas têm impactado com forte intensidade a região Sul do Brasil, especialmente promovendo alterações relacionadas a precipitações e intensificação da frequência de eventos climáticos extremos (Alvalá *et al.*, 2024; Ávila *et al.*, 2016). Indícios dessas transformações já haviam sido apontadas pelo IPCC, no relatório publicado em 2007, alertando em relação ao aumento da intensidade e ocorrência de chuvas na Bacia do Prata, no Sul do Brasil, com projeções até 2040 (Marengo, 2008; Figura 1). Entre 1991 e 2022, o Rio Grande do Sul apresentou elevada recorrência de desastres naturais, como inundações, estiagens e tempestades severas, posicionando-se como o segundo estado brasileiro mais impactado por estes eventos (Caleffi *et al.*, 2024). Ao longo desse intervalo, foram registrados 3.913 desastres de origem hidrometeorológica,

que resultaram em 100 óbitos, no deslocamento de mais de 700 mil pessoas e em perdas econômicas superiores a 6 bilhões de reais (Brasil, 2022).

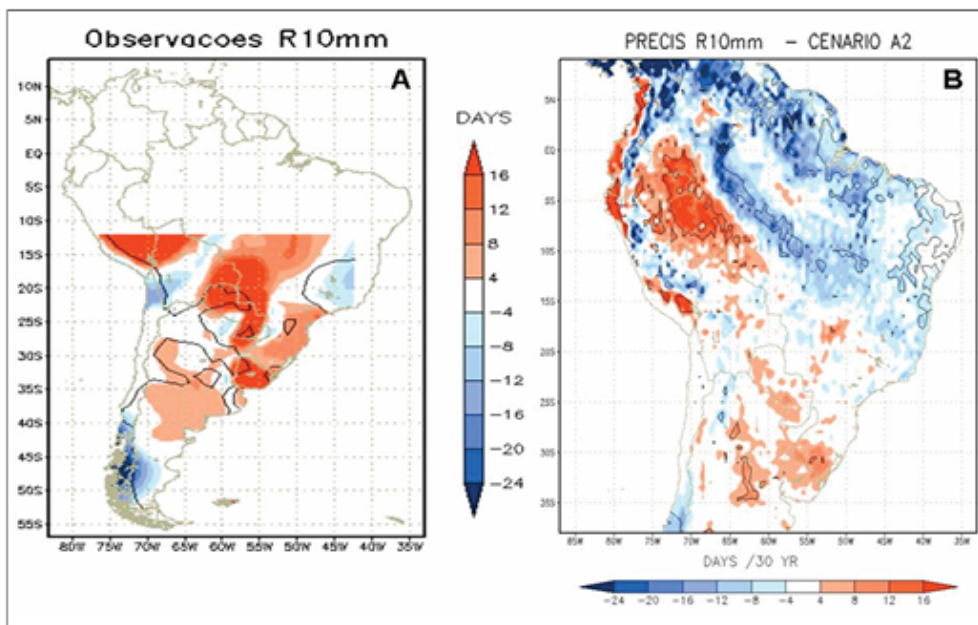


Figura 1. Tendência do índice R10 (dias com precipitação > 10 mm) observada entre 1951–2000 e projetada para 2071–2100 no cenário A2 de altas emissões. Fonte: Marengo *et al.* (2008).

Recentemente, o Rio Grande do Sul (RS) enfrentou um período de eventos extremos, com início em 26 de abril de 2024, causando enchentes e inundações catastróficas e históricas para o estado (Fiocruz Noticiais, 2024; Figura 2). Esse evento ocorreu em decorrência de chuvas torrenciais, diretamente relacionadas às mudanças climáticas associadas às atividades antrópicas (Fiocruz Noticiais, 2024). O episódio foi caracterizado como desastre mais grave já registrado no estado, atingindo 478 dos 497 municípios, resultando em 182 óbitos e afetando mais de 2,3 milhões de pessoas, das quais mais de 580 mil ficaram desalojadas (Caleffi *et al.*, 2024). Segundo estimativas baseadas no número de municípios afetados, a área atingida chega a 272.374,481 km² (CNN, 2024), correspondendo a 96,7% da área total do estado (281.707,156 km²; Caleffi *et al.*, 2024)



Figura 2. Localização do estado do Rio Grande do Sul na América do Sul, com destaque (círculo preto) para a região do Vale do Taquari e corpos hídricos adjacentes que drenam para o sistema Guaíba-Lagoa dos Patos.

As chuvas intensas afetaram principalmente a região do Vale do Taquari, região central do estado do RS, provocando a cheia de rios que drenam para o sistema Guaíba–Lagoa dos Patos que deságuam diretamente na Lagoa dos Patos (Figura 2; Figura 3). Esses cursos d’água escoaram em direção ao sul do estado, impactando municípios como Porto Alegre, no norte da Lagoa dos Patos e Rio Grande, no sul (Fiocruz Noticiais, 2024). O Rio Guaíba atingiu seu maior nível de toda a história nos dias 5 e 6 de maio, alcançando 5,33 metros, superando a enchente histórica de 1941, que chegou a 4,75 metros. Em comparação, a cota de alerta do Guaíba é de 2,5 metros, enquanto a cota de inundação é de 3 metros (CNN Notícias, 2024). Consequentemente, a Lagoa dos Patos atingiu seu maior nível em 16 de maio de 2024, com mais de 2,5 m (Collischonn *et al.*, 2025), devido ao aumento do volume de água na região norte do estado.

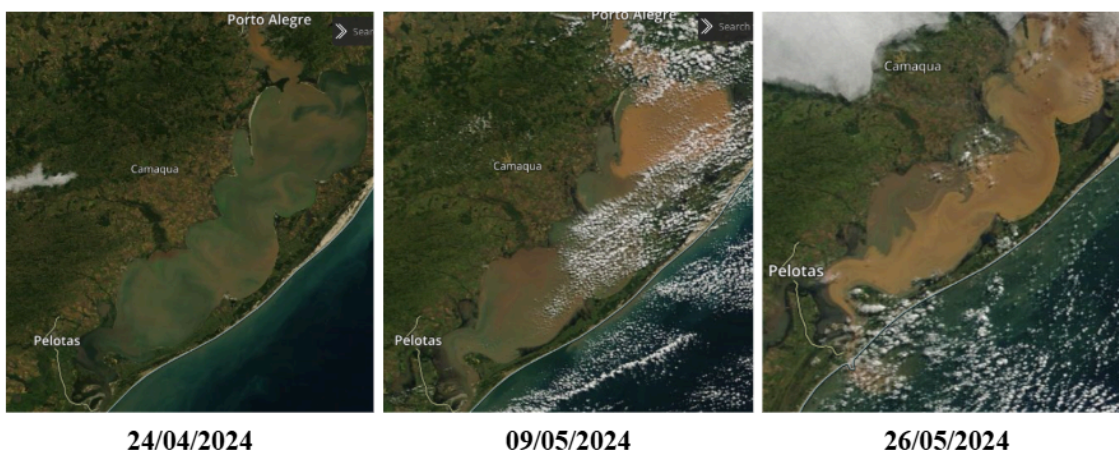


Figura 3. Imagens feitas por satélite indicando a chegada da pluma de sedimentos na Lagoa dos Patos (norte, central e sul) Fonte: EOSDIS Worldview.

Essa elevação provocou deslocamento de grandes vazões em direção ao Oceano Atlântico, formando uma pluma de sedimentos possivelmente transportando diversos contaminantes, oriundos do esgoto doméstico, resíduos industriais, agrícolas e até mesmo microplásticos. Segundo boletins diários da Universidade Federal de Rio Grande (FURG), entre 18 e 31 de maio, a enchente em Rio Grande elevou a lagoa entre 20 e 50 cm acima do nível normal (Boletim Eventos Extremos – FURG; <https://www.furg.br/eventos-extremos>). Medições realizadas por oceanólogos da FURG em 10/05/2024 mostraram que, além do nível da laguna, outros parâmetros também estavam alterados, como a correnteza que variou entre 5 e 7 nós (normalmente 2,5 nós) e a vazão, atingindo 20 mil metros cúbicos por segundo, cerca de oito vezes maior que o normal (GZH Notícias, 2024; <https://abrir.link/dfhBN>).

A enchente de 2024 no Rio Grande do Sul resultou em grandes prejuízos socioeconômicos, afetando de forma simultânea a população, a infraestrutura e os setores produtivos. Segundo Caleffi e colaboradores (2024), a inundação em áreas urbanas, rurais e industriais comprometeram sistemas de saneamento e o abastecimento de água, favorecendo a contaminação hídrica e doenças associadas a isso. Martins e colaboradores (2024) relataram aumento significativo de casos de leptospirose devido à presença da urina de roedores e esgoto doméstico nas áreas alagadas, além de outras enfermidades devido ao contato com água contaminada. Caleffi e colaboradores (2024) ressaltam que a agricultura foi um dos setores mais impactados, com perdas generalizadas de lavouras e estrutura rural, afetando culturas como soja, milho e arroz.

Nesse cenário, o evento climático extremo no estado não apenas intensifica os prejuízos socioeconômicos como abordados anteriormente, mas também atuam como mecanismos de redistribuição de contaminantes ao longo das bacias hidrográficas do estado. O aumento extremo da vazão e do transporte de sedimentos favorece o carreamento de poluentes de origem urbana, industrial e agrícola, incluindo compostos historicamente acumulados em solos e sedimentos fluviais (Caleffi et al., 2024). Esse processo amplia a transferência desses contaminantes para ambientes estuarinos e costeiros, como é o caso da Lagoa dos Patos. Além disso, a dinâmica hidrológica pós evento tende a variar ao longo do tempo, devido a processos como diluição, causando uma regulação de contaminantes presentes na água (Hurley *et al.*, 2018).

EVENTOS DE INUNDAÇÃO COMO CARREADORES DE CONTAMINANTES AMBIENTAIS

O aquecimento global promove a intensificação do ciclo hidrológico através do aumento da evaporação e da concentração de vapor d'água atmosférico, alterando padrões de precipitação e favorecendo eventos extremos, como chuvas intensas e inundações. Eventos como esse geram consequências em larga escala, causando prejuízos econômicos, perdas agrícolas (e.g. alagamento de lavouras, degradação do solo, contaminação de áreas cultivadas), destruição de infraestrutura (e.g. estradas, pontes, redes de energia, saneamento) e vítimas fatais (Aldardasawi *et al* 2021; Amin *et al.*, 2025). No entanto, além dos danos socioeconômicos, as inundações causam impactos diretos e indiretos devido a mobilização de poluentes e contaminantes, causando a entrada de diferentes tóxicos em ambientes distintos, impactando no transporte e transformação de substâncias tóxicas em cenários diferentes (Gouin *et al.*, 2013).

As inundações desempenham um papel fundamental no transporte, redistribuição e remobilização de contaminantes ambientais, atuando como vetores eficientes de poluição. Durante eventos de cheias o aumento de energia hidráulica favorece o carregamento de poluentes oriundos de áreas urbanizadas, agrícolas e industriais, incluindo esgotos domésticos e industriais, produtos químicos, resíduos sólidos e pesticidas, para corpos hídricos promovendo a contaminação de sistemas aquáticos e representando riscos potenciais à fauna, à flora e à saúde humana (Bolan *et al.*, 2024). Também, devido a maior movimentação da água, Crawford e colaboradores (2022) indicam que eventos de inundação podem alterar significativamente o estado redox do solo, promovendo a transição de um ambiente oxidante para redutor. Essa alteração favorece a mobilização de contaminantes previamente retidos na matriz do solo e dos sedimentos, alterando sua biodisponibilidade, toxicidade e potencial de transporte para os corpos hídricos adjacentes (Figura 4).

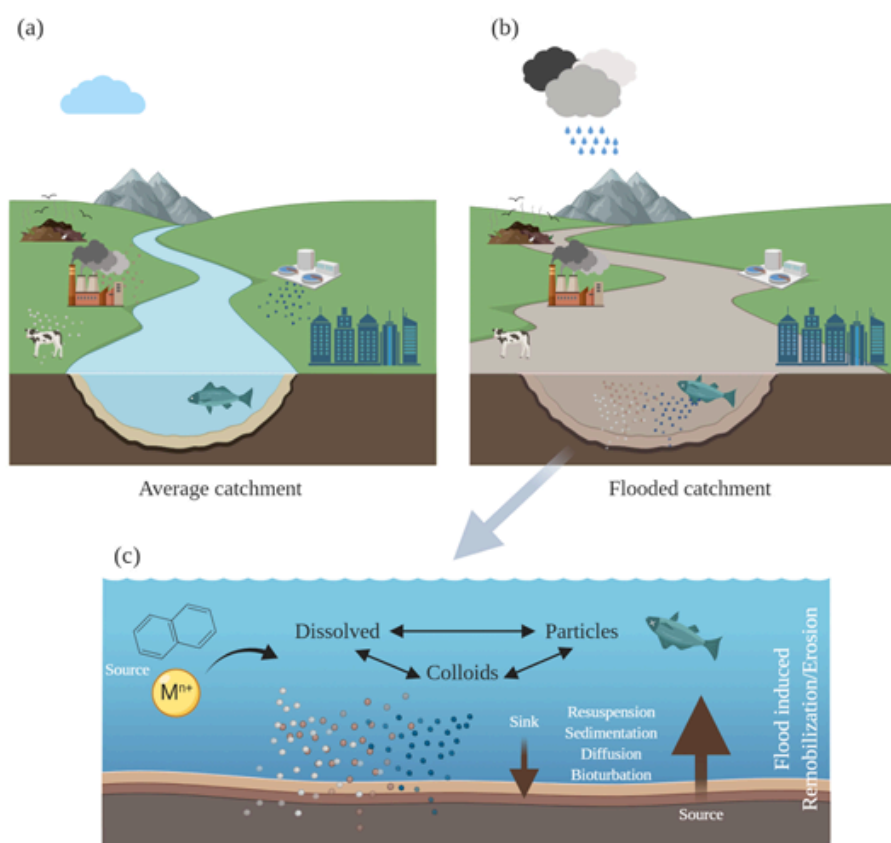


Figura 4. Representação esquemática de ambientes aquáticos em cenários de inundação: **(A)** condição normal da bacia hidrográfica; **(B)** condição de inundação, evidenciando a intensificação do transporte de poluentes provenientes de diferentes fontes (industriais, agrícolas e urbanas); e **(C)** dinâmica de partículas e contaminantes ambientes aquáticos, incluindo processos de deposição e remobilização. **Fonte:** Crawford *et al.* (2022).

Além disso, altos níveis de precipitação exercem influência direta sobre a dinâmica ambiental dos Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), um grupo de substâncias químicas orgânicas sintéticas caracterizadas por elevada persistência ambiental, lipofilicidade e potencial de bioacumulação (Nadal *et al.*, 2015; Hung *et al.*, 2022). Eventos de chuvas intensas favorecem o escoamento superficial e a remobilização de POPs e pesticidas, facilitando sua transferência do solo e dos sedimentos para os corpos hídricos, ampliando a exposição dos organismos aquáticos e os riscos ecotoxicológicos associados (Bolan *et al.*, 2024). Trabalhos conduzidos por um longo período de monitoramento, demonstram que grandes eventos de inundação promovem a redistribuição de POPs historicamente acumulados em solos e sedimentos de planícies aluviais, resultando em

concentrações elevadas destes compostos em ambientes aquáticos e áreas adjacentes mesmo anos após o evento hidrológico (Pulkrabová *et al.*, 2008). Ponting e colaboradores (2022) destacam que as planícies aluviais atuam no acúmulo e retenção temporária de elementos potencialmente tóxicos (EPTs), que podem ser naturais ou antrópicos. Alguns desses elementos são essenciais em baixas concentrações, enquanto outros apresentam toxicidade mesmo em níveis reduzidos. Em eventos de inundação, a ressuspensão de sedimentos e alterações nas condições físico-químicas aumentam a mobilidade e a biodisponibilidade desses elementos, elevando o risco de toxicidade para organismos aquáticos.

A intensificação do fluxo hidrológico também contribui para a entrada, mobilização e distribuição de resíduos plásticos em corpos hídricos, especialmente microplásticos, que são amplamente dispersos em função do seu reduzido tamanho e variabilidade de densidade (Hurley *et al.*, 2018; Kakar *et al.*, 2023), sendo considerados importantes indicadores de contaminação ambiental. Os microplásticos (MPs) são partículas com tamanho entre 1 µm e 5 mm (Frias *et al.*, 2018), classificados em primários e secundários. Os MPs primários são produzidos intencionalmente em escala microscópica e utilizados em produtos como cosméticos, materiais abrasivos e fibras sintéticas, incluindo pellets industriais frequentemente encontrados em ambientes aquáticos devido a falhas no transporte e processamento (Frias *et al.*, 2018; Olivatto *et al.*, 2018; Silva, 2020). Já os MPs secundários originam-se da fragmentação de plásticos maiores expostos a processos físicos, químicos e biológicos no ambiente, como radiação ultravioleta, variações de temperatura, ação mecânica e interação com microrganismos (Olivatto *et al.*, 2018).

Essas partículas também sofrem influência de fenômenos naturais, uma vez que o aumento do escoamento superficial, a intensificação de inundações e a ocorrência de ventos fortes podem impactar significativamente o destino dos plásticos em ambientes aquáticos, resultando em uma distribuição altamente heterogênea desses resíduos (Kakar *et al.*, 2023; Lahon *et al.*, 2023). É possível encontrar evidências na literatura de que durante eventos de inundações as concentrações de microplásticos aumentam significativamente, quando comparados com vazões normais (Baraza *et al.*, 2023; Balla *et al.*, 2024). Além disso, eventos climáticos extremos podem impulsionar o uso de águas residuais recicladas, o que pode aumentar a suscetibilidade à presença de microplásticos e outros poluentes por meio da reutilização potável (Lenka *et al.*, 2021). Além dos impactos relacionados a eventos climáticos extremos, os MPs podem passar por diversos processos, dependendo das condições às quais são expostos, como biodegradação, hidrólise, oxidação térmica,

oxidação química, fotoxidação e abrasão física (Li *et al.*, 2022). Esses processos promovem a degradação do material, tornando as partículas mais suscetíveis a interações com outros compostos, além de facilitar a absorção, internalização e translocação, o que pode resultar em maior toxicidade para os organismos que interagem com essas partículas (Al Harraq *et al.*, 2022; Luo *et al.*, 2022).

ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA

Diante desse cenário de eventos extremos, aumento da frequência de inundações e maior aporte de contaminantes, torna-se fundamental compreender os potenciais efeitos ecotoxicológicos sobre os organismos expostos. Nesse contexto, faz-se necessário diferenciar termos como contaminação e poluição, tendo em vista que a presença de substâncias químicas no ambiente não causa, necessariamente, impactos ecológicos, sendo esta caracterizada como contaminação (Chapman, 2007). A poluição, por sua vez, é caracterizada quando os níveis de contaminação resultam em efeitos biológicos adversos, os quais só podem ser mensurados por meio de respostas biológicas, como, por exemplo, ensaios ecotoxicológicos (Chapman, 2007). A ecotoxicologia é considerada uma ferramenta importante nesse processo, uma vez que estuda não só a presença, mas compreende efeitos nocivos de substâncias químicas, físicas e biológicas em organismos vivos, abordando desde respostas individuais até consequências ecológicas em populações, comunidades e ecossistemas (Newman, 2015; Walker *et al.*, 2012). Assim, ensaios ecotoxicológicos, como bioensaios e análises de biomarcadores, têm sido amplamente utilizados na literatura, para avaliação de um possível risco ambiental.

Os bioensaios consistem na exposição controlada de um organismos-teste a determinados contaminantes ou amostras ambientais (e.g. água, sedimento), possibilitando a avaliação de possíveis efeitos negativos através de *endpoints* letais ou subletais. Esses ensaios podem ser realizados em diferentes períodos de tempo, sendo classificados como agudo, quando a avaliação ocorre em um período curto de exposição, geralmente associados a respostas letais, ou crônico, quando o tempo de exposição é maior e avaliam alterações subletais (e.g. crescimento, reprodução, comportamento; Newman, 2015; Walker *et al.*, 2016). Na literatura é possível encontrar abordagens variadas de ensaios ecotoxicológicos, como por exemplo, avaliando metais pesados (Siqueira, 2015), inseticidas (Lustosa *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2025), agrotóxicos (Beketov *et al.*, 2008) e microplásticos (Rist *et al.*, 2016). Alguns ensaios toxicológicos são normatizados e reconhecidos pelos órgãos ambientais brasileiros, estando inseridos em resoluções de monitoramento ambiental

exigidas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), reforçando a relevância dessas ferramentas para diagnóstico e enquadramento de amostras de água e efluentes.

Os biomarcadores são ferramentas importantes da ecotoxicologia, pois fornecem respostas bioquímicas, celulares, fisiológicas e comportamentais de organismos expostos a contaminantes ou alterações ambientais, permitindo avaliar efeitos precoces e potenciais riscos ecológicos. Estes são utilizados como uma avaliação complementar frente à toxicidade de determinado ambiente em relação a um possível estresse ambiental. Essa ferramenta permite obter respostas biológicas de um indivíduo, variando de molecular a comportamental, proporcionando um diagnóstico precoce dos efeitos de contaminantes (Van der Oost *et al.*, 2003), além de possibilitar a avaliação de diferentes organismos para antecipar efeitos tóxicos aos ecossistemas. Um importante biomarcador de defesa celular é o fenótipo de Resistência a Múltiplos Xenobióticos (MXR), caracterizado pela atividade de proteínas transmembranares com capacidade de realizar o efluxo de diferentes xenobióticos (Kurelec, 2000). O fenótipo MXR constitui um mecanismo de defesa celular baseado na ação de proteínas transportadoras da família ABC (*ATP-Binding Cassette*), responsáveis por promover o efluxo ativo de xenobióticos para fora da célula (Kurelec *et al.*, 1992). Essas proteínas bombeiam metabólitos celulares e xenobióticos para o meio extracelular, reduzindo seu acúmulo intracelular e, conseqüentemente, a toxicidade potencial dessas substâncias. Esse mecanismo é considerado uma das primeiras linhas de defesa celular, atuando como uma primeira barreira, agindo de forma rápida na remoção de xenobióticos e evitando (ou minimizando) biodisponibilidade intracelular e ativação de processos como biotransformação (Campos *et al.*, 2014).

Além disso, biomarcadores comportamentais também estão sendo amplamente utilizados e avaliam alterações no padrão de comportamento dos organismos, como por exemplo, atividade locomotora, natação e alimentação. Substâncias químicas possuem capacidade de induzir alterações comportamentais, impactando em funções fisiológicas do organismo, como alimentação, acasalamento e competição (Rivera *et al.*, 2024). Conforme demonstrado por Hellou (2011), às respostas comportamentais são consideradas respostas integrativas, uma vez que refletem a interação entre múltiplos níveis de organização biológica, desde alterações moleculares e morfológicas até respostas funcionais do organismo como um todo, como sinais de alerta precoce de estresse ambiental. Os biomarcadores comportamentais, como compreendem padrões sistêmicos, podem estar associados à alterações bioquímicas e celulares, como por exemplo a inibição da acetilcolinesterase (AChE), sendo esta enzima responsável pela modulação da transmissão nervosa,

podendo desencadear distúrbios neuromusculares e mudanças na atividade locomotora do organismo (Rodrigues *et al.*, 2011)

***Daphnia magna* COMO ORGANISMO-TESTE**

Daphnias são microcrustáceos planctônicos, pertencentes ao filo Arthropoda, da classe Branchiopoda e ordem Cladocera (Figura 5). Possuem corpo envolto de uma carapaça não calcificada composta por, principalmente, quitina, possuindo paredes duplas para circulação de hemolinfa (Ebert, 2005). A sua morfologia é constituída por antenas, utilizadas para locomoção, e apêndices torácicos em formato de folha, utilizados para funções vitais, como por exemplo, alimentação (através da filtração) e respiração (Ebert, 2005). Além da morfologia funcional, esses organismos apresentam um ciclo de vida curto, reprodução partenogenética e alta taxa de fecundidade, possibilitando a obtenção de múltiplas gerações em laboratório, sob condições controladas (OECD, 2012).



Figura 5. Morfologia do organismo *Daphnia magna* (~0.5 - 6 mm de comprimento). A) Fêmea ovada e B) Macho. fonte: Ebert (2005).

O uso desses microcrustáceos como organismos-teste é amplamente consolidado na ecotoxicologia, com reconhecimento nacional pela ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) e internacional pela OECD (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento

Econômico). Ensaios com *Daphnia* permitem a avaliação de efeitos agudos e crônicos de diversos contaminantes, possibilitando a obtenção de respostas como imobilidade, alterações reprodutivas, mudanças no crescimento e respostas comportamentais (OECD 2004; OECD, 2012; Tabela 1). Ensaios ecotoxicológicos padronizados são ferramentas de extrema importância para compreender os riscos ambientais, pois permitem avaliar os efeitos de contaminantes sobre organismos e ecossistemas aquáticos.

Tabela 1. Compilado de estudos com *Daphnia magna* como organismo-teste em diferentes classes de contaminantes.

<i>Tipo de contaminante</i>	<i>Exibição</i>	<i>Variável-resposta</i>	<i>Autores</i>
Metais pesados	Agudo/crônico	Imobilização	Cojocarú <i>et al.</i> (2025)
Partículas industriais	Agudo/crônico	AChE, alimentação	Duarte <i>et al.</i> (2023)
Polímeros lixiviados	Crônico	Estresse oxidativo	Esterhuizen <i>et al.</i> (2024)
Inseticidas	Agudo/crônico	Comportamento	Saalmann <i>et al.</i> (2025)
Medicamento (Covid-19)	Agudo	Imobilização	Bartels <i>et al.</i> (2025)

Esses organismos possuem grande importância ecológica devido a ocupar uma posição central nas cadeias tróficas de ecossistemas lênticos, atuando como um elo entre produtores primários e consumidores de níveis superiores, como por exemplo os peixes. É possível dizer que alterações em suas populações causam grande desequilíbrio na estrutura e no funcionamento de um ecossistema, reforçando sua grande relevância (Lampert & Sommer, 2007; Lampert, 2011). Dessa forma, respostas observadas em *Daphnia* possuem não apenas significado toxicológico, mas

também ecológico, permitindo inferências mais amplas sobre os efeitos de contaminantes nos sistemas aquáticos (Lampert, 2011; Newman, 2015).

Em conjunto, as características morfológicas, fisiológicas, reprodutivas e ecológicas de *Daphnia* justificam sua ampla aplicação como organismo-teste em estudos ecotoxicológicos. Sua elevada sensibilidade, aliada à facilidade de cultivo e à existência de protocolos internacionalmente validados, faz desse gênero um modelo robusto e confiável para a avaliação de riscos ambientais associados à presença de contaminantes em ambientes aquáticos continentais (Van der Oost *et al.*, 2003; Newman, 2015).

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica da Lagoa dos Patos está localizada no Brasil, abrangendo a região norte e sul do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 4). Devido à sua conexão com o mar do Oceano Atlântico Sul Ocidental, é considerada a maior laguna costeira fechada em escala mundial, possuindo uma área de 10.360 km², 240 km de comprimento e 5 m de profundidade média (Kjerfve, 1986; Rodriguez *et al.*, 2024).

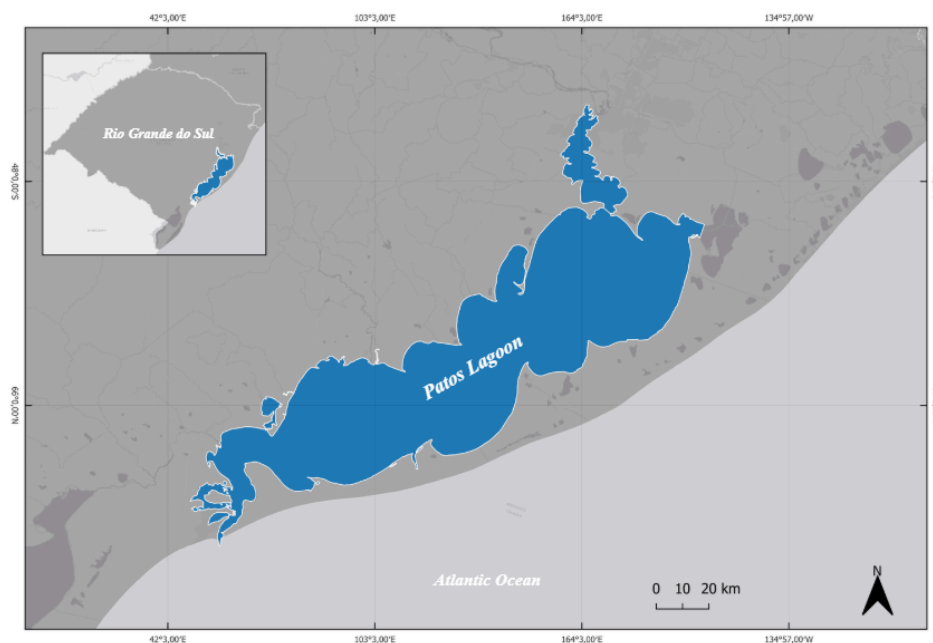


Figura 6. Mapa indicando a Localização da Lagoa dos Patos, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A hidrodinâmica da Lagoa dos Patos é controlada principalmente por descarga fluvial, pela ação dos ventos e pelas trocas com o ambiente marinho, o que resulta em variações nos parâmetros físico-químicos da água, como por exemplo, turbidez, condutividade e circulação interna (Möller *et al.*, 2001; Villwock & Tomazelli, 1995). Eventos climáticos extremos, como mencionados anteriormente, podem causar alterações nos padrões de circulação da lagoa, causando aumento de vazão, ressuspensão de sedimentos e transporte de material particulado ao longo do sistema (Collischonn *et al.*, 2025).

A lagoa recebe contribuição hídrica de uma extensa bacia de drenagem, destacando-se os rios Jacuí, Taquari, Caí, dos Sinos e Gravataí, que convergem para o sistema Guaíba e escoam para a porção norte da laguna, além dos rios Camaquã e Piratini, que deságuam diretamente na Lagoa dos Patos. Esses tributários drenam áreas fortemente antropizadas, incluindo regiões urbanas, industriais e agrícolas, favorecendo o aporte contínuo de nutrientes, sedimentos e contaminantes ao sistema lagunar (Wallner-Kersanach *et al.*, 2016; Collischonn *et al.*, 2025).

Além disso, nas margens da Lagoa dos Patos ficam localizadas grandes cidades urbanizadas do estado, como a cidade de Porto Alegre (~ 1,3 milhão de habitantes), Pelotas (~ 330 mil habitantes) e Rio Grande (~190 mil habitantes; IBGE 2022), totalizando cerca de 7 milhões de habitantes. A urbanização associada ao grande fluxo de atividades portuárias, industriais e agrícolas em torno da laguna, exerce grande influência sobre a mesma, facilitando a entrada de efluentes domésticos, urbanos, industriais e agrícolas, além dos impactos históricos já existentes nela (Seeliger *et al.*, 1998; Wallner-Kersanach *et al.*, 2016).

Dessa forma, a Lagoa dos Patos configura-se como um ambiente receptor final de contaminantes de múltiplas origens, apresentando elevada relevância para estudos ecotoxicológicos. A hidrodinâmica do sistema, aliada às pressões antrópicas e à intensificação de eventos extremos, como inundações, favorece o carreamento, a redistribuição e a biodisponibilização de contaminantes, tornando a laguna um ambiente estratégico para a avaliação de impactos ambientais por meio de ensaios ecotoxicológicos e biomarcadores de resposta biológica.

JUSTIFICATIVA

Diante do cenário apresentado acima, relacionado a intensificação de mudanças climáticas e ao aumento da frequência de eventos climáticos extremos, especialmente eventos de inundações,

torna-se evidente a necessidade de compreender os impactos associados a esses eventos, bem como suas consequências ambientais.

Ambientes lagunares costeiros, como a Lagoa dos Patos, são diretamente impactados em cenários como este, tendo em vista que esses ambientes atuam como áreas receptoras finais dos aportes continentais provenientes de outros corpos hídricos. A literatura demonstra que os eventos de inundação atuam como vetores eficientes para o transporte de contaminantes provenientes de fontes industriais, agrícolas e domésticas para sistemas aquáticos, incluindo compostos químicos e microplásticos (Schwanen *et al.*, 2021; Lahon *et al.*, 2023). Além disso, devido ao aumento hidrodinâmico, contaminantes historicamente acumulados em sedimentos, assim como partículas plásticas previamente depositadas, podem ser remobilizados e redistribuídos na coluna d'água, afetando a qualidade da água e a saúde dos organismos aquáticos (Crawford *et al.*, 2022).

A laguna é amplamente avaliada em diversos cenários de poluição, como por metais (Mirlean *et al.*, 2003), hidrocarbonetos (Medeiros *et al.*, 2005) e microplásticos (Silva *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2023). Entretanto, ainda se faz necessário uma abordagem ecotoxicológica que permita avaliar os efeitos da ressuspensão e do transporte de contaminantes em cenários de inundações, tendo em vista que é algo recente, embora previsto pelo IPCC. A abordagem toxicológica, com respostas letais e subletais, contribuirá para a compreensão dos impactos ambientais associados a eventos climáticos extremos em ambientes lagunares costeiros como a Lagoa dos Patos.

OBJETIVO GERAL

Avaliar a toxicidade de amostras de água superficial no sul da Lagoa dos Patos após a ocorrência de um evento extremo de chuvas no estado do Rio Grande do Sul, por meio de análises toxicológicas em *Daphnia magna*.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar a toxicidade aguda das amostras de água superficial coletadas em um ponto fixo na região sul da Lagoa dos Patos, através de ensaios ecotoxicológicos, avaliando a imobilidade dos organismos expostos.

- Avaliar respostas subletais às amostras de água por meio da análise de biomarcadores celulares relacionados à defesa celular e de alterações comportamentais, visando detectar efeitos precoces e sensíveis de contaminação ambiental.
- Caracterizar quantitativamente a presença de microplásticos em amostras de água superficial do sul da Lagoa dos Patos, como indicadores de interferência antrópica associada ao aporte de resíduos decorrente da enchente, bem como investigar possíveis relações entre sua ocorrência e a toxicidade observada em organismos-teste.

HIPÓTESES

I. As amostras de água superficial coletadas em um ponto fixo na porção sul da Lagoa dos Patos apresentarão variações na toxicidade ao longo do tempo, devido a maiores concentrações de poluentes nos meses iniciais do monitoramento (junho e julho) em comparação com agosto, possivelmente associado a diluição da água (em função da interferência do rio São Gonçalo e mar).

II. Os organismos expostos à água superficial influenciada pela enchente serão impactados, sofrendo efeitos letais e subletais, como imobilidade e estresse fisiológico.

III. A água superficial da Lagoa dos Patos apresenta contaminação por microplásticos, associada ao evento de enchente, influenciando na toxicidade dos organismos aquáticos, através da ingestão e/ou adesão dessas partículas ao exoesqueleto, dificultando a locomoção.

REFERÊNCIAS

Al Harraq, A., Hoang, T. N., Enmark, R. E., Klöckner, A. R., & Grassian, V. H. (2022). Microplastics through the lens of colloid science. *ACS Environmental Au*, 2, 3–10. <https://doi.org/10.1021/acsenvironau.1c00016>

Aldardasawi, A. F. M., & Eren, B. (2021). Floods and their impact on the environment. In *Proceedings of the 5th International Symposium on Natural Hazards and Disaster Management* (pp. 42–49). Academic Perspective Procedia. <https://doi.org/10.33793/acperpro.04.02.24>

- Alvalá, R. C. dos S., Ribeiro, D. F., Marengo, J. A., Seluchi, M. E., Gonçalves, D. A., Silva, L. A. da Pineda, L. A. C., & Saito, S. M. (2024). Analysis of the hydrological disaster occurred in the state of Rio Grande do Sul, Brazil in September 2023: Vulnerabilities and risk management capabilities. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 110, 104645. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2024.104645>
- Amin, M. R., Islam, M. R., Shaili, S. J., Khatun, M. R., & Mahedi, M. (2025). Climate change and its impact: A review of global strategies for adaptation and mitigation. *Journal of Agriculture and Ecology Research International*, 26(4), 205–221. <https://doi.org/10.9734/jaeri/2025/v26i4694>
- Ávila, A., Justino, F., Wilson, A., Bromwich, D., & Amorim, M. (2016). Recent precipitation trends, flash floods and landslides in southern Brazil. *Environmental Research Letters*, 11(11), 114029. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/114029>
- Baede, A. P. M., Ahlonsou, E., Ding, Y., & Schimel, D. (2001). The climate system: An overview. In J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, & C. A. Johnson (Eds.), *Climate change 2001: The scientific basis* (pp. 87–98). Cambridge University Press.
- Balla, A., Teofilović, V., & Kiss, T. (2024). Microplastic contamination of fine-grained sediments and its environmental driving factors along a lowland river: Three-year monitoring of the Tisza River and Central Europe. *Hydrology*, 11(1), 11. <https://doi.org/10.3390/hydrology11010011>
- Baraza, T., & Hasenmueller, E. A. (2023). Floods enhance the abundance and diversity of anthropogenic microparticles (including microplastics and treated cellulose) transported through karst systems. *Water Research*, 242, 120204. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120204>
- Bartels, I., Nahar, N., Smollich, E., Jäger, M., & Schmidt, T. C. (2025). Ecotoxicological data of selected antiviral drugs acting against SARS-CoV-2: *Aliivibrio fischeri* bioluminescence inhibition, *Daphnia magna* immobilization, and comparison with in silico predictions. *Environmental Sciences Europe*, 37, 110. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01154-1>
- Beketov, M. A., & Liess, M. (2008). An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: Independence of confounding environmental factors over an extensive

river continuum. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55(2), 247–253. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9104-3>

Bolan, S., de Wolff, F., Krishnanthes, S., & Hui, D. Y. (2024). Impacts of climate change on the fate of contaminants through extreme weather events. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168388>

Brasil, Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria de Proteção e Defesa Civil, & Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Estudos e Pesquisas em Engenharia e Defesa. (2022). *Atlas digital de desastres no Brasil*. <https://atlasdigital.mdr.gov.br/>

Caleffi, F., Viegas, C. V., Lima, K. B., & Bonato, S. V. (2024). Os impactos de eventos climáticos extremos: Uma análise abrangente das enchentes de 2024 no Rio Grande do Sul. *Redes – Revista de Desenvolvimento Regional*, 29(1). <https://doi.org/10.17058/redes.v29i1.19660>

Campos, B., Altenburger, R., Gómez, C., Lacorte, S., Piña, B., Barata, C., et al. (2014). First evidence for toxic defense based on the multixenobiotic resistance (MXR) mechanism in *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 148, 139–151. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.01.001>

Candolin, U. (2009). *Behavioral responses to a changing environment*. *Behavioral Ecology*, 20(2), 317–322. <https://doi.org/10.1093/beheco/arp004>

Candolin, U. (2009). *Behavioral responses to a changing environment*. *Behavioral Ecology*, 20(2), 317–322. <https://doi.org/10.1093/beheco/arp004>

Chapman, P. M. (2002). Weight-of-evidence issues and frameworks for sediment quality (and other) assessments. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8(7), 1489–1515.

Clarke, B., Otto, F., Stuart-Smith, R., & Harrington, L. (2022). Extreme weather impacts of climate change: An attribution perspective. *Environmental Research: Climate*, 1(1), 012001. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1434-y>

CNN Brasil. (2024). Nível do lago Guaíba tem redução de 12 cm em 24 horas e chega a 4,43 metros.

<https://www.cnnbrasil.com.br/nacional/nivel-do-lago-guaiba-tem-reducao-de-12-cm-em-24-horas-e-chega-a-443/>

Cojocar, P., Pastia, M.-C., Biali, G., & Cojocar, C. (2025). Heavy metal toxicity on *Daphnia magna*. *Environments*, 12(3), 70. <https://doi.org/10.3390/environments12030070>

Collischonn, W., Fan, F. M., Possantti, I. B., Dornelles, F., Paiva, R. C. D., Medeiros, M. S., Michel, G. P., Magalhães Filho, F. J. C., Moraes, S. R., Marucco, F. F. N., Michel, R. D. L., Beskow, T. L. C., Beskow, S., Fernandes, E. H. L., Santos, L. L., Ruhoff, A., Kobiyama, M., Colares, G. L., Buffon, F., Duarte, E., Lima, S., Meirelles, F. S. C., & Piccilli, D. G. A. (2025). O desastre hidrológico excepcional de abril-maio de 2024 no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 30, e1. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.302520240119>

Cou-mou, D., & Rahmstorf, S. (2012). A decade of weather extremes. *Nature Climate Change*, 2(7), 491–496.

Crawford, S. E., Brinkmann, M., Ouellet, J.-D., Lehmkuhl, F., Reicherter, K., Schwarzbauer, J., Bellanova, P., Letmathe, P., Blank, L. M., Weber, R., Brack, W., van Dongen, J. T., Menzel, L., Hecker, M., Schütrumpf, H., & Hollert, H. (2022). Remobilization of pollutants during extreme flood events poses severe risks to human and environmental health. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126691. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126691>

Duarte, A. C., Sousa, F., Santos, M., Oliveira, P., Lopes, R., Cruz, A., Gomes, L., Carvalho, H., Pereira, T., & Moreira, J. (2023). Multi-level biological responses of *Daphnia magna* exposed to settleable atmospheric particulate matter from metallurgical industries. *Aquatic Toxicology*, 263, 106692. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106692>

Ebert, D. (2005). *Ecology, epidemiology, and evolution of parasitism in Daphnia*. National Center for Biotechnology Information (NCBI). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK2042/>

Esterhuizen, M., Monticelli, M., Lee, S.-A., Kim, Y., Pflugmacher, S., & Kim, Y.-J. (2024). Oxidative stress status and antioxidative responses in neonate versus adult *Daphnia magna* exposed to polystyrene leachate. *Toxicology and Environmental Health Sciences*, 16, 171–179. <https://doi.org/10.1007/s13530-024-00211-1>

Frias, J. P. G. L., Nash, R., & Ferreira, J. L. (2018). *Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36256.89601/1>

Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz). (2024). Nova edição da Radis destaca crise climática e tragédia no Rio Grande do Sul. <https://agencia.fiocruz.br/nova-edicao-da-radis-destaca-crise-climatica-e-tragedia-no-rs>

GaúchaZH. (2024). Lagoa dos Patos: Como funciona o complexo sistema que faz a bacia do Guaíba desaguar no oceano Atlântico. <https://gauchazh.clicrbs.com.br/ambiente/noticia/2024/05/lagoa-dos-patos-como-funciona-o-complexo-sistema-que-faz-a-bacia-do-guaiba-desaguar-no-oceano-atlantico-clw9scp60009e0148siju01s9.html>

Gouin, T., Armitage, J. M., Cousins, I. T., Muir, D. C. G., Ng, C. A., Reid, L., & Tao, S. (2013). Influence of global climate change on chemical fate and bioaccumulation: The role of multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(1), 20–31. <https://doi.org/10.1002/etc.2044>

Hellou, J. (2011). Behavioural ecotoxicology, an “early warning” signal to assess environmental quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0367-2>

Hung, H., Halsall, C., Ball, H., Bidleman, T., Dachs, J., De Silva, A., Hermanson, M., Kallenborn, R., Muir, D., Sühling, R., Wang, X., & Wilson, S. (2022). Climate change influence on the levels and trends of persistent organic pollutants (POPs) and chemicals of emerging Arctic concern (CEACs) in the Arctic physical environment – A review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24, 1577–1615. <https://doi.org/10.1039/D1EM00485A>

Hurley, R., Woodward, J. C., & Rothwell, J. J. (2018). Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, 11, 251–257. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2011). *Synopsis of the 2010 demographic census*. IBGE.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2023). *Climate change 2023: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the*

Intergovernmental Panel on Climate Change (H. Lee & J. Romero, Eds.). IPCC. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

Kakar, F. L., Tyagi, R. D., Pandey, A., Drogui, P., Yadav, B., & Pilli, S. (2023). Chapter 16 — Climate change interaction with microplastics and nanoplastics pollution. In R. D. Tyagi, A. Pandey, P. Drogui, B. Yadav, & S. Pilli (Eds.), *Current developments in biotechnology and bioengineering* (pp. 387–403). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99908-3.00003-8>

Kjerfve, B. (1986). Comparative oceanography of coastal lagoons. In D. A. Wolfe (Ed.), *Estuarine variability* (pp. 63–81). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-761890-6.50009-5>

Kleidon, A. (2024). Droughts in Germany — Why global climate change amplifies hydrological extremes. *arXiv*. <https://arxiv.org/abs/2403.16551>

Kurelec, B. (1992). Multixenobiotic resistance, P-glycoprotein and chemosensitizers. *Ecotoxicology*, 1(4), 301–317. <https://doi.org/10.1023/A:1026560922731>

Kurelec, B. (1992). The multixenobiotic resistance (MXR) mechanism in aquatic organisms. *Critical Reviews in Toxicology*, 22(1), 23–43. <https://doi.org/10.3109/10408449209145320>

Lampert, W. (2011). *Daphnia: Development of a model organism in ecology and evolution*. International Ecology Institute.

Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams* (2nd ed.). Oxford University Press.

Lenka, S. P., Kah, M., & Padhye, L. P. (2022). Occurrence and fate of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in urban waters of New Zealand. *Journal of Hazardous Materials*, 428, 128257. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128257>

Lin, Z., Jin, T., Zou, T., Xu, L., Xi, B., Xu, D., He, J., Xiong, L., Tang, C., Peng, J., Zhou, Y., & Fei, J. (2022). Current progress on plastic/microplastic degradation: Fact influences and mechanism. *Environmental Pollution*, 304, 119159. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119159>

Luo, H., Liu, C., He, D., Xu, J., Sun, J., Li, J., & Pan, X. (2022). Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity and

biofilm under aging conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 126915. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126915>

Lustosa, E. A., Nóbrega de Sousa, M. A., Lucena de Oliveira, T., Gabrielly de Sousa Pereira, J., & Nóbrega, F. V. A. (2023). Toxicidade de inseticida agrícola em bioensaio com *Artemia salina*. *Scientia Plena*, 19(5), 055201. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2023.055201>

Marengo, J. A. (2008). Água e mudanças climáticas. *Estudos Avançados*, 22(63), 83–96. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200006>

Martins-Filho, P. R., Croda, J., Araújo, A. A. de S., Correia, D., & Quintans-Júnior, L. J. (2024). Catastrophic floods in Rio Grande do Sul, Brazil: The need for public health responses to potential outbreaks of infectious diseases. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0162-2024>

Möller, O. O., Castelao, R. M., & Campos, E. J. D. (2001). The influence of local and nonlocal forcing on the Patos Lagoon. *Estuaries*, 24, 297–311. <https://doi.org/10.2307/1352953>

Nadal, M., Marquès, M., Mari, M., & Domingo, J. L. (2015). Climate change and environmental concentrations of POPs: A review. *Environmental Research*, 143, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.012>

Newman, M. C. (2015). *Fundamentals of ecotoxicology: The science of pollution* (4th ed.). CRC Press.

Olivatto, G. P., Borges, L. F., Ferreira, J. R., Souza, B. M., Oliveira, C. R., Santos, D. L., Silva, E. R., & Pereira, F. V. (2018). Microplásticos: contaminantes de preocupação global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, 10(6), 1968–1989. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2004). *OECD guidelines for the testing of chemicals, section 202: Daphnia sp. acute immobilisation test*. OECD.

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2012). *OECD guidelines for the testing of chemicals, section 211: Daphnia magna reproduction test*. OECD.

- Ponting, S. C., Kidd, K. A., & Munkittrick, K. R. (2022). Floodplain soils as sinks and sources of contaminants: Implications for riverine contaminant dynamics. *Science of the Total Environment*, 806, 151378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151378>
- Porrás-Rivera, G., Górski, K., & Colin, N. (2024). Behavioral biomarkers in fishes: A non-lethal approach to assess the effects of chemical pollution on freshwater ecosystems. *Environmental Research*, 260, 119607. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119607>
- Pulkrabová, J., Suchanová, M., Tomaníová, M., Kocourek, V., & Hajšlová, J. (2008). Organic pollutants in areas impacted by flooding in 2002: A 4-year survey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(3), 299–304. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9486-6>
- Rahman, M. S., & Candolin, U. (2022). Linking animal behavior to ecosystem change. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 893453. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.893453>
- Rehbein, A., & Ambrizzi, T. (2025). Mudanças climáticas atuais. *Cadernos de Astronomia*, 6(1), 6–10. <https://doi.org/10.47456/Cad.Astro.v6n1.47590>
- Rist, S., Baun, A., & Hartmann, N. B. (2017). Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna*: Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. *Environmental Pollution*, 228, 398–407. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.048>
- Rodriguez, C., Silva, P., Moreira, L., Zacher, L., Fernandes, A., Bouyssou, R., Jalón-Rojas, I., Moller, O., García-Rodríguez, F., Pinho, G. L. L., & Fernandes, E. (2024). Trajectory, fate, and magnitude of continental microplastic loads to the inner shelf: A case study of the world's largest coastal shallow lagoon. *Science of the Total Environment*, 948, 174791. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174791>
- Seeliger, U., Odebrecht, C., & Castello, J. P. (1998). *Subtropical convergence environments: The coast and sea in the southwestern Atlantic*. Springer.
- Seneviratne, S. I., Nicholls, N., Easterling, D., Goodess, C. M., Kanae, S., Kossin, J. P., Luo, Y., Marengo, J. A., McInnes, K., Rahimi, M., Reichstein, M., Sorteberg, A., Vera, C., & Zhang, X. (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In C. B. Field, V. Barros, T. F. Stocker, D. Qin, D. J. Dokken, K. L. Ebi, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, G.-K. Plattner, S. K. Allen, M. Tignor, & P. M. Midgley (Eds.), *Managing the risks of extreme*

events and disasters to advance climate change adaptation: A special report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (pp. 109–230). Cambridge University Press.

Silva, D. V. S. da, Santos, M. M., Soares, G. B., Nascimento, V. S. do, Guarda, E. A., Menezes-Oliveira, V., Silva, J. F. M. da, & Guarda, P. M. (2025). Estudos ecotoxicológicos com agrotóxicos: Uma revisão sistemática da literatura. *Revista Observatorio de la Economía Latinoamericana*, 23(8), 1–23. <https://doi.org/10.55905/oelv23n8-174>

Silva, P. H. S., & de Sousa, F. B. (2021). Microplastic pollution of Patos Lagoon, south of Brazil. *Environmental Challenges*, 4, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100076>

Siqueira, P., & Dellatorre, C. P. (2015). *Avaliação da toxicidade de metais em Daphnia magna* (Trabalho de conclusão de curso). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/9681>

Van der Oost, R., Beyer, J., & Vermeulen, N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57–149. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6)

Villwock, J. A., & Tomazelli, L. J. (1995). *Coastal geology of Rio Grande do Sul*. Notas Técnicas.

Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology* (4th ed.). CRC Press.

Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P., & Peakall, D. B. (2012). *Principles of ecotoxicology* (4th ed.). CRC Press.

CAPÍTULO 1

SUL DA LAGOA DOS PATOS APÓS EVENTO CLIMÁTICO EXTREMO: QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL COM BASE NA ANÁLISE DE TOXICIDADE E BIOMARCADORES

Manuscrito será submetido a revista: *Environmental Monitoring and Assessment*
(Fator de impacto: 3,0)

SUL DA LAGOA DOS PATOS APÓS EVENTO CLIMÁTICO EXTREMO: QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL COM BASE NA ANÁLISE DE TOXICIDADE E BIOMARCADORES

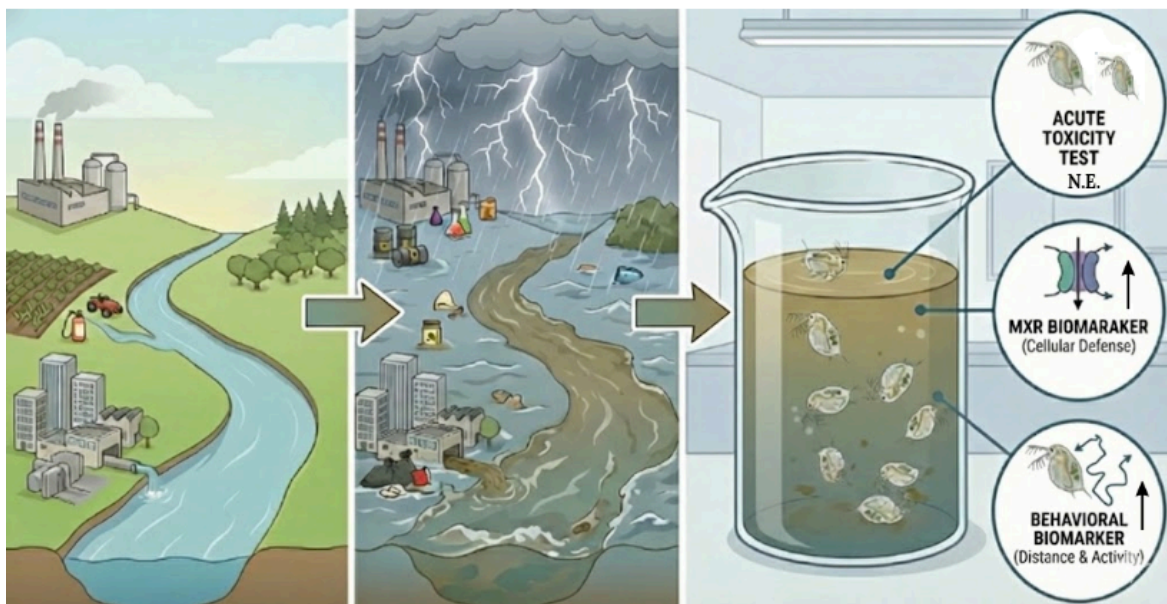
Eduarda Rodrigues Pinheiro^a; Jenifer Silveira Moraes^b; Camila de Martinez Gaspar Martins^{ab}; Grasiela Lopes Leães Pinho^c; Marta Marques Souza^{ab}.

^aPrograma de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PPGBAC), Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.

^bPrograma de Pós-Graduação em Ciências Fisiológicas (PPGCF), Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande do Sul, Brasil.

^cInstituto de Oceanologia (IO), Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, Rio Grande do Sul.

Graphical abstract:



Resumo

O aquecimento global tem intensificado a ocorrência de eventos extremos, como as inundações, influenciando a dinâmica de contaminantes em ambientes aquáticos ao favorecer o carreamento e a mobilização de poluentes. Em abril de 2024, o Rio Grande do Sul enfrentou um evento de grande magnitude, com inundações severas que promoveram o transporte e a redistribuição de materiais particulados e contaminantes até o sistema lagunar. O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água superficial durante três meses após a enchente, por meio de ensaios de toxicidade aguda e biomarcadores em *Daphnia magna*, incluindo comportamento locomotor e atividade do sistema de resistência a múltiplos xenobióticos (MXR), e através de parâmetros físico-químicos e da concentração de microplásticos. Os resultados demonstraram aumento na atividade de defesa celular e variações na locomoção dos organismos em relação ao controle, sem ocorrência de toxicidade aguda medida por meio da imobilidade. A turbidez destacou-se como a variável mais associada aos biomarcadores, indicando redução do MXR em águas mais turvas e influência sobre respostas comportamentais, enquanto a ausência de correlação significativa com microplásticos indica baixa influência desses contaminantes sobre os efeitos observados nas condições avaliadas. Esses achados indicam variações ao longo do período avaliado, com ausência de efeitos letais, mas presença de respostas subletais mais sensíveis detectadas por meio dos biomarcadores.

Palavras-chave: Enchente; Mudanças climáticas; Ecotoxicologia; Contaminação aquática.

Introdução

O aquecimento global ocorre devido a alterações no balanço de energia na Terra, provocando variações imprevistas na temperatura atmosférica (Baede *et al.*, 2020). Essas alterações climáticas resultam da atuação conjunta de forçantes climáticas de origem natural e antrópica. As forçantes naturais estão associadas, principalmente, às erupções vulcânicas, devido à introdução de aerossóis na estratosfera, e aos ciclos de Milankovitch, que, em escala geológica, regulam a radiação solar recebida pela Terra por meio de variações nos movimentos orbitais e axiais do planeta, influenciando a distribuição da energia solar no sistema terrestre (Ambrizzi *et al.*, 2025). Por outro lado, as forçantes antrópicas correspondem a modificações no sistema climático decorrentes das atividades humanas, com destaque para a emissão de gases de efeito estufa (GEE), aerossóis atmosféricos e mudanças no uso e na cobertura do solo (Ambrizzi *et al.*, 2025). Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), o aquecimento observado desde o século XX é predominantemente de origem antrópica, associado ao aumento das concentrações de gases de efeito estufa. O principal responsável é o CO₂ proveniente da combustão de combustíveis fósseis, que responde por cerca de três quartos das emissões globais

Alguns dos impactos diretos das mudanças climáticas incluem o aumento do nível do mar, maior variabilidade de precipitação, elevações de temperatura que resultam em incêndios florestais e eventos climáticos extremos (e.g. secas e inundações; Clarke *et al.*, 2022). As inundações podem ser consideradas os eventos mais intensos entre os extremos climáticos e ocorrem principalmente devido ao aquecimento e ao aumento do teor de umidade atmosférica, o que intensifica as chuvas (Mallakpour & Villarini, 2015; Hou *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2023). Além disso, segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), as variações climáticas já afetam diretamente diversas variáveis relacionadas ao ciclo da água, incluindo padrões de precipitação, degelo e escoamento superficial, contribuindo significativamente para a ocorrência de inundações (IPCC, 2023).

Eventos climáticos extremos podem afetar direta ou indiretamente o aporte de diferentes contaminantes aos corpos d'água, aumentando seu transporte e influenciando a transformação de substâncias tóxicas (Gouin *et al.*, 2013). As inundações, por exemplo, favorecem o carreamento de contaminantes de áreas urbanas, agrícolas e industriais para os corpos hídricos, além de promoverem a remobilização de poluentes previamente acumulados no solo e nos sedimentos (Hung *et al.*, 2022; Lenka *et al.*, 2022; Bolan *et al.*, 2024). Segundo Crawford e colaboradores

(2022), as inundações podem alterar o estado redox do solo, de oxidante para redutor, favorecendo a mobilização de contaminantes e aumentando sua biodisponibilidade e toxicidade para os organismos terrestres e aquáticos. Dessa forma, diversos estudos demonstram que eventos de inundação resultam no aumento das concentrações de contaminantes em corpos d'água, em razão do maior escoamento superficial, da remobilização de sedimentos e do transbordamento de áreas urbanas e industriais. Entre os contaminantes frequentemente associados a esses eventos estão produtos farmacêuticos, plásticos, poluentes orgânicos persistentes (POPs), pesticidas, metais, hidrocarbonetos e microplásticos (Nadal *et al.*, 2015; Hung *et al.*, 2022; Kakar *et al.*, 2023; Lahon *et al.*, 2023).

Em 2024, o estado do Rio Grande do Sul (RS), localizado no sul do Brasil, enfrentou um trágico período de evento extremo (entre abril e maio de 2024), causando episódios de inundações extremas no estado, devido a chuvas torrenciais que atingiram diversas regiões de forma simultânea. Foi registrado pelo pluviômetro automático do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN), localizado no município de Segredo, o maior volume de chuva em 24 h durante o evento (386,2 mm em abril; CEMADEN, 2024). Em 48 h, o volume registrado foi de 575,4 mm entre 30/04 e 02/05, sendo registrado pelo pluviômetro da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), localizado entre os municípios de Putinga e São José do Herval (ANA, 2024). As chuvas intensas ocorreram principalmente na região do Vale do Taquari, no centro do Rio Grande do Sul, provocando a cheia de rios que drenam para o sistema Guaíba-Lagoa dos Patos ou diretamente para a laguna (e.g., rios Jacuí, Taquari, Gravataí, Camaquã e Piratini). Como consequência, houve elevação do nível desses corpos hídricos na porção norte da laguna, que atingiu seu maior nível em 16 de maio de 2024 ($> 2,5$ m; Collischonn *et al.*, 2025).

Já eram reportados contaminantes na Lagoa dos Patos, incluindo arsênio (Mirlean *et al.*, 2006), nutrientes e metais-traço (Wallner-Kersanach *et al.*, 2016), hidrocarbonetos (Neves *et al.*, 2023), contaminação orgânica proveniente de esgoto (Martins *et al.*, 2005) e microplásticos (Rodriguez *et al.*, 2024), indicando que a região já recebia cargas contaminantes associadas às atividades urbanas e industriais do entorno. A enchente de 2024 pode ter intensificado o aporte e a redistribuição desses poluentes, aumentando o perigo de impactos à biota aquática (Collischonn *et al.*, 2025). Entretanto, devido à ocorrência recente da enchente de 2024, não existem trabalhos avaliando de forma integrada como esse aumento de contaminantes após eventos extremos afeta os organismos aquáticos, considerando respostas letais e subletais, como imobilidade, alterações

comportamentais e mecanismos de defesa celular. Assim, este trabalho busca preencher essa lacuna ao investigar os efeitos da enchente de 2024 na Lagoa dos Patos.

As análises ecotoxicológicas da água são importantes para se compreender os impactos de eventos extremos sobre a qualidade da água superficial. Nesse contexto, ensaios de toxicidade aguda permitem avaliar efeitos abruptos e a curto prazo em organismos aquáticos, sendo indicado para o caso de estudo em questão, uma vez que tratou-se de um evento extremos agudo, enquanto biomarcadores fornecem respostas subletais, como alterações em mecanismos de defesa celular e na atividade locomotora, indicando possíveis efeitos decorrentes do transporte e da redistribuição de contaminantes (Silva *et al.*, 2023; Campos *et al.*, 2014; Rivera *et al.*, 2024). Os biomarcadores são ferramentas importantes da ecotoxicologia, pois fornecem respostas bioquímicas, celulares e comportamentais de organismos expostos a contaminantes ou alterações ambientais, permitindo avaliar efeitos precoces e potenciais riscos ecológicos. Estes são utilizados como uma avaliação complementar frente à toxicidade de determinado ambiente em relação a um possível estresse ambiental. Essa ferramenta permite obter respostas biológicas de um indivíduo, variando de molecular a comportamental, proporcionando um diagnóstico precoce dos efeitos de contaminantes (Van der oost *et al.*, 2003), além de possibilitar a avaliação de diferentes organismos para antecipar efeitos tóxicos aos ecossistemas.

Dessa forma, o presente estudo avaliou a qualidade da água superficial do extremo sul da Lagoa dos Patos, local de desembocadura das águas da inundação, por meio de ensaios de toxicidade aguda e biomarcadores, incluindo comportamento locomotor e resistência a múltiplos xenobióticos (MXR) em *Daphnia magna*. Considerando o aumento esperado no aporte de poluentes e microplásticos após a enchente de 2024, hipotetiza-se que as amostras de água apresentem potencial para induzir efeitos letais e alterações subletais, incluindo variações na atividade locomotora e na ativação do biomarcador MXR. Assim, este estudo apresenta uma avaliação inédita dos efeitos biológicos associados à redistribuição de contaminantes decorrente da enchente de 2024 no Rio Grande do Sul.

Materiais e Métodos

Área de estudo, coleta das amostras e análises de parâmetros da água

A bacia hidrográfica da Lagoa dos Patos, está localizada no Brasil, abrangendo a região norte e sul do Estado do Rio Grande do Sul. Devido à sua conexão com o Oceano Atlântico Sul Ocidental, é considerada a maior laguna costeira fechada em escala mundial (Kjerfve, 1986). Ela

possui uma área de 10.360 km², 240 km de comprimento e 5 m de profundidade média (Rodriguez *et al.*, 2024), possuindo regiões bastante habitadas. Em suas margens ficam localizadas grandes cidades urbanizadas do estado, como a cidade de Porto Alegre (~ 1,3 milhão de habitantes), Pelotas (~ 330 mil habitantes) e Rio Grande (~190 mil habitantes; IBGE 2022), vivendo em sua margem cerca de 7 milhões de habitantes. A laguna desempenha um importante papel fornecendo diversos serviços ecossistêmicos para a população ao entorno, como por exemplo, a provisão de pescado para a pesca artesanal e comercial, a manutenção da biodiversidade, a regulação hidrológica e o suporte a atividades recreativas, turísticas e de navegação (Aquino *et al.*, 2023; Costa *et al.*, 2017).

Este estudo foi realizado avaliando a qualidade da água de amostras de um ponto de coleta na região sul da Lagoa dos Patos, localizado na região central da cidade de Rio Grande (-32,0291727 -52,0972844; Figura 1), que fica exatamente na desembocadura da laguna.

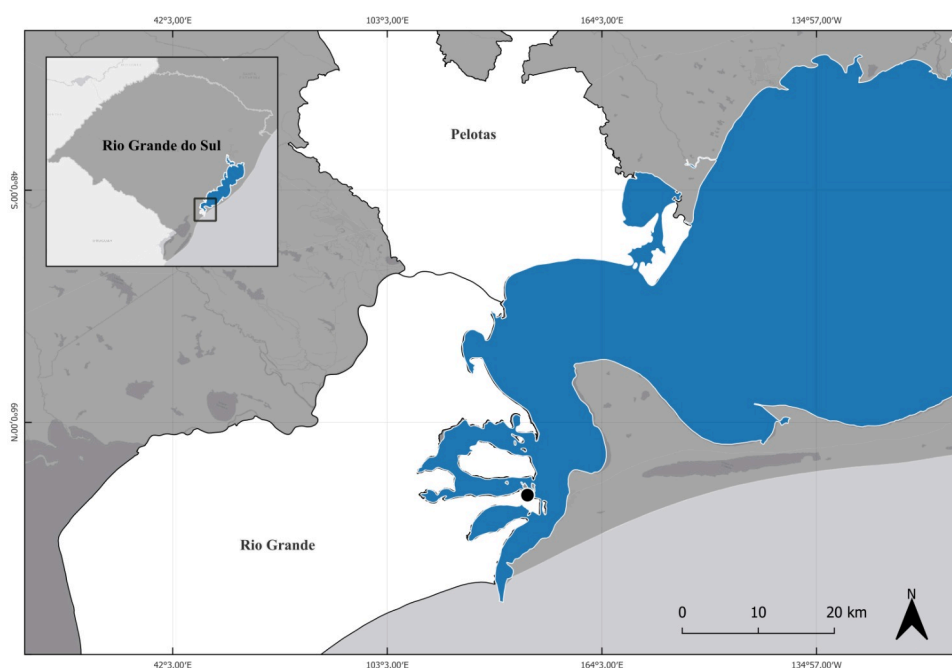


Figura 1. Mapa da região Sul da Lagoa dos Patos, indicando o ponto de coleta localizado na região central da cidade de Rio Grande (32°01'45"S 52°05'50"W).

As coletas foram iniciadas após a redução do nível da água que havia inundado a zona urbana, permitindo o acesso seguro ao local de amostragem. A água superficial foi coletada com um balde com volume conhecido, em triplicata, duas vezes por mês, nos dias 5 e 12 de junho, 12 e 24 de julho e 8 e 23 de agosto, respectivamente, e armazenada em garrafas de polipropileno

previamente higienizadas com água destilada. De acordo com a norma ABNT NBR 15469 (2015), as amostras foram transportadas e posteriormente armazenadas congeladas a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ até o momento dos ensaios. Parâmetros físico-químicos da água, tais como turbidez, pH, condutividade e temperatura, foram medidos antes do ensaio de toxicidade, em diferentes réplicas, utilizando uma sonda multiparâmetro e um turbidímetro (AKSO). Além dos parâmetros limnológicos clássicos, foram analisados microplásticos (MPs) como indicadores da contaminação ambiental carregada pela inundação.

Para a separação dos potenciais MPs, foram coletados 50 L de água e durante a coleta, em triplicata, as amostras foram filtradas em peneira de granulometria de $125\text{ }\mu\text{m}$ para reter os potenciais MPs. O material filtrado foi transferido da peneira com água destilada para frascos de vidro identificados, onde foram armazenados até a etapa de filtração (Li *et al.*, 2021). Em laboratório, as amostras para separação dos potenciais MPs filtradas ($0,47\text{ }\mu\text{m}$; membrana de celulose mista). Após a filtração, os filtros foram armazenados em placas de Petri e secos em estufa a $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ por no mínimo 24 h. Em seguida, com o auxílio de um estereomicroscópio (Olympus SZX9) acoplado a uma câmera (*Optcam*), foram obtidas imagens dos potenciais MPs utilizando o software OPTHD 3.7, seguindo como critério de determinação das partículas o protocolo de Frias e colaboradores (2018), considerando fibras, fragmentos, pellets e aglomerados.

Além disso, para minimizar a contaminação por MPs provenientes do ambiente de trabalho durante o processo de análise, foram adotadas algumas medidas, incluindo o uso de luvas nitrílicas, máscaras, jalecos de algodão e camisetas brancas (Frias *et al.*, 2018; Valsan *et al.*, 2024). Durante a etapa de isolamento e identificação dos potenciais microplásticos, todas as amostras foram manuseadas dentro de capelas de acrílico, com a sala mantida fechada e a ocupação limitada a no máximo duas pessoas. Para monitorar a possível contaminação das amostras, filtros umedecidos foram utilizados como padrão branco para cada amostra. Esses filtros eram armazenados em placas de petri, sendo abertas sempre que as amostras eram expostas ao ar. Assim, após a quantificação das amostras, o filtro branco também era quantificado, e caso necessário, o número de MPs encontrados poderiam ser apresentados junto aos resultados. Adicionalmente, todas as soluções utilizadas, incluindo água destilada, peróxido de hidrogênio e solução salina, antes de sua utilização, foram filtradas previamente ($0,47\text{ }\mu\text{m}$) para evitar contaminações externas.

Teste de toxicidade aguda

O ensaio agudo foi realizado com *Daphnia magna*, seguindo as orientações da ABNT NBR 12713 (2022), em béqueres de vidro, com réplicas independentes, cada uma contendo cinco organismos (neonatos < 24 h de idade) e 10 mL da solução-teste (proporção de 2 mL por organismo), sem diluição, uma vez que ensaios preliminares (teste piloto) não indicaram toxicidade aguda nas amostras. Foi incluído um grupo controle, utilizando água de cultivo, nas mesmas condições experimentais da solução teste. O controle foi empregado para verificar a viabilidade dos organismos e assegurar que eventuais efeitos observados fossem decorrentes da exposição ao tratamento, atendendo ao critério de validade do ensaio (imobilidade $\leq 10\%$ no controle). As unidades experimentais foram incubadas por 48 h (± 1 h), à temperatura de 20 °C (± 2 °C) e fotoperíodo de 12 h luz:12 h escuro. Os organismos não foram alimentados durante o período de exposição. Ao final do ensaio, foi avaliada a imobilidade dos organismos como desfecho toxicológico, conforme estabelecido na norma.

Biomarcadores

Resistência a Múltiplos Xenobióticos (MXR)

O ensaio é realizado com o uso de corante fluorescentes (e.g. Rodamina B) que funciona como substratos dessas proteínas, onde quando os transportadores estão ativos, o corante é expelido para fora da célula e quando inativos, o corante acumula intracelularmente (Campos *et al.*, 2014). Para isso, previamente, os organismos foram expostos às amostras ambientais conforme descrito no item anterior (ABNT NBR 12713). Posteriormente, os organismos foram incubados com Rodamina B (5 μ M) por 1h. Após a lavagem, foram transferidos para uma água limpa e após 1h, uma alíquota de cada amostra foi transferida para placa de 96 poços para análise do efluxo do fluorescente, como indicativo da atividade das proteínas transportadoras (Kurelec *et al.*, 1992). A medida de fluorescência (excitação 485 nm e emissão 590 nm, fluorímetro victor 2 - Perkin Elmer) foi realizada através da pesagem dos organismos, onde eles foram secos e pesados em uma balança analítica (Vehniäinen *et al.*, 2014).

Atividade locomotora

Para avaliar possíveis alterações comportamentais nos organismos expostos às amostras ambientais, foi utilizado o mesmo protocolo de exposição para análise do biomarcador de defesa celular (ABNT NBR 12713). Posteriormente, após 48h, os organismos foram transferidos para uma

placa de 24 poços, contendo 1 mL da solução de exposição (1 organismo por poço; Adaptado de Silva *et al.*, 2024). Antes da análise, os animais permaneceram por 10 min na placa para habituação e em seguida o comportamento foi registrado por 30 min no escuro, utilizando o sistema *DanioVision* (Noldus, 2009). O *software Ethovision XT 11.5* foi usado para analisar dois parâmetros comportamentais, a distância total percorrida e a atividade.

Análises Estatísticas

Para toxicidade aguda, a imobilidade dos organismos foi utilizada como critério de efeito letal, conforme estabelecido nas diretrizes do método (ABNT NBR 12713). Para a análise dos biomarcadores, previamente os dados foram submetidos a uma análise de remoção de *outliers*. A partir desses resultados, os dados foram divididos em duas abordagens principais:

A ANOVA fatorial foi utilizada para avaliar diferenças entre os grupos experimentais. A análise de correlação foi empregada para verificar a associação entre as variáveis-resposta (MXR, distância percorrida e atividade locomotora) e as variáveis preditoras (pH, condutividade, turbidez e concentração de MPs/L). Por fim, a regressão linear simples foi utilizada para avaliar o potencial explicativo das variáveis preditoras sobre cada variável-resposta. A análise de variância fatorial de duas vias (ANOVA), considerou tratamento (controle e exposto) e mês de coleta como fatores (junho, julho e agosto). Para essa análise, foi utilizado apenas um dia de coleta representativo por mês (5 de junho; 12 de julho; 8 de agosto), com o objetivo de padronizar o conjunto de dados entre os períodos amostrais. Foram utilizados os valores individuais obtidos para cada organismo. Quando identificadas diferenças significativas, aplicou-se o teste *post hoc* de Tukey para comparações múltiplas entre os grupos.

Para a análise de Correlação e Regressão Linear Simples, foram utilizados os valores das duas coletas realizadas em cada mês (5 e 12 de junho; 12 e 24 de julho; 8 e 23 de agosto), a fim de ampliar o número de observações disponíveis e aumentar o poder estatístico das análises de associação com as variáveis ambientais. As variáveis resposta foram expressas como variação percentual em relação ao controle. A relação entre as variáveis resposta (MXR, atividade e distância percorrida) e as variáveis preditoras ambientais (pH, condutividade, turbidez e concentração de microplásticos) foi inicialmente avaliada por meio de análises de correlação. O método de correlação foi selecionado de acordo com a normalidade dos dados (Pearson e Spearman). Posteriormente, foram realizadas análises de regressão linear simples para cada variável preditora, a

fim de avaliar seu poder explicativo sobre as variáveis resposta e verificar a existência de relações lineares significativas. Todas as análises foram conduzidas no *software* RStudio, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

Resultados

Variáveis Ambientais e Microplásticos (MPs)

Os parâmetros físico-químicos e a distribuição de MPs analisados na água superficial da Lagoa dos Patos apresentaram variações entre os meses de coleta (Tabelas 1A e 1B). Nas amostras utilizadas para a análise do fenótipo de Resistência a Múltiplos Xenobióticos (MXR; Tabela 1A), o pH variou de 7,55 a 7,97, a turbidez de 2,12 NTU (julho) a 10,9 NTU (junho) e a condutividade de 141 a 209 $\mu\text{S/cm}$. Nas amostras utilizadas para o ensaio comportamental (Tabela 1B), o pH variou de 8,33 a 9,68, a turbidez de 0 a 27,3 NTU e a condutividade de 144,2 a 227 $\mu\text{S/cm}$. A distribuição de microplásticos foi heterogênea entre todas as coletas, com concentrações variando de 0,32 a 3,08 MPs/L.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e quantificação de MPs (MPs/L) das amostras de água da Lagoa dos Patos ao longo do período de estudo.

A. Amostras de água para análise do fenótipo de Resistência a Múltiplos Xenobióticos (MXR).

<i>Coleta</i>	<i>pH</i>	<i>Turbidez (NTU)</i>	<i>Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)</i>	<i>MPs (MPs/L)</i>
05/06/24	7.87	10.9	141	0.86
12/06/24	7.55	7.76	155.4	2.22
12/07/24	7.58	2.12	170.5	1.86
24/07/24	7.64	3.39	209	0.32
08/08/24	7.97	5.01	177.4	1.54
23/08/24	7.8	8.02	189	3.08

B. Amostras de água para análise do comportamento (atividade e distância percorrida).

<i>Coleta</i>	<i>pH</i>	<i>Turbidez (NTU)</i>	<i>Condutividade ($\mu S/cm$)</i>	<i>MPs (MPs/L)</i>
05/06/24	8.65	3.39	150.1	0.86
12/06/24	9.2	5.08	144.2	2.22
12/07/24	9.68	0	166.1	1.86
24/07/24	9.39	4.92	178	0.32
08/08/24	9.47	15.11	170.8	1.54
23/08/24	8.33	27.3	227	3.08

Teste de toxicidade

Os ensaios de toxicidade aguda não demonstraram toxicidade para *Daphnia magna*, uma vez que não foi observada imobilidade dos organismos expostos às soluções testadas, de acordo com os critérios estabelecidos pela ABNT NBR 12713 (2022). Esses resultados indicam ausência de efeitos letais agudos nas condições experimentais adotadas.

Biomarcadores

Resistência a Múltiplos Xenobióticos (MXR)

Para a análise do fenótipo de MXR, foi possível observar variações na atividade do mecanismo de defesa celular dos organismos. Houve uma interação significativa entre tratamento e mês de coleta ($p = 0,0379$), indicando que o efeito da exposição à água da Lagoa dos Patos dependeu do período

amostral. Os organismos expostos à coleta de junho ($p = 0.9410$) e agosto ($p = 0.2222$) não demonstraram diferença significativa entre os tratamentos (controle e exposto). Contudo, em julho, os animais expostos apresentaram maior efluxo do que o controle ($p = 0.0013$; Figura 2).

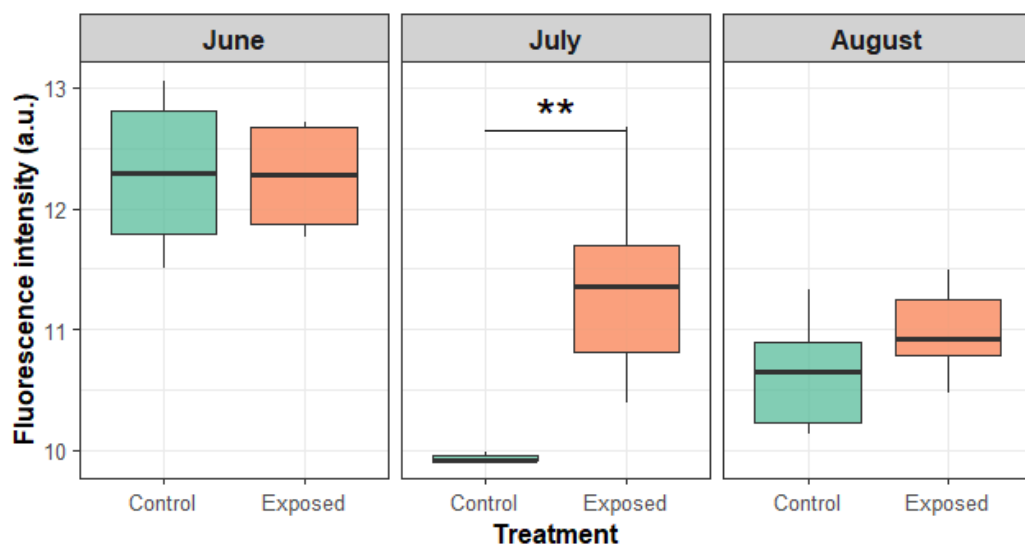


Figura 2. Efluxo de rodamina B em organismos controle (verde) e expostos (laranja) ao longo de junho, julho e agosto, expresso como intensidade de fluorescência (u.a.). Os asteriscos indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos controle e exposto em cada mês (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Atividade Locomotora

Os organismos expostos às amostras para avaliação da atividade locomotora apresentaram variações nos dois parâmetros analisados (distância e atividade) ao longo dos três meses de monitoramento (Figura 3A e 3B). Para a distância percorrida (A), foram observadas alterações dos animais nos diferentes meses de coleta ($p = 0.0029$). Os organismos expostos às amostras de junho e agosto apresentaram maior atividade em comparação ao controle ($p = 0.0049$; $p = 0.0038$), não havendo diferença entre esses períodos ($p = 0.6822$). Em julho, a distância percorrida foi semelhante à do controle, não sendo observada diferença significativa entre os tratamentos controle e exposto ($p = 0.2005$). Em relação à atividade na arena, foi possível observar que o efeito da exposição foi também dependente do período analisado ($p = 0.0403$). Os animais expostos ao mês de agosto apresentaram maior atividade quando comparados ao controle ($p = 0.0004$). Em junho e julho não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos ($p = 0.2352$; $p = 0.9737$).

Entretanto, a exposição do mês de julho apresentou menor atividade em relação aos outros meses ($p < 0.0001$).

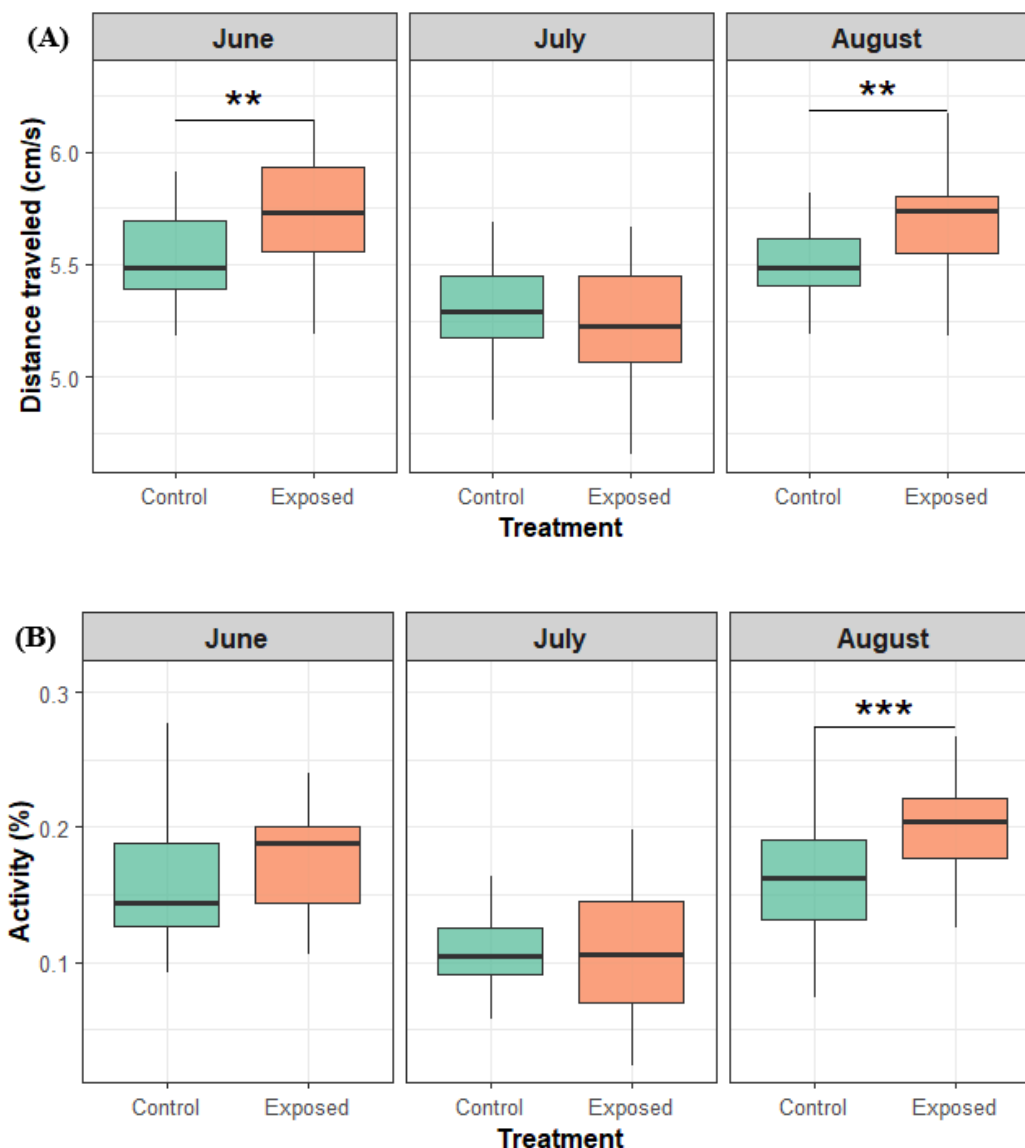


Figura 3. Boxplots do comportamento locomotor em organismos controle (verde) e expostos (laranja) ao longo dos meses de junho, julho e agosto: (A) distância percorrida (cm/s) e (B) atividade na arena (%). Asteriscos indicam diferenças significativas entre os tratamentos (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$).

Análise de Correlação e Regressão Linear Simples

Quando foi realizada a análise de correlação entre o biomarcador MXR e os diferentes parâmetros avaliados, observou-se forte correlação negativa significativa entre MXR e a turbidez ($r = -0,829$; $p = 0,0416$), indicando menor atividade de defesa celular dos organismos em águas mais

turvas (Figura 4). A condutividade também apresentou correlação positiva moderada ($r = 0,657$), entretanto, sem significância estatística ($p = 0,1562$). Para as demais variáveis ambientais (pH e MPs), as correlações com MXR foram fracas ou inexistentes. O modelo de regressão linear simples não apresentou significância estatística para nenhum dos modelos testados (MXR ~ variáveis ambientais; $p > 0,05$; Figura 4). Ainda assim, a turbidez apresentou o maior poder explicativo sobre a variação dos biomarcadores, especialmente para o MXR ($R^2 = 0,47$).

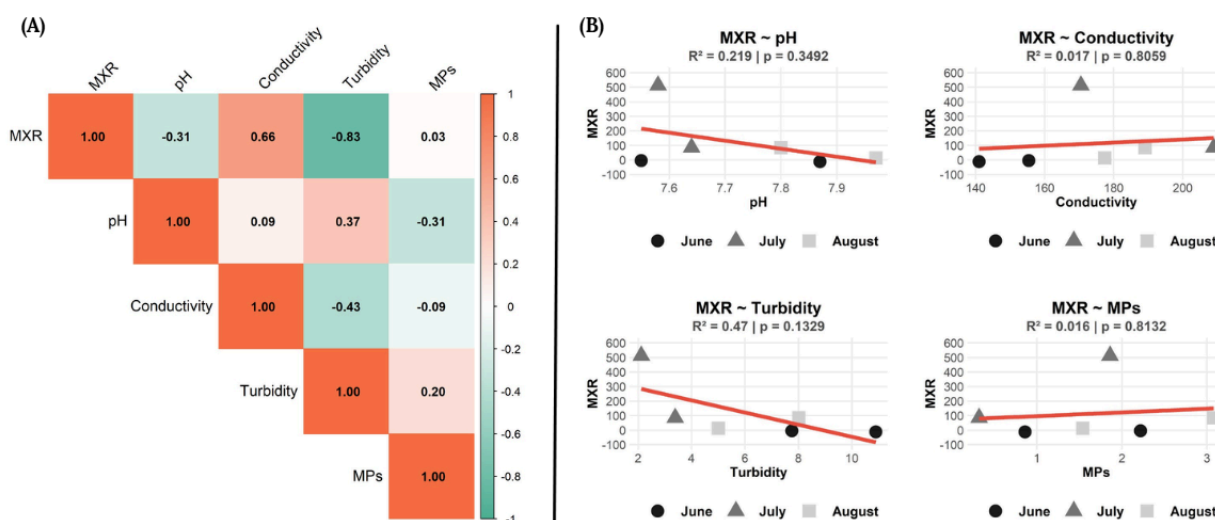


Figura 4. Análises de correlação e regressão linear simples entre o biomarcador MXR e as variáveis ambientais (pH, condutividade, turbidez e MPs) da água da Lagoa dos Patos. **A)** Correlação: os valores representam os coeficientes de correlação, variando de -1 (negativa forte) a +1 (positiva forte), indicando a direção e a intensidade das associações. **B)** Regressão linear: as linhas representam os modelos ajustados, com indicação do coeficiente de determinação (R^2) e do valor de p para cada relação.

Para os biomarcadores comportamentais (distância e atividade), a turbidez foi o parâmetro que apresentou maior correlação com essas variáveis. Para distância percorrida, a turbidez apresentou correlação forte, porém não significativa ($r = 0,650$; $p = 0,1622$; Figura 5). Já para atividade na arena, a correlação com a turbidez foi forte e próxima do limite de significância ($r = 0,792$; $p = 0,0604$; Figura 6). Semelhante ao apresentado para MXR, a análise de regressão linear simples indica que a turbidez indica alto poder explicativo para distância percorrida ($R^2 = 0,423$) e

atividade na arena ($R^2 = 0,627$), explicando mais de 40% da variação observada nos biomarcadores pode ser associada a essa variável ambiental, mesmo que a relação não tenha sido significativa.

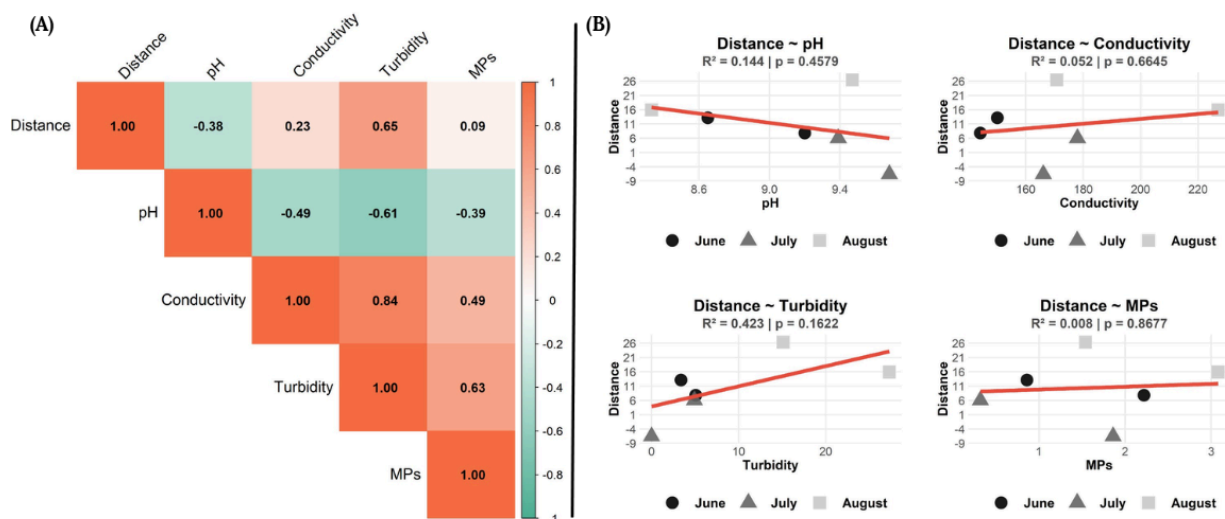


Figura 5. Análises de correlação e regressão linear simples entre a distância percorrida do organismo na arena e as variáveis ambientais (pH, condutividade, turbidez e MPs) da água da Lagoa dos Patos. **A)** Correlação: os valores representam os coeficientes de correlação, variando de -1 (negativa forte) a +1 (positiva forte), indicando a direção e a intensidade das associações. **B)** Regressão linear: as linhas representam os modelos ajustados, com indicação do coeficiente de determinação (R^2) e do valor de p para cada relação.

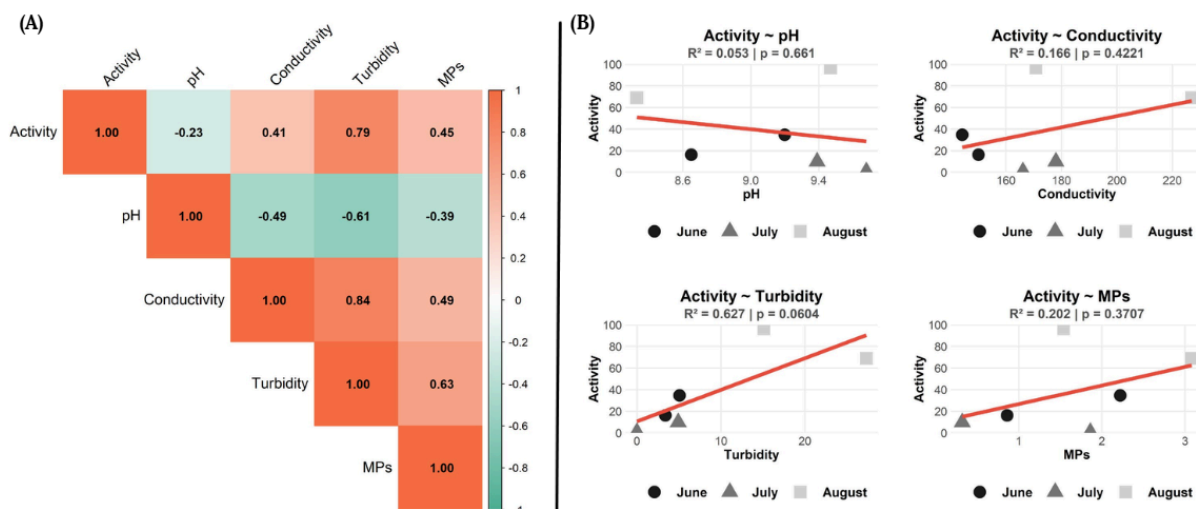


Figura 6. Análises de correlação e regressão linear simples entre a atividade locomotora do organismo na arena e as variáveis ambientais (pH, condutividade, turbidez e MPs) da água da Lagoa dos Patos. **A)** Correlação: os valores representam os coeficientes de correlação, variando de -1 (negativa forte) a +1 (positiva forte), indicando a direção e a intensidade das associações. **B)** Regressão linear: as linhas representam os modelos ajustados, com indicação do coeficiente de determinação (R^2) e do valor de p para cada relação.

Discussão

Eventos extremos decorrentes das mudanças climáticas são potencialmente impactantes para os ecossistemas aquáticos, podendo provocar alterações na qualidade da água e nas respostas biológicas dos organismos. Os resultados do presente estudo indicam que o evento de inundação ocorrido em 2024 (Rio Grande do Sul, Brasil) influenciou a qualidade da água superficial da Lagoa dos Patos, refletindo em alterações nos parâmetros físico-químicos da água (como pH, turbidez e condutividade), bem como na concentração de microplásticos e nas respostas funcionais do microcrustáceo *Daphnia magna*. Apesar dessas variações, não foi observada toxicidade aguda, resultado semelhante ao reportado por Silva e colaboradores (2024). Nesse estudo, os autores conduziram ensaios ecotoxicológicos agudos e crônicos com neonatos de *Daphnia magna* (imobilidade) e *Ceriodaphnia dubia* (reprodução), respectivamente, sem a determinação química dos potenciais contaminantes presentes na água. O ensaio agudo com *D. magna* foi realizado por 48 h, enquanto o teste crônico com *C. dubia* teve duração de 7 dias e após a exposição, não foram registrados efeitos letais nos organismos, assim como observado no presente estudo, sendo observados apenas efeitos subletais na reprodução de *C. dubia*. Esses resultados corroboram os achados aqui apresentados, indicando que os microcrustáceos não foram suficientemente sensíveis para detectar efeitos letais, reforçando a importância do uso de biomarcadores na identificação de respostas mais sensíveis, em níveis hierárquicos inferiores.

Para a análise do biomarcador MXR, os resultados evidenciaram maior capacidade de defesa celular nos organismos expostos ao mês de julho quando comparados ao grupo controle, demonstrando maior ativação desse sistema, possivelmente associada à maior contaminação. A análise do fenótipo de MXR atua como uma primeira linha de defesa celular dos organismos aquáticos frente à exposição a contaminantes presentes no ambiente. Esse sistema é formado principalmente por transportadores da família ABC, como a glicoproteína-P (P-gp), que bombeiam compostos tóxicos para fora das células, reduzindo seu acúmulo intracelular e, consequentemente,

seus efeitos tóxicos (Campos *et al.*, 2014; Jordão *et al.*, 2016). Quando os organismos apresentam maior ativação de MXR, significa que estão ativando mecanismos de defesa para sobreviver à exposição a xenobióticos (e.g., pesticidas, metais, fármacos, hidrocarbonetos, esgoto e outros poluentes de origem antrópica). Dessa forma, o biomarcador não mede diretamente a toxicidade, mas sim o esforço fisiológico do organismo para lidar com a contaminação ambiental. Esse esforço envolve o aumento do gasto energético associado à ativação de mecanismos de detoxificação e transporte, o que pode resultar em custos fisiológicos, como a redistribuição de energia para processos de defesa, resultando em menor disponibilidade de energia para funções vitais, incluindo crescimento, reprodução e comportamento, causando implicações ecológicas.

A análise de correlação demonstrou que o mecanismo de defesa celular está fortemente relacionado com a turbidez da água ($r = -0,829$; $p = 0,00416$), indicando uma redução da atividade de defesa celular (ausência ou menor indução de atividade) em condições de maior turbidez. O modelo de regressão linear simples reforça essa tendência, indicando que a turbidez explica aproximadamente 47% da variação observada no biomarcador MXR ($R^2 = 0,47$), embora sem significância estatística, possivelmente em função do reduzido tamanho amostral. A turbidez é um parâmetro reconhecido como um indicador de poluição em ecossistemas aquáticos, devido ao aumento de partículas suspensas como sedimentos, matéria orgânica e efluentes que podem realizar o transporte de contaminantes (Zaghloul *et al.*, 2019). Durante o período avaliado no presente estudo, foi observada coloração alaranjada na água, característica frequentemente associada à elevada presença de sedimento em suspensão, sendo este sedimento transportado da região norte para a região sul do estado durante o evento da enchente de 2024 no Rio Grande do Sul. A mobilização e o transporte desse sedimento podem causar aumento na turbidez da água, favorecendo a presença de contaminantes dissolvidos (e.g. resíduos domésticos, industriais, agrícolas, farmacêuticos, hospitalares), impactando organismos aquáticos.

A aparente relação com a condutividade e o biomarcador MXR ($r = 0,657$; $p = 0,1562$) contribui para os resultados de turbidez, tendo em vista que a condutividade elétrica também é frequentemente utilizada como indicador indireto de contaminação por esgotos domésticos e industriais, devido ao aumento de sais dissolvidos e matéria orgânica (Sousa *et al.*, 2014). A elevação da condutividade em ambientes aquáticos é influenciada pela presença de resíduos antrópicos na água (e.g. domésticos, agrícolas, industriais), o que potencialmente contribui para o aumento da turbidez e, consequentemente, para alterações nos mecanismos de defesa celular observados no presente estudo. Além disso, organismos de água doce sofrem grande estresse

quando expostos a elevados níveis de condutividade causando estresse fisiológico, onde o organismo tem um alto gasto energético para osmorregulação, fazendo com que diminua a energia para a ativação de mecanismos de defesa celular (Dildar *et al.*, 2025).

Da mesma forma, os parâmetros comportamentais mostraram variações da atividade ao longo do monitoramento (junho e agosto). As análises de correlação e regressão sugerem forte associação entre os parâmetros locomotores e a turbidez. Para ambas as variáveis, atividade na arena e distância percorrida, foram observadas correlações positivas, sendo moderada para a distância ($r = 0,650$) e forte para a atividade ($r = 0,792$; $p = 0,0604$). O modelo de regressão linear simples indicou poder explicativo considerável da turbidez sobre os biomarcadores comportamentais (42% e 63%, para distância e atividade) embora não tenha apresentado significância estatística, possivelmente em função do reduzido tamanho amostral. Rodrigues e colaboradores (2023), através de uma revisão sistemática e meta-análise de estudos experimentais, avaliaram como a turbidez influencia a mobilidade de peixes. Os autores observaram que o aumento da turbidez pode alterar o comportamento locomotor, sendo que em alguns casos, os organismos aumentam a atividade ou a distância percorrida compensando a redução da visão, mantendo o forrageio. Em microcrustáceos, especialmente em *Daphnia magna*, a resposta comportamental é dependente da composição da água, causando muitas vezes hipo ou hiperatividade dos animais.

Respostas comportamentais de natação da *Daphnia magna* são consideradas biomarcadores sensíveis na avaliação de toxicidade, comprometendo parâmetros como distância, velocidade e tempo ativo em organismos expostos a substâncias nocivas, como já visto para pesticidas, nanopartículas, metais e outros agentes tóxicos (Bownik, 2017; Lovern *et al.*, 2007; Chevalier *et al.*, 2015; Szabelak *et al.*, 2021). Os resultados observados nos parâmetros locomotores avaliados no presente trabalho podem estar relacionados a variações funcionais que podem ser explicadas, por exemplo, pela inibição da acetilcolinesterase (AChE), enzima responsável pela modulação da transmissão sináptica. A inibição dessa enzima leva ao acúmulo de acetilcolina na fenda sináptica, resultando em hiperestimulação neural, o que pode comprometer a função neuromuscular e o comportamento dos organismos (Zimmerman *et al.*, 2006). Ren e colaboradores (2017) realizaram uma exposição da *Daphnia magna* a diferentes concentrações de dois pesticidas, avaliando parâmetros locomotores e atividade de AChE. Os autores observaram uma correlação clara em relação à inibição dessa enzima e alterações comportamentais, causando inicialmente hiperatividade dos organismos, sendo este considerado um marcador precoce de neurotoxicidade causada por inibidores da AChE.

Mudanças comportamentais podem comprometer funções vitais, como forrageio, reprodução, migração e interações predador-presa, atuando como um elo entre efeitos subletais em nível individual e possíveis consequências ecológicas em níveis superiores de organização biológica conforme visto por Rahman & Candolin (2022). De acordo com Wong & Candolin (2015), às respostas comportamentais a distúrbios ambientais podem ser classificadas como adaptativas ou mal adaptativas. As respostas adaptativas aumentam a aptidão dos organismos frente ao estressor, enquanto as mal adaptativas correspondem a respostas desajustadas que podem comprometer funções vitais, como forrageio, evasão de predadores e reprodução. Dessa forma, a hiperatividade observada no presente trabalho pode ser interpretada como uma resposta potencialmente mal adaptativa, uma vez que está associada ao aumento do gasto energético (*trade-off*) e à maior suscetibilidade à predação, comprometendo a aptidão dos organismos (Wong & Candolin, 2015; Rahman & Candolin, 2022).

Apesar da correlação dos biomarcadores com a turbidez, as análises demonstraram ausência de associação entre os microplásticos, o que pode estar relacionado ao período de exposição adotado no presente estudo, possivelmente insuficiente para desencadear respostas biológicas mais sensíveis. Diversos estudos conduzidos com *Daphnia magna* demonstram que a exposição a microplásticos raramente resulta em toxicidade aguda, sendo seus efeitos mais frequentemente observados em exposições prolongadas, por meio de alterações subletais, como comprometimento do crescimento, reprodução e balanço energético (Yin *et al.*, 2023). Nesse contexto, de forma geral, a ausência de respostas nos biomarcadores analisados pode estar associada ao caráter predominantemente crônico dos efeitos induzidos por microplásticos, os quais dependem do tempo de exposição para se manifestar (Yin *et al.*, 2023). Além disso, esses contaminantes frequentemente atuam por mecanismos indiretos, como ingestão de partículas e redução da eficiência alimentar, não necessariamente promovendo respostas rápidas em sistemas de defesa celular, como o MXR, ou alterações comportamentais consistentes em curto prazo. Dessa forma, os resultados observados reforçam que a avaliação dos efeitos de microplásticos requer abordagens que considerem exposições crônicas e múltiplos *endpoints*, capazes de detectar impactos subletais que não são evidenciados em ensaios de curta duração.

Os resultados encontrados no presente estudo sugerem uma resposta temporal dos organismos testados ao longo dos três meses analisados, indicando uma possível perturbação causada pela enchente. Em julho, ocorreu a ativação do mecanismo de defesa celular (MXR), representando uma resposta precoce, na qual os organismos já estavam reagindo ao estresse e às

alterações da água, o que preveniu a ocorrência de alterações comportamentais. Em agosto, período caracterizado pela maior turbidez (15,11 e 27,3 NTU; parâmetros referentes ao ensaio comportamental), não houve mais ativação das proteínas de defesa, gerando aumento dos parâmetros comportamentais, possivelmente associado à maior presença de contaminantes na água. Esses achados sugerem que, à medida que a exposição se intensifica, os efeitos tornam-se mais evidentes em níveis organizacionais superiores, refletindo uma progressão dos impactos do estresse ambiental ao longo do tempo.

Conforme mencionado anteriormente, Silva e colaboradores (2024) avaliaram a qualidade da água da Lagoa Mirim (RS, Brasil) por meio de ensaios de toxicidade com *D. magna* e outros organismos, além de biomarcadores bioquímicos e comportamentais. A investigação de parâmetros comportamentais revelou alterações significativas na atividade locomotora, com registros de indivíduos apresentando tanto hipo quanto hiperatividade. Egan e colaboradores (2023) avaliaram a qualidade das águas superficiais contaminadas por escoamento agrícola (especificamente os pesticidas chlorantraniliprole e imidacloprid) por meio de ensaios letais e subletais com *Daphnia magna*. Os autores relataram efeitos letais mínimos ou ausentes nas condições testadas (48–96 h) e observaram efeitos subletais relacionados a alterações comportamentais, com redução da atividade dos organismos. De forma geral, esses estudos destacam a relevância da abordagem baseada em biomarcadores, capaz de identificar respostas subletais mesmo na ausência de mortalidade, reforçando a importância da incorporação de múltiplos *endpoints* em programas de monitoramento.

As diretrizes da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) entendem que parâmetros como imobilização e reprodução em organismos aquáticos, como *Daphnia magna*, são *endpoints* suficientes para uma avaliação de risco ambiental, sendo classificados como indicadores sensíveis de toxicidade e amplamente utilizados. Contudo, essas diretrizes tradicionais possuem limitações, tendo em vista que não avaliam efeitos subletais ou comportamentais que podem ocorrer em organismos aquáticos expostos a substâncias nocivas. Recentemente, diversos estudos sugerem a inclusão de biomarcadores celulares e comportamentais para obter respostas mais abrangentes sobre os efeitos deletérios, permitindo uma abordagem mais cuidadosa na detecção de efeitos que não poderiam ser observados em testes agudos tradicionais (Alonso *et al.*, 2022; Bownik, 2020). Diversos trabalhos já demonstraram ausência de efeitos letais, mas presença de efeitos subletais, evidenciando que a ausência de mortalidade não implica necessariamente em ausência de impacto biológico.

Conclusão

Os resultados encontrados no presente trabalho demonstram que, durante o evento climático extremo ocorrido em 2024 no RS, foram verificados períodos com impactos na qualidade da água superficial da Lagoa dos Patos, sem evidência de efeitos tóxicos letais no microcrustáceo *Daphnia magna*, mas com a ocorrência de alterações subletais envolvendo respostas fisiológicas, como a capacidade de defesa celular e a atividade locomotora. Dentre as variáveis analisadas, a turbidez destacou-se como o parâmetro mais associado aos biomarcadores, indicando sua relevância nas variações dessas respostas. Em contraste, não foi observada correlação significativa com a presença de microplásticos, o que pode estar relacionado ao período de exposição adotado. A ativação do mecanismo de defesa celular e as alterações locomotoras observadas estão atribuídas ao estresse ambiental decorrente da exposição a contaminantes carregados pelo evento de inundação, que possivelmente estão refletidos no aumento da turbidez, favorecendo o transporte de partículas e poluentes.

Esses efeitos são considerados ecologicamente importantes para os organismos, tendo em vista que a defesa celular constitui uma primeira linha de proteção contra xenobióticos, enquanto a atividade locomotora é essencial para a alimentação e para a evasão de predadores, tornando os organismos mais vulneráveis quando comprometidos. Assim, os resultados reforçam a importância da inclusão de bioensaios mais sensíveis em normativas nacionais e internacionais, capazes de detectar efeitos subletais que não são evidenciados por ensaios de toxicidade aguda.

Referências bibliográficas

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). (2025). *Dados pluviométricos do pluviômetro próximo à barragem PCH Rastro de Alto – código 86743800*. <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/> (acesso em 5 set. 2025).
- Alonso, Á., & Romero-Blanco, A. (2022). Same sensitivity with shorter exposure: Behavior as an appropriate parameter to assess metal toxicity. *Ecotoxicology*, 31(6), 1181–1192. <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02584-w>
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). (2015). *NBR 15469: Ecotoxicologia — coleta, preservação e preparo de amostras* (2ª ed.). ABNT.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). (2016). *NBR 12713:2016 – Ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com Daphnia spp (Crustacea, Cladocera)* (4ª ed.). ABNT.

ASTM International. (2012). *Standard guide for conducting acute toxicity tests on test materials with fishes, macroinvertebrates, and amphibians* (E729-96, reapproved 2012). ASTM International.

Bolan, S., Padhye, L. P., Jaseemizad, T., Govarthanan, M., Karmegam, N., Wijesekara, H., Amarasiri, D., Hou, D., Zhou, P., Biswal, B. K., Balasubramanian, R., Wang, H., Siddique, K. H. M., Rinklebe, J., Kirkham, M. B., & Bolan, N. (2024). Impacts of climate change on the fate of contaminants through extreme weather events. *Science of the Total Environment*, 909, 168388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168388>

Bownik, A. (2017). Daphnia swimming behaviour as a biomarker in toxicity assessment: A review. *Science of the Total Environment*, 601–602, 194–205. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.199>

Campos, B., Altenburger, R., Gómez, C., Lacorte, S., Piña, B., Barata, C., et al. (2014). First evidence for toxic defense based on the multixenobiotic resistance (MXR) mechanism in *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 148, 139–151. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.01.001>

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN). (2025). *Dados pluviométricos do município de Segredo – código 432026301A*. <http://www.cemaden.gov.br/> (acesso em 5 set. 2025).

Chevalier, J., Denys, S., Moerman, E., Thome, J., & Blaise, C. (2015). Exploration of *Daphnia* behavioral effect profiles induced by a broad range of toxicants with different modes of action. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(1), 96–107. <https://doi.org/10.1002/etc.2979>

Clarke, B., Otto, F., Stuart-Smith, R., & Harrington, L. (2022). Extreme weather impacts of climate change: An attribution perspective. *Environmental Research: Climate*, 1(1), 012001. <https://doi.org/10.1088/2752-5295/ac6e7d>

Collischonn, W., Fan, F. M., Possantti, I. B., Dornelles, F., Paiva, R. C. D., Medeiros, M. S., Michel, G. P., Magalhães Filho, F. J. C., Moraes, S. R., Marucco, F. F. N., Michel, R. D. L., Beskow, T. L. C., Beskow, S., Fernandes, E. H. L., Santos, L. L., Ruhoff, A., Kobiyama, M., Colares, G. L.,

- Buffon, F., Duarte, E., Lima, S., Meirelles, F. S. C., & Piccilli, D. G. A. (2025). O desastre hidrológico excepcional de abril-maio de 2024 no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 30, e1. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.302520240119>
- Crawford, S. E., Brinkmann, M., Ouellet, J. D., Lehmkuhl, F., Reicherter, K., Schwarzbauer, J., Bellanova, P., Letmathe, P., Blank, L. M., Weber, R., Brack, W., Van Dongen, J. T., Menzel, L., Hecker, M., Schüttrumpf, H., & Hollert, H. (2022). Remobilization of pollutants during extreme flood events poses severe risks to human and environmental health. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126691. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126691>
- de Sousa, D. N. R., Mozeto, A. A., Carneiro, R. L., & Fadini, P. S. (2014). Electrical conductivity and emerging contaminants as markers of surface freshwater contamination by wastewater. *Science of the Total Environment*, 484, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.135>
- Dildar, T., Cui, W., Ikhwanuddin, M., & Ma, H. (2025). *Aquatic organisms in response to salinity stress: Ecological impacts, adaptive mechanisms and resilience strategies*. *Biology*, 14(6), 667. <https://doi.org/10.3390/biology14060667>
- Egan, N., Stinson, S. A., Deng, X., Lawler, S. P., & Connon, R. E. (2023). Swimming behavior of *Daphnia magna* is altered by pesticides of concern, as components of agricultural surface water and in acute exposures. *Biology*, 12(3), 425. <https://doi.org/10.3390/biology12030425>
- Gouin, T., Armitage, J. M., Cousins, I. T., Muir, D. C. G., Ng, C. A., Reid, L., & Tao, S. (2013). Influence of global climate change on chemical fate and bioaccumulation: The role of multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(1), 20–31. <https://doi.org/10.1002/etc.2044>
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., O'Connor, D., Hu, Q., Zhu, Y. G., Wang, L., Kirkwood, N., Ok, Y. S., Tsang, D. C. W., Bolan, N. S., & Rinklebe, J. (2023). Sustainable remediation and redevelopment of brownfield sites. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(4), 271–286. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00404-1>
- Hung, H., Halsall, C., Ball, H., Bidleman, T., Dachs, J., De Silva, A., Hermanson, M., Kallenborn, R., Muir, D., Sühling, R., Wang, X., & Wilson, S. (2022). Climate change influence on the levels and trends of persistent organic pollutants (POPs) and chemicals of emerging Arctic concern

(CEACs) in the Arctic physical environment: A review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24, 1577–1615. <https://doi.org/10.1039/D1EM00485A>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2011). *Sinopse do Censo Demográfico de 2010*. IBGE.

Kakar, F. L., Tyagi, R. D., Pandey, A., Drogui, P., Yadav, B., & Pilli, S. (2023). Chapter 16 — Climate change interaction with microplastics and nanoplastics pollution. In R. D. Tyagi, A. Pandey, P. Drogui, B. Yadav, & S. Pilli (Eds.), *Current developments in biotechnology and bioengineering* (pp. 387–403). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99908-3.00003-8>

Kjerfve, B. (1986). Comparative oceanography of coastal lagoons. In B. H. Ketchum (Ed.), *Estuarine variability* (pp. 63–81). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-761890-6.50009-5>

Kurelec, B. (1992). Multixenobiotic resistance, P-glycoprotein and chemosensitizers. *Ecotoxicology*, 1(4), 301–317. <https://doi.org/10.1023/A:1026560922731>

Lampert, W. (2011). *Daphnia: Development of a model organism in ecology and evolution*. International Ecology Institute.

Lenka, S. P., Kah, M., & Padhye, L. P. (2022). Occurrence and fate of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in urban waters of New Zealand. *Journal of Hazardous Materials*, 428, 128257. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128257>

Lovern, S. B., Strickler, J. R., & Klaper, R. (2007). Behavioral and physiological changes in *Daphnia magna* when exposed to nanoparticle suspensions (titanium dioxide, nano-C60, and C60HxC70Hx). *Environmental Science & Technology*, 41(12), 4465–4470. <https://doi.org/10.1021/es070193f>

Mallakpour, I., & Villarini, G. (2015). The changing nature of flooding across the central United States. *Nature Climate Change*, 5(3), 250–254. <https://doi.org/10.1038/nclimate2516>

Martins, C. C., Bicego, M. C., Taniguchi, S., Montone, R. C., & Figueira, R. C. L. (2003). Spatial distribution of sedimentary linear alkylbenzenes (LABs) in a large South American industrial coastal area (Santos Estuary, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 46(11), 1481–1487. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00404-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00404-6)

- Mirlean, N., Andrus, V. E., Baisch, P., Griep, G., & Casartelli, M. R. (2003). Arsenic pollution in Patos Lagoon estuarine sediments, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11), 1480–1484. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00257-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00257-1)
- Muyssen, B. T. A., & Janssen, C. R. (2004). Multi-generation cadmium acclimation and tolerance in *Daphnia magna* Straus. *Environmental Pollution*, 130(3), 309–316. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.01.003>
- Nadal, M., Marquès, M., Mari, M., & Domingo, J. L. (2015). Climate change and environmental concentrations of POPs: A review. *Environmental Research*, 143, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.012>
- Neves, M. L., Rodrigues, L. S., Martins, C. C., & Bicego, M. C. (2023). Distribution and sources of hydrocarbons in surface sediments of a subtropical lagoon (Patos Lagoon, southern Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 11074. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11074-3>
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2004). *OECD guidelines for the testing of chemicals, section 202: Daphnia sp. acute immobilisation test*. OECD.
- Porrás-Rivera, G., Górski, K., & Colin, N. (2024). Behavioral biomarkers in fishes: A non-lethal approach to assess the effects of chemical pollution on freshwater ecosystems. *Environmental Research*, 260, 119607. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119607>
- Rahman, M. S., & Candolin, U. (2022). Linking animal behavior to ecosystem change. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 893453. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.893453>
- Ren, Q., Zhao, R., Wang, C., Li, S., Zhang, T., Ren, Z., Yang, M., Pan, H., Xu, S., Zhu, J., & Wang, X. (2017). The role of AChE in swimming behavior of *Daphnia magna*: Correlation analysis of both parameters affected by deltamethrin and methomyl exposure. *Journal of Toxicology*, 2017, 3265727. <https://doi.org/10.1155/2017/3265727>
- Rodrigues, J. N., Ortega, J. C. G., Petsch, D. K., Padial, A. A., Moi, D. A., & Figueiredo, B. R. S. (2023). A meta-analytical review of turbidity effects on fish mobility. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33(4), 1113–1127. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09785-4>

- Rodriguez, C., Silva, P., Moreira, L., Zacher, L., Fernandes, A., Bouyssou, R., Jalón-Rojas, I., Moller, O., García-Rodríguez, F., Pinho, G. L. L., & Fernandes, E. (2024). Trajectory, fate, and magnitude of continental microplastic loads to the inner shelf: A case study of the world's largest coastal shallow lagoon. *Science of the Total Environment*, 948, 174791. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174791>
- Silva, J. A., Martins, C. M., Guedes, T., & Martins, C. M. (2024). The use of integrative tools and multiple models for aquatic environmental quality assessment: A case study of the Mirim Lagoon, Southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-10498-0>
- Szabelak, A., & Bownik, A. (2021). Behavioral and physiological responses of *Daphnia magna* to salicylic acid. *Chemosphere*, 270, 128660. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128660>
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2002). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms* (5th ed.). USEPA.
- Valsan, G., Paul, M. M., Warriar, A. K., Vasudeva, M., Unnikrishnan, V. K., & Prabhu, S. (2024). Spatiotemporal variations of microplastics in the surface sediments of a tropical mangrove ecosystem in south-western India. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9, 100632. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100632>
- Vehniäinen, E.-R., & Kukkonen, J. V. K. (2015). Multixenobiotic resistance efflux activity in *Daphnia magna* and *Lumbriculus variegatus*. *Chemosphere*, 120, 309–313. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.014>
- Wallner-Kersanach, M., Costa, L. D. F., Mirlean, N., & Baumgarten, M. G. Z. (2014). Temporal evolution of sediment contamination in a subtropical estuary (Patos Lagoon, southern Brazil). *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(3), 399–412. <https://doi.org/10.5894/rgci596>
- Wang, L., Li, S., Ahmad, I. M., Zhang, G., Sun, Y., Wang, Y., Sun, C., Jiang, C., Cui, P., & Li, D. (2023). Global face mask pollution: Threats to the environment and wildlife, and potential solutions. *Science of the Total Environment*, 887, 164055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164055>

- Wong, B. B. M., & Candolin, U. (2015). Behavioral responses to changing environments. *Behavioral Ecology*, 26(3), 665–673. <https://doi.org/10.1093/beheco/aru183>
- Yin, J., Long, Y., Xiao, W., Liu, D., Tian, Q., Li, Y., Liu, C., Chen, L., & Pan, Y. (2023). Ecotoxicology of microplastics in *Daphnia*: A review focusing on microplastic properties and multiscale attributes of *Daphnia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 249, 114433. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114433>
- Zaghloul, A., Saber, M., & Abd-El-Hady, M. (2019). Physical indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bulletin of the National Research Centre*, 43, 120. <https://doi.org/10.1186/s42269-019-0162-2>
- Zimmerman, G., & Soreq, H. (2006). Termination and beyond: Acetylcholinesterase as a modulator of synaptic transmission. *Cell and Tissue Research*, 326(2), 655–669. <https://doi.org/10.1007/s00441-006-0239-8>

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Até o presente momento, os impactos letais e subletais decorrentes da remobilização e do transporte de contaminantes associados ao evento extremo de 2024 na Lagoa dos Patos não haviam sido reportados na literatura. Os achados preenchem essa lacuna e reforçam a necessidade de incorporar biomarcadores em protocolos de monitoramento ambiental, uma vez que os ensaios agudos tradicionais não foram suficientes para detectar os efeitos observados.

Em relação às perspectivas futuras, os resultados obtidos sugerem que a próxima etapa para compreender os efeitos da enchente sobre a qualidade da água da Lagoa dos Patos consiste em aprofundar a caracterização da água. A associação observada entre turbidez e respostas subletais indica que a identificação dos contaminantes presentes pode contribuir para esclarecer os mecanismos envolvidos nas respostas biológicas observadas. Nesse contexto, análises de determinação química da água poderão identificar classes de contaminantes biodisponíveis, como metais, pesticidas e fármacos. Adicionalmente, os microplásticos podem representar um indicador ambiental relevante nesse cenário, devido à sua persistência e ao potencial de atuar como carreadores de contaminantes. Assim, estudos futuros podem investigar a abundância, o tamanho, a morfologia e o tipo de polímero dos microplásticos presentes após o evento extremo, buscando compreender sua possível contribuição para os efeitos observados. A partir dessa caracterização, outra perspectiva importante consiste em avançar para ensaios de toxicidade crônica. Exposições prolongadas utilizando os potenciais contaminantes identificados no ambiente poderão permitir a avaliação de efeitos persistentes sobre comportamento, ativação do sistema MXR, crescimento, reprodução e sobrevivência em *Daphnia magna*, contribuindo para uma compreensão mais robusta das consequências ecológicas de longo prazo.