

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO
– CAMPUS RIO VERDE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA

**ECOTOXICIDADE DA ATRAZINA EM AMBIENTES AQUÁTICOS: UMA
INVESTIGAÇÃO COM ENFOQUE NA PLANÁRIA *Girardia tigrina***

Autora: Caroline Loureiro do Nascimento Silva
Orientador: Prof. Dr. Althiéris de Souza Saraiva
Coorientadora: Dra. Suzana Maria Loures de
Oliveira Marcionilio

RIO VERDE – GO
Outubro – 2023

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO
– CAMPUS RIO VERDE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA

ECOTOXICIDADE DA ATRAZINA EM AMBIENTES AQUÁTICOS:
UMA INVESTIGAÇÃO COM ENFOQUE NA PLANÁRIA *Girardia*
tigrina

Autora: Caroline Loureiro do Nascimento Silva
Orientador: Prof. Dr. Althiéris de Souza Saraiva
Coorientadora: Dra. Suzana Maria Loures de
Oliveira Marcionilio

Dissertação apresentada como parte das exigências para
obtenção do título de MESTRE EM AGROQUÍMICA, no
Programa de Pós-Graduação em Agroquímica do Instituto
Federal de Educação, Ciência e Tecnologia
Goiano – Campus Rio Verde - Área de concentração
Agroquímica Ambiental.

RIO VERDE – GO
Outubro – 2023

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

SC292e Silva, Caroline Loureiro Do Nascimento
ECOTOXICIDADE DA ATRAZINA EM AMBIENTES AQUÁTICOS:
UMA INVESTIGAÇÃO COM ENFOQUE NA PLANÁRIA *Girardia*
tigrina / Caroline Loureiro Do Nascimento Silva;
orientador Althiêris de Souza Saraiva; co-
orientadora Suzana Maria Loures de Oliveira
Marcionilio. -- Rio Verde, 2023.
70 p.

Dissertação (Mestrado em Mestrado em PPGAq -
Programa de Pós-Graduação em Agroquímica) -- Instituto
Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2023.

1. Herbicida. 2. Organismos aquáticos. 3.
Ecotoxicidade. 4. Impactos ambientais. 5.
Platelmintos. I. Saraiva, Althiêris de Souza,
orient. II. Marcionilio, Suzana Maria Loures de
Oliveira, co-orient. III. Título.

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano a disponibilizar gratuitamente o documento em formato digital no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

IDENTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO TÉCNICO-CIENTÍFICA

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese (doutorado) | <input type="checkbox"/> Artigo científico |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação (mestrado) | <input type="checkbox"/> Capítulo de livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia (especialização) | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC (graduação) | <input type="checkbox"/> Trabalho apresentado em evento |

Produto técnico e educacional - Tipo:

Nome completo do autor:

Caroline Loureiro do Nascimento Silva

Matrícula:

2021202310340001

Título do trabalho:

ECOTOXICIDADE DA ATRAZINA EM AMBIENTES AQUÁTICOS: UMA INVESTIGAÇÃO COM ENFOQUE NA PLANÁRIA *Girardia tigrina*

RESTRIÇÕES DE ACESSO AO DOCUMENTO

Documento confidencial: Não Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 01 / 02 / 2024

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O(a) referido(a) autor(a) declara:

- Que o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- Que obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autoria, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- Que cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Rio Verde, GO

25 / 01 / 2024

Local

Data

Caroline Loureiro do N. Silva

Assinatura do autor e/ou detentor dos direitos autorais

Ciente e de acordo:

Althieros de Sousa Saraiva

Assinatura do(a) orientador(a)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Documentos 81/2023 - SREPG/CMPR/CPG-RV/DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

ECOTOXICIDADE DA ATRAZINA EM AMBIENTES AQUÁTICOS: UMA INVESTIGAÇÃO COM
ENFOQUE NA PLANÁRIA *Girardia tigrina*

Autora: Caroline Loureiro do Nascimento Silva
Orientador: Althiéris de Souza Saraiva

TITULAÇÃO: Mestre em Agroquímica - Área de Concentração Agroquímica

APROVADA em 30 de outubro de 2023.

Dr. Bruno Silva Melo
Avaliador externo - Instituto
Espinhaço - Biodiversidade, Cultura e
Desenvolvimento Socioambiental

Prof. Dr. Fernando Henrique
Antoniolli Farache
Avaliador externo - IF Goiano /
Campus Rio Verde

Prof. Dr. Althiéris de Souza Saraiva
Presidente da Banca - IF Goiano / Campus Campos Belos

Documento assinado eletronicamente por:

- Bruno Silva Melo, Bruno Silva Melo - Professor Avaliador de Banca - Instituto Federal Goiano (1), em 30/10/2023 12:05:51.
- Fernando Henrique Antoniolli Farache, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 30/10/2023 12:02:14.
- Althieris de Souza Saraiva, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 30/10/2023 12:00:34.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 30/10/2023. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 543024
Código de Autenticação: 49446762e5



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, 01, Zona Rural, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3624-1000

AGRADECIMENTOS

A Deus, por todo cuidado que teve comigo nesses anos de mestrado, por toda sua bondade e proteção, pela sua misericórdia em minha vida, por renovar as minhas forças e conceder a oportunidade de conhecer e viver experiências incríveis ao lado de pessoas maravilhosas, sempre mostrando que nunca estarei sozinha.

Ao meu pai que não está mais presente na minha vida, mas sempre foi o meu maior incentivador. Agradeço a minha família, que nunca mediram esforços para me ajudar.

Serei eternamente grata ao meu orientador Althiéris de Souza Saraiva, por todo conhecimento e experiências que foram passados a mim, pela paciência e dedicação em orientar.

À minha amiga Milene Martins, que me acolheu carinhosamente na minha chegada em Rio Verde-GO, e que sempre esteve disposta a me ajudar sempre que precisei.

À minha amiga de laboratório Adriana Bernardes de Jesus.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa, pois essa foi responsável pela minha permanência no mestrado, e ao Programa de Mestrado em Agroquímica, pela oportunidade.

A todas as pessoas que contribuíram direta e indiretamente com a concretização dessa realização.

Ao Grupo de Pesquisa em Conservação de Agroecossistemas e Ecotoxicologia (CAE) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano (Campus Campos Belos e Campus Rio Verde), por todo apoio.

BIOGRAFIA DA AUTORA

Caroline Loureiro do Nascimento Silva, filha de Roberto Fernandes da Silva e Debora Loureiro do Nascimento, nasceu em Porto Velho, Estado de Rondônia. Possui formação na área ambiental. Em setembro de 2021, iniciou no curso de Mestrado em Agroquímica, Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, submetendo-se a defesa de dissertação em outubro de 2023.

ÍNDICE GERAL

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	2
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. Objetivo Geral.....	4
2.2. Objetivos Específicos.....	4
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	4
CAPÍTULO I.....	3
1. Introdução.....	3
2. Metodologia.....	4
3. Uso de atrazina na agricultura.....	5
3.1.1 Consequências de ATZ nas Respostas Fisiológicas dos Organismos Aquáticos.....	6
3.1.2 A Influência da Atrazina nas Respostas Comportamentais dos Organismos Aquáticos.....	7
4. Agrotóxicos no controle de plantas daninhas: atrazina.....	8
5. Princípio de ação da atrazina e seu potencial de contaminação.....	9
6. Impacto da atrazina no ambiente terrestre e aquático.....	11
7. Distribuição e persistência da atrazina em ambientes aquáticos.....	12
8. Efeitos da atrazina na vida aquática.....	12
10. Remediação.....	15
10.1 Métodos físicos.....	15
10.2 Métodos químicos.....	16
10.3 Métodos biológicos.....	17
10.4 Técnicas de tratamento combinadas.....	18
11. Sinergias e Interações.....	19
12. Perspectivas de mitigação e proteção ambiental.....	20
13. Platelmintos como bioindicadores de contaminação ambiental.....	21
14. Perspectivas futuras.....	22
15. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	22
16. REFERÊNCIAS.....	14
CAPÍTULO II.....	24
1. Introdução.....	25
2. Material e Métodos.....	26

2.1. Manutenção de criação dos organismos teste	27
2.2. Aquisição da ATZ	27
2.3. Teste de Sobrevivência	27
2.4. Ensaios de Pós-Exposição - Locomoção e Regeneração de <i>G. tigrina</i>	27
2.5. Reprodução de <i>G. tigrina</i>	28
2.6. Análise estatística	29
3. Resultados	29
3.1. Toxicidade letal de ATZ em <i>G. tigrina</i>	29
3.2. Composto Comercial (Panga 900 WG®)	29
3.2.1 Efeitos subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®) em planárias (<i>G. tigrina</i>)	29
3.3. Padrão Analítico	31
3.3.1. Efeitos subletais da ATZ em planárias (<i>G. tigrina</i>)	31
4. Discussão	33
3. Conclusão	35
4. Referências bibliográficas	35
CONCLUSÃO GERAL	39

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Propriedades físico-químicas da ATZ.....	10
--	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estrutura química da Atrazina.....	8
Figura 2. Efeitos de concentrações subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®) sobre pLMV de <i>G. tigrina</i> . Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste <i>post hoc</i> de Dunnett (após o teste F da ANOVA) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).	30
Figura 3. Regeneração de Fotorreceptores (a) e Regeneração de Quimiorreceptores (b) de <i>G. tigrina</i> submetidos aos efeitos de concentrações subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste <i>post hoc</i> de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).	30
Figura 4. Taxa de Fecundidade (a) e Taxa de Fertilidade (b) de <i>G. tigrina</i> submetidos aos efeitos de concentrações subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste <i>post hoc</i> de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).	31
Figura 5. Efeitos de concentrações subletais de ATZ (padrão analítico) no pLMV de <i>G. tigrina</i> . Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste <i>post hoc</i> de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).	31
Figura 6. Regeneração de Fotorreceptores (a) e Regeneração de Quimiorreceptores (b) de <i>G. tigrina</i> submetidos aos efeitos de concentrações subletais de ATZ (padrão analítico). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste <i>post hoc</i> de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).	32
Figura 7. Taxa de Fecundidade (a) e Taxa de Fertilidade (b) de <i>G. tigrina</i> submetidos aos efeitos de concentrações subletais de ATZ (padrão analítico). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste <i>post hoc</i> de Dunnett (após o teste F da ANOVA) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).	32

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES

PSII - Sistema Fotossintético II

°C – graus celsius

ng L⁻¹ – nanograma por litro

% - porcentagem

µg L⁻¹ – micrograma por litro

mg L⁻¹ – miligrama por litro

LC₅₀ – concentração letal

h - hora

mRNA – Ácido Desoxirribonucleico mensageiro

PCR - Reação em Cadeia da Polimerase

mL - mililitro

MOFs – Metal-Organic Framework

•OH - radical hidroxila

CO₃•⁻ - radical carbonato

CENO - Concentração de Efeito Não Observado

CEO - Concentração de Efeito Observado

ATZ - atrazina

K_{oc} - coeficiente de adsorção no solo

K_{ow} - Coeficiente de partição octanol/água

T^{1/2} - tempo de meia vida

mg/kg – miligrama por quilograma

ASTM - American Society for Testing and Materials

Ø - diâmetro

± - mais ou menos

pLMV - Planarian Locomotor Velocity

PET - Polietileno Tereftalato

ANOVA – Análise de variância

EROs – Espécies Reativas de Oxigênio

RESUMO

SILVA, C. L. N. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, outubro de 2023. Ecotoxicidade da Atrazina em Ambientes Aquáticos: Uma Investigação com Enfoque na Planária *Girardia tigrina*. Orientador: Althiéris de Souza Saraiva. Coorientadora: Suzana Maria Loures de Oliveira Marcionilio.

Esta dissertação aborda a ecotoxicidade da atrazina (ATZ), um herbicida amplamente utilizado na agricultura por causa das eficazes propriedades no controle de plantas daninhas. No entanto, seu uso suscita preocupações pela persistência no solo e ao potencial impacto em ecossistemas aquáticos. No primeiro capítulo, explora-se a ampla gama de impactos da ATZ em organismos aquáticos. A ATZ é uma ferramenta vital na agricultura, inibindo a fotossíntese nas plantas daninhas e, frequentemente, aplicada como pré-emergente. No entanto, a persistência no solo pode levar à contaminação de águas subterrâneas, afetando a qualidade da água. Este capítulo examina como a ATZ afeta peixes, anfíbios e invertebrados aquáticos, demonstrando impactos diversos, incluindo problemas respiratórios, malformações, redução na disponibilidade de alimento e interações complexas com outros estressores ambientais. No segundo capítulo, o foco estreita-se para a planária *Girardia tigrina*. Este organismo bioindicador é estudado em relação à ATZ, tanto na forma de um composto comercial como em seu padrão analítico. Os resultados revelam que ambos os padrões afetam significativamente a planária *G. tigrina*, prejudicando sua locomoção, capacidade de regeneração e reprodução. Este estudo certamente contribuirá significativamente para a ciência da ecotoxicologia, fornecendo informações essenciais sobre os impactos da atrazina em organismos aquáticos, abordando tanto a forma comercial quanto o padrão analítico. Esses resultados podem auxiliar na avaliação de riscos ambientais e na formulação de regulamentações mais precisas para o uso responsável de herbicidas, como a ATZ. As agências de proteção ambiental podem beneficiar-se dessas descobertas ao desenvolver estratégias de manejo que visem a minimização dos impactos da ATZ em ecossistemas aquáticos, protegendo a biodiversidade e a qualidade da água. Além disso, este estudo enfatiza a importância contínua da pesquisa para a compreensão e mitigação dos impactos de poluentes em ambientes aquáticos.

ABSTRACT

This dissertation addresses the ecotoxicity of atrazine (ATZ), a widely used herbicide in agriculture due to its effective properties in weed control. However, its use raises concerns due to its persistence in the soil and its potential impact on aquatic ecosystems. In the first chapter, it was explored the wide range of ATZ impacts on aquatic organisms of various species. ATZ is a vital tool in agriculture, inhibiting photosynthesis in weeds and often applied as a pre-emergent herbicide. However, its persistence in the soil can lead to groundwater contamination, affecting water quality. This chapter examines how ATZ affects fish, amphibians, and aquatic invertebrates, demonstrating diverse impacts, including respiratory problems, malformations, reduced food availability, and complex interactions with other environmental stressors. In the second chapter, the focus narrows to the planarian *Girardia tigrina*. This bioindicator organism is studied in relation to ATZ, both in the form of a commercial compound and its analytical standard. The results reveal that both standards significantly affect *G. tigrina*, impairing its locomotion, regenerative capacity, and reproduction. This study will undoubtedly make a significant contribution to the ecotoxicology science by providing essential information about the impacts of atrazine on aquatic organisms, addressing both the commercial and analytical standard forms. These findings can assist in the assessment of environmental risks and the development of more precise regulations for the responsible use of herbicides, such as ATZ. Environmental protection agencies can benefit from these discoveries when developing management strategies aimed at minimizing the ATZ impacts on aquatic ecosystems, thereby safeguarding biodiversity and water quality. Furthermore, this study emphasizes the ongoing importance of research for understanding and mitigating the impacts of pollutants in aquatic environments.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O herbicida atrazina (ATZ), cujo nome químico é 1-cloro-3-etilamino-5-isopropilamino-2,4,6-triazina, tem sido amplamente utilizado em pré-emergência e pós-emergência desde a década de 1950 para controlar o crescimento de plantas herbáceas anuais e ervas daninhas de folhas largas (Matthews, 2018; Olabote *et al.*, 2021). Este tipo de herbicida é seletivo, visando a proteína D1 do sistema fotossintético II (PSII) para inibir a fotossíntese da planta.

A ATZ é um herbicida amplamente empregado na agricultura pela eficácia no controle de plantas daninhas, desempenhando papel fundamental na garantia de colheitas sustentáveis. Este composto químico é aplicado em diversas culturas, desempenhando papel crucial na produção de alimentos no mundo (Barroso *et al.*, 2023; Mussali-Galante *et al.*, 2023). Contudo, seu uso não está isento de controvérsias devido aos problemas ambientais e de saúde associados a este herbicida.

O uso extensivo da ATZ na agricultura está associado a várias preocupações ambientais e de saúde. A contaminação de corpos d'água, como rios, lagos e lençóis freáticos, é um dos principais problemas. A ATZ pode ser lixiviada do solo e transportada pela água da chuva, chegando a esses ecossistemas aquáticos. Além disso, essa substância representa risco para a vida aquática, podendo afetar peixes, anfíbios e outros organismos aquáticos (Campanale *et al.*, 2022). Além disso, existem preocupações sobre os potenciais efeitos na saúde humana, pois a exposição à ATZ tem sido associada a problemas de saúde, como distúrbios endócrinos e câncer (Horzmann *et al.*, 2022).

Desde a década de 1970, o herbicida ATZ tem sido usado na aquicultura para eliminar plantas aquáticas, musgo e algas nocivas, além de ser empregado em solos agrícolas no controle de plantas daninhas, resultando na liberação de resíduos no ambiente aquático. Essa bioacumulação segue pela cadeia alimentar, representando risco para a saúde humana. Além disso, o ATZ foi classificado como um 'carcinógeno humano' e desregulador do sistema endócrino (Fenton *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2009; Alsen *et al.*, 2021).

A exposição ao herbicida ATZ pode resultar em desenvolvimento sexual anormal, distúrbios endócrinos, feminização de animais aquáticos e até aumento do risco de câncer (Crisp *et al.*, 1998; Waring *et al.*, 2005; McLachlan *et al.*, 2006; Hayes *et al.*, 2010). Portanto, é crucial encontrar maneiras de reduzir a presença de ATZ no meio ambiente, uma questão que preocupa a comunidade científica.

Os ecossistemas aquáticos são particularmente suscetíveis aos impactos do ATZ pela ligação direta com a água. Esses ecossistemas englobam rios, lagos, pântanos e outros habitats aquáticos, desempenhando papel fundamental na biodiversidade e na qualidade da água. A contaminação por ATZ pode afetar a biodiversidade aquática, ameaçando a sobrevivência de várias espécies e o equilíbrio ecológico desses ambientes (Ribeiro *et al.*, 2022). Além disso, esses ecossistemas desempenham papel crucial na purificação da água, contribuindo para a qualidade da água potável e, portanto, para a saúde humana.

Para investigar os efeitos do ATZ nos ecossistemas aquáticos, a planária *Girardia tigrina* emerge como um organismo de interesse. A planária é um organismo de água doce encontrado em diversos ambientes aquáticos (Simão *et al.*, 2022). Devido à posição na cadeia alimentar e à sensibilidade a substâncias tóxicas, a planária pode servir como um organismo indicador valioso para avaliar a toxicidade do ATZ em ecossistemas aquáticos.

Estudos recentes, como os de Mahmoud *et al.* (2022), Gagnetten (2023), Wang *et al.* (2022), têm investigado os efeitos do ATZ em organismos aquáticos, revelando uma série de impactos, incluindo alterações nas respostas fisiológicas, como no sistema endócrino e no metabolismo, efeitos comportamentais, como alterações na locomoção e na alimentação. Esses efeitos podem afetar a sobrevivência e o sucesso reprodutivo dos organismos aquáticos, com implicações para a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Em resumo, esta pesquisa visa aprofundar a compreensão dos efeitos do ATZ na planária *Girardia tigrina*, fornecendo percepções sobre sua sensibilidade, mecanismos de resposta e possíveis impactos nos ecossistemas aquáticos. Além disso, esta pesquisa tem como objetivo preencher lacunas de conhecimento existentes, apoiando medidas de conservação e contribuindo para a tomada de decisões relacionadas ao manejo adequado de herbicidas à base de ATZ em ecossistemas de água doce tropical. Tais lacunas incluem a compreensão dos mecanismos subjacentes às respostas da

planária, e os efeitos a longo prazo em populações e comunidades aquáticas. Preencher essas lacunas é fundamental para a compreensão mais abrangente dos impactos do ATZ nos ecossistemas aquáticos e para o desenvolvimento de estratégias de manejo mais eficazes e sustentáveis.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Investigar as respostas fisiológicas e comportamentais da planária *G. tigrina* à toxicidade de herbicidas à base de ATZ, por meio de uma abordagem composta por dois capítulos. O primeiro capítulo consistiu em uma revisão bibliográfica abrangente, que visa aprofundar o conhecimento sobre os efeitos da ATZ em organismos de água doce. O segundo capítulo foi dedicado à coleta de dados ecotoxicológicos, incluindo exposição controlada da planária *G. tigrina* a diferentes concentrações de herbicidas à base de ATZ, seguida pela avaliação das respostas fisiológicas e comportamentais do organismo.

2.2. Objetivos Específicos

Realizar uma revisão bibliográfica abrangente sobre os efeitos da ATZ em organismos aquáticos, com ênfase nas respostas fisiológicas e comportamentais.

Investigar os efeitos da exposição crônica à ATZ na planária *G. tigrina*, avaliando parâmetros, como taxa de sobrevivência, locomoção, regeneração e reprodução com vistas a determinação de concentrações seguras (CENO – Concentração de Efeito Não Observado) e não seguras (CEO – Concentração de Efeito Observado).

Comparar os resultados obtidos com estudos anteriores sobre a ATZ em outros organismos aquáticos, buscando identificar semelhanças e diferenças nas respostas fisiológicas e comportamentais.

Fornecer subsídios para a tomada de decisões e orientar práticas agrícolas mais sustentáveis em relação ao uso de herbicidas à base de ATZ, contribuir para a compreensão dos efeitos da ATZ na planária *G. tigrina* e propor medidas de conservação e manejo adequado de ecossistemas aquáticos frente à presença desse herbicida.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALSEN, Mathilda et al. Endocrine disrupting chemicals and thyroid cancer: an overview. **Toxics**, v. 9, n. 1, p. 14, 2021.

BARROSO, Gabriela Madureira et al. Phytoremediation: A green and low-cost technology to remediate herbicides in the environment. **Chemosphere**, p. 138943, 2023.

CAMPANALE, Claudia et al. An Overall Perspective for the Study of Emerging Contaminants in Karst Aquifers. **Resources**, v. 11, n. 11, p. 105, 2022.

CHEN, Cheng et al. Photolytic destruction of endocrine disruptor atrazine in aqueous solution under UV irradiation: Products and pathways. **Journal of hazardous materials**, v. 172, n. 2-3, p. 675-684, 2009.

CRISP, Thomas M. et al. Environmental endocrine disruption: an effects assessment and analysis. **Environmental health perspectives**, v. 106, n. suppl 1, p. 11-56, 1998.

FENTON, Suzanne E. Endocrine-disrupting compounds and mammary gland development: early exposure and later life consequences. **Endocrinology**, v. 147, n. 6, p. s18-s24, 2006.

GAGNETEN, Ana M. et al. Atrazine characterization: An update on uses, monitoring, effects, and environmental impact, for the development of regulatory policies in Argentina. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 19, n. 3, p. 684-697, 2023.

HAYES, Tyrone B. et al. Atrazine induces complete feminization and chemical castration in male African clawed frogs (*Xenopus laevis*). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 10, p. 4612-4617, 2010.

HORZMANN, Katharine A. et al. Anxiety-related behavior and associated brain transcriptome and epigenome alterations in adult female zebrafish exposed to atrazine during embryogenesis. **Chemosphere**, v. 308, p. 136431, 2022.

MAHMOUD, Fatma Abdel-Regal et al. Impact of atrazine and nitrate on liver and kidney of egyptian toad *Sclerophrys regularis*: bioindicator alarming on ecosystem. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 44, 2022.

MATTHEWS, Graham A. **A history of pesticides**. Cabi, 2018.

MCLACHLAN, John A.; SIMPSON, Erica; MARTIN, Melvenia. Endocrine disrupters and female reproductive health. **Best Practice & Research Clinical Endocrinology & Metabolism**, v. 20, n. 1, p. 63-75, 2006.

MUSSALI-GALANTE, Patricia et al. Biobeds, a Microbial-Based Remediation System for the Effective Treatment of Pesticide Residues in Agriculture. **Agriculture**, v. 13, n. 7, p. 1289, 2023.

OLABODE, O. S. et al. EVALUATION OF ALTERNATIVE PRE-EMERGENCE HERBICIDES TO ATRAZINE FOR WEED CONTROL ON MAIZE (*Zea mays* L.) Plot In OGBOMOSO, SOUTHWEST NIGERIA. **EVALUATION**, v. 4, n. 4, p. 40-45, 2021.

RIBEIRO, Yves Moreira et al. Adverse effects of herbicides in freshwater Neotropical fish: A review. **Aquatic Toxicology**, p. 106293, 2022.

SIMÃO, Fátima CP et al. Oxidative status of planarians is differently affected by PAHs: 3-5 Benzene ring compounds. **Environmental Advances**, v. 8, p. 100201, 2022.

WANG, Meng et al. Occurrence and removal of triazine herbicides during wastewater treatment processes and their environmental impact on aquatic life. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 8, p. 4557, 2022.

WARING, R. H.; HARRIS, R. M. Endocrine disrupters: a human risk?. **Molecular and cellular endocrinology**, v. 244, n. 1-2, p. 2-9, 2005.

CAPÍTULO I

Efeitos da Atrazina em Organismos Não alvo: Uma Abordagem com Ênfase em Organismos de Água Doce

Resumo:

A atrazina (ATZ) é um herbicida amplamente empregado na agricultura, porém a presença em ecossistemas aquáticos pode acarretar impactos negativos. Esta revisão bibliográfica aborda os efeitos da ATZ em organismos aquáticos, concentrando-se nas respostas fisiológicas e comportamentais. Diversas espécies foram analisadas, incluindo peixes, anfíbios, invertebrados e plantas aquáticas. Além disso, foram documentadas alterações no comportamento, abrangendo aspectos como alimentação, atividade locomotora e reprodução. Os efeitos da ATZ nos ecossistemas aquáticos, incluindo a influência na biodiversidade e nas cadeias alimentares, também são discutidos. Esta revisão explora os mecanismos de toxicidade, incluindo as interações com receptores hormonais, as sinergias e interações com outros poluentes. Além disso, são apresentadas estratégias de mitigação e conservação ambiental, destacando a importância das boas práticas agrícolas. A revisão identifica lacunas no conhecimento atual e sugere áreas para pesquisas futuras. Em última análise, enfatiza a necessidade premente de uma compreensão mais profunda dos efeitos da ATZ nos organismos aquáticos e a implementação de medidas eficazes para reduzir sua contaminação.

Palavras-chave: Herbicida, Organismos aquáticos, Ecotoxicidade, Impactos ambientais.

1. Introdução

A ATZ é um herbicida amplamente utilizado na agricultura para o controle de plantas daninhas, principalmente em plantações de milho, sorgo e cana-de-açúcar. Sua eficácia no combate às plantas daninhas e sua persistência no ambiente têm contribuído para sua popularidade como agente de controle de plantas indesejadas (De Almeida *et al.*, 2023). No entanto, a presença frequente de ATZ em corpos d'água tem gerado preocupações significativas, uma vez que esse composto químico pode ter efeitos adversos sobre os organismos aquáticos.

Os organismos aquáticos desempenham papel vital, contribuindo para a estabilidade e o equilíbrio desses sistemas aquáticos. Eles desempenham funções-chave, como a ciclagem de nutrientes, o controle populacional e a manutenção da qualidade da água. Portanto, é essencial compreender os possíveis impactos da exposição à ATZ nesses organismos e nos ecossistemas aquáticos como um todo (Zhang *et al.*, 2022). Nas últimas décadas, inúmeros estudos têm investigado os efeitos tóxicos da ATZ em organismos aquáticos, abrangendo desde peixes e invertebrados até plantas aquáticas (Bartell *et al.*, 2013; Deidda *et al.*, 2021; Gagneten *et al.*, 2023; Giddings, 2005; Nair; Bartell; Brain,

2015). Essas pesquisas têm buscado identificar os efeitos adversos da exposição à ATZ em níveis fisiológicos, comportamentais, bioquímicos e populacionais desses organismos.

Os efeitos da ATZ em organismos aquáticos podem variar dependendo de fatores como a concentração do herbicida, o tempo de exposição, a via de exposição (por exemplo, ingestão ou contato direto) e as características específicas dos organismos e ecossistemas estudados (Smith *et al.*, 2021; Stradtman; Freeman, 2021). Além disso, interações com outros compostos químicos presentes no ambiente aquático podem influenciar os efeitos observados (Yoon *et al.*, 2019). Diversos estudos têm demonstrado que a exposição à ATZ pode levar a variedade de respostas negativas nos organismos aquáticos. Essas respostas incluem efeitos na reprodução, no desenvolvimento embrionário, no sistema hormonal, na função respiratória, na resposta imunológica e na estrutura das comunidades aquáticas (Destro *et al.*, 2021; Cestonaro *et al.*, 2022; Khatib; Rychter; Falfushynska, 2022; Kumar *et al.*, 2023; Mukhopadhyay; Duttagupta; Mukherjee, 2022; Yang *et al.*, 2021). Além disso, estudos têm investigado a capacidade dos organismos adaptarem-s ou desenvolverem mecanismos de resistência à ATZ (Cheng *et al.*, 2023; Sena *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2021; Hutton; Brander, 2023).

Através desta revisão, tem como objetivo oferecer a visão abrangente dos efeitos tóxicos da ATZ em organismos aquáticos, auxiliando na tomada de decisões para a gestão de recursos hídricos e na proteção da vida aquática. Compreender os impactos potenciais da exposição à ATZ é fundamental para promover práticas agrícolas sustentáveis, mitigar os riscos ambientais e garantir a conservação dos ecossistemas aquáticos. Por fim, espera-se contribuir para o avanço do conhecimento científico sobre a toxicidade da ATZ em organismos aquáticos, fornecendo informações valiosas para pesquisadores, gestores ambientais e tomadores de decisão. Essas informações podem ser utilizadas para embasar políticas de regulamentação mais efetivas, monitoramento ambiental adequado e desenvolvimento de estratégias de mitigação para minimizar os efeitos adversos da ATZ nos ecossistemas aquáticos.

No entanto, apesar do conhecimento acumulado, ainda existem lacunas e desafios a serem superados. Portanto, o objetivo deste estudo é examinar e sintetizar a literatura existente sobre a toxicidade da ATZ em organismos aquáticos, considerando diferentes grupos taxonômicos e níveis de organização. Além disso, busca-se identificar lacunas de pesquisa e áreas que requerem maior investigação, destacar as principais descobertas e desafios enfrentados na compreensão dos efeitos da ATZ em organismos aquáticos.

2. Metodologia

A abordagem metodológica adotada para esta pesquisa foi qualitativa e descritiva, com o método principal de coleta de dados baseado em pesquisa bibliográfica. A pesquisa bibliográfica foi conduzida em bases de dados eletrônicas específicas, incluindo Science Direct, PubMed, Scopus e Web of Science. Termos de pesquisa em português, como "atrazina," "herbicida atrazina," "toxicidade em organismos aquáticos" e "agricultura," e seus equivalentes em inglês, "atrazine," "atrazine herbicide," "toxicity in aquatic organisms" e "agriculture," foram utilizados, sendo delimitado o período de busca para ocorrer entre 1964 a 2022. Operadores booleanos "AND" e "OR" foram aplicados para combinar os termos de pesquisa.

A pesquisa excluiu trabalhos publicados em anais de eventos, dissertações, teses e artigos fora do escopo da temática. Além disso, a pesquisa foi limitada a um período de tempo específico para garantir a inclusão de estudos relevantes. A seleção de estudos relevantes ocorreu com base na análise de títulos e resumos encontrados durante a pesquisa. Leituras completas dos estudos selecionados foram realizadas para confirmar a conformidade com critérios de inclusão, incluindo relevância, metodologia adequada e foco em organismos aquáticos. Anotações detalhadas sobre espécies estudadas, concentrações de ATZ, métodos de exposição e resultados foram registradas.

Além disso, no âmbito dos estudos incorporados avaliou-se qualidade metodológica e identificou-se limitações. Resultados foram minuciosamente avaliados em relação ao objetivo geral da pesquisa. Comparações entre os estudos destacaram discrepâncias ou concordâncias na literatura. Durante a revisão, lacunas no conhecimento que necessitam de investigações futuras foram identificadas.

3. Uso de atrazina na agricultura

A ATZ é um herbicida amplamente utilizado na agricultura, pertencente à classe das triazinas, e é conhecida por seu papel no controle de plantas daninhas em diversas culturas e possui a seguinte fórmula química: $C_8H_{14}ClN_5$ (Jari *et al.*, 2022). Sua estrutura é caracterizada por um anel de triazina central, composto por três átomos de nitrogênio e três átomos de carbono, com grupos de hidrogênio e cloro ligados aos átomos de carbono. Essa estrutura é típica de herbicidas da classe das triazinas (Foschi *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023).

As propriedades físico-químicas da ATZ podem ser divididas em estado físico, solubilidade e persistência (Christensen *et al.*, 2022; Urseler *et al.*, 2022; Yu *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2021). No estado físico, a ATZ é geralmente encontrada como um sólido cristalino branco a amarelado (Aderson, 2023; Silva *et al.*, 2023). Quanto à solubilidade, é moderadamente solúvel em água, tornando-a adequada para aplicações em pulverização (Cordon *et al.*, 2022; Mirzaei *et al.*, 2023). No entanto, sua característica mais notável é a persistência no solo, levantando preocupações com a lixiviação e a contaminação de águas subterrâneas (Chang *et al.*, 2022; Lutri *et al.*, 2022). As

propriedades herbicidas da ATZ tornam-na eficaz no controle de plantas indesejadas, proporcionando benefícios significativos para a produção de alimentos (Li *et al.*, 2022; Lima *et al.*, 2022).

A ATZ age inibindo a fotossíntese nas plantas daninhas, interrompendo seu crescimento e desenvolvimento (Begović *et al.*, 2023; Bibi *et al.*, 2019; Rostami *et al.*, 2021). Frequentemente, é aplicada como pré-emergente, antes do plantio das culturas, para evitar a concorrência com as plantas daninhas, desde o início do ciclo de crescimento das culturas (Broster *et al.*, 2023). Tornando-a uma ferramenta valiosa para os agricultores no manejo de plantas invasoras, permitindo o aumento da produtividade agrícola.

No entanto, por causa da persistência no solo e a preocupação com a contaminação de águas subterrâneas, o uso da ATZ é regulamentado em muitos países, com diretrizes específicas para a aplicação responsável e segura desse herbicida. Em síntese, a ATZ desempenha papel significativo na agricultura moderna como herbicida eficaz para o controle de plantas daninhas, auxiliando os agricultores a proteger suas culturas e garantir a produção de alimentos (Gagneten *et al.*, 2023). No entanto, seu uso requer cuidados e regulamentações para minimizar impactos ambientais e proteger a qualidade da água.

3.1.1 Consequências de ATZ nas Respostas Fisiológicas dos Organismos Aquáticos

A exposição à ATZ pode desencadear uma série de respostas fisiológicas nos organismos aquáticos, afetando diversos sistemas e processos biológicos. Essa substância tem a capacidade de influenciar o metabolismo dos organismos aquáticos, afetando a taxa de consumo de oxigênio, a produção de energia e o equilíbrio de nutrientes (Gao *et al.*, 2019; Xue *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2022). Tais alterações podem levar a mudanças significativas no comportamento alimentar e no crescimento desses organismos (Amoatey; Baawain, 2019; Zaluski *et al.*, 2022). Como resultado da exposição à ATZ, ocorre aumento na produção de espécies reativas de oxigênio (EROs) nos organismos aquáticos, e desencadeia um fenômeno conhecido como estresse oxidativo (Kaur, 2019). Esse processo provoca danos às células e biomoléculas, como lipídios, proteínas e DNA (Li *et al.*, 2022; Mahmood *et al.*, 2022).

A ATZ também pode suprimir o sistema imunológico dos organismos aquáticos, tornando-os mais suscetíveis a doenças e infecções. Esse enfraquecimento compromete a capacidade de defesa dos organismos contra patógenos e, portanto, representa ameaça significativa à saúde desses seres (Galbiati *et al.*, 2021; Kreutz *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2023). Além disso, a ATZ é conhecida pela capacidade de interferir no sistema endócrino dos organismos aquáticos, atuando como disruptor endócrino. Sendo reportado por afetar a regulação hormonal, a reprodução e o desenvolvimento sexual de peixes e anfíbios (Nash; Ryan, 2023).

A exposição à ATZ pode causar danos diretos às células dos organismos aquáticos, incluindo a ruptura da membrana celular, alterações na função mitocondrial e a indução de apoptose, que é a morte celular programada (Atamanalp *et al.*, 2021; Sadeghnia *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2019). Ademais, os organismos aquáticos têm a capacidade de desenvolver mecanismos de adaptação ou resistência à ATZ ao longo do tempo (Liang *et al.*, 2023).

3.1.2 A Influência da Atrazina nas Respostas Comportamentais dos Organismos Aquáticos

A presença da ATZ em ambientes aquáticos pode deflagrar uma variedade de respostas comportamentais nos organismos aquáticos, que, por sua vez, afetam aspectos críticos como sua sobrevivência, reprodução e interações sociais. Em resposta à exposição à ATZ, organismos aquáticos, incluindo peixes e invertebrados, podem ajustar seus padrões de alimentação. Frequentemente traduzindo em diminuição na ingestão de alimentos, uma vez que os organismos experimentam um nível elevado de estresse causado pela presença desse herbicida (Banaee, 2022).

Além disso, a exposição à ATZ pode impactar significativamente a atividade locomotora dos organismos aquáticos (Adedara *et al.*, 2021; Dos Santos Araújo *et al.*, 2023; Tai *et al.*, 2021; Zaluski *et al.*, 2022). Algumas espécies tornam-se menos ativas, reduzindo sua busca por alimentos ou abrigo, enquanto outras podem manifestar comportamentos hiperativos em resposta ao estresse (Deidda *et al.*, 2021; Patra; Mukherjee, 2022). Com frequência, os organismos aquáticos dependem de padrões de migração para encontrar água limpa, alimentos e condições adequadas para a reprodução. A presença da ATZ nos corpos d'água pode interferir nos padrões de migração, afetando as rotas (Bhat *et al.*, 2022; Gillson *et al.*, 2022; Tierney; Pyle, 2023). Vale destacar que a ATZ pode ter efeitos adversos na reprodução dos organismos aquáticos, resultando na redução da fertilidade, anomalias no desenvolvimento dos embriões e diminuição do sucesso reprodutivo, com implicações a longo prazo para as populações (Maclaren, 2023).

Organismos que vivem em grupos sociais, como os peixes que formam cardumes, podem ter as interações sociais afetadas pela presença da ATZ. Comportamentos sociais, incluindo coesão do grupo e hierarquia social, podem ser perturbados (Geng; Peterson, 2019; Sadeghnia *et al.*, 2022; Zaluski *et al.*, 2022). Muitos organismos aquáticos têm a capacidade de detectar substâncias tóxicas, como a ATZ, e frequentemente exibem comportamentos de evasão na tentativa de escapar de áreas contaminadas. Além disso, o estresse induzido pela exposição à ATZ pode levar a comportamentos defensivos ou de esquiva (Mello *et al.*, 2023). Ademais, as respostas comportamentais podem ter implicações significativas na dinâmica das populações e na estrutura dos ecossistemas aquáticos (Zaluski *et al.*, 2022; Dornbrack, 2023).

4. Agrotóxicos no controle de plantas daninhas: atrazina

Os herbicidas são agrotóxicos aplicados em várias culturas, a fim de controlar ervas daninhas após a absorção dos produtos químicos pelas folhas, caules ou raízes (Kim *et al.*, 2017). Esses compostos químicos têm diferentes mecanismos de ação e podem ser classificados como reguladores de crescimento, desreguladores da membrana celular e inibidores (Lushchak *et al.*, 2018). Eles podem afetar o crescimento da muda, a fotossíntese e a biossíntese de aminoácidos, lipídios e pigmentos (Lushchak *et al.*, 2018).

A ATZ (Figura 1) é um herbicida sintético disponível no mercado há mais de 50 anos. Foi patenteado na Suíça em 1958 e registrado para uso comercial nos Estados Unidos em 1959, passando a ser utilizado mundialmente (Solomon *et al.*, 1996). Porém seu uso tem sido polêmico pela persistência e mobilidade, em ser detectado no solo, plantações, pastagens, reservatórios de abastecimento público de água, lençóis freáticos, córregos, lagos, rios, mares e até geleiras em áreas remotas (De Albuquerque *et al.*, 2020).

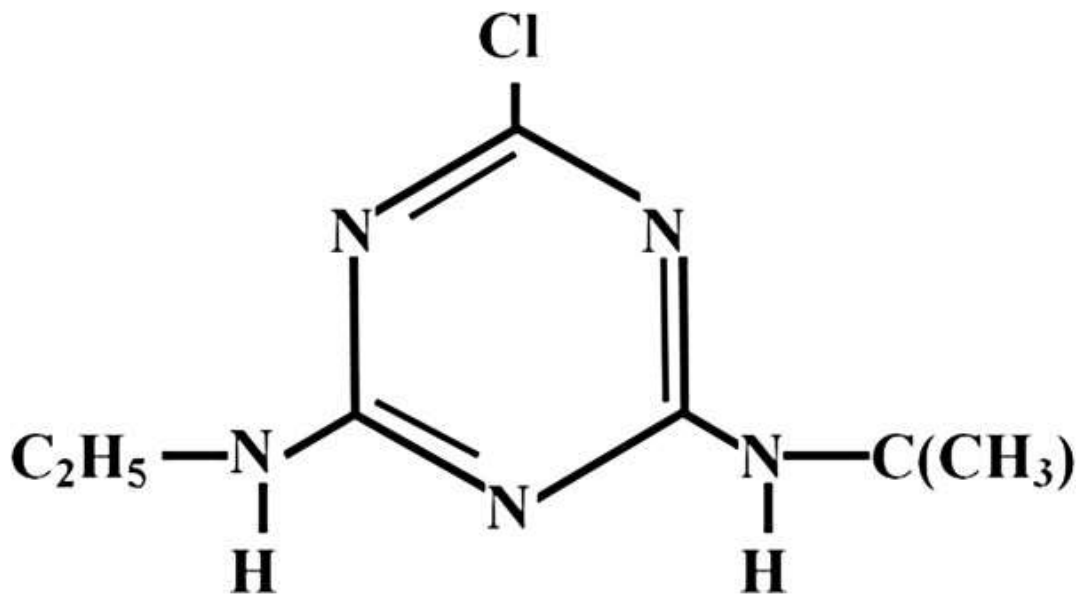


Figura 1. Estrutura química da Atrazina (Grcic; Koprivanac; Vujevic, 2009; Norouzi *et al.*, 2012; Sharma; Kumar; Joseph, 2008).

Devido ao alto potencial da ATZ em contaminar as águas subterrâneas, em 2004 este herbicida foi retirado da lista de produtos aprovados na União Europeia (Ackerman, 2007). No entanto, a ATZ ainda é amplamente utilizada na agricultura em outros países, com destaque para os Estados Unidos, Brasil, China e Índia (Balakrishnan; Athilakshmi, 2016).

Dados do início dos anos 2000 já reportavam que a quantidade de ATZ usada na China é de até 5.000 toneladas por ano (Jin; Ke, 2002). Na Índia, o consumo anual de ATZ atingiu 340 toneladas em 2008 (Kadian *et al.*, 2008). No Brasil, foram comercializadas 24.731 toneladas do herbicida em

2017 (BRASIL, 2019), enquanto nos Estados Unidos são aplicadas mais de 30.000 toneladas anuais (Pascal-Lorber; Laurent, 2011).

Mesmo depois de ser banida, a ATZ continua a ser detectada nas águas costeiras europeias. Um exemplo é o Mar Egeu, que é influenciado pela troca de água com o Mar de Mármara e o Mar Negro, que faz fronteira com países onde a ATZ ainda é usada (Nödler *et al.*, 2013). Mostrando que mesmo a proibição de produtos químicos em nível internacional é incapaz de evitar a contaminação contínua (Nödler *et al.*, 2013). Resíduos de ATZ foram detectados na urina de gestantes, quando o composto já havia sido proibido, na região da Bretanha, na França (Chevrier *et al.*, 2011). Na Croácia, resíduos de ATZ foram encontrados em amostras de urina de trabalhadores rurais, antes e depois da aplicação do produto químico (Mendaš *et al.*, 2012).

5. Princípio de ação da atrazina e seu potencial de contaminação

A ATZ (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina) é um herbicida seletivo pré e pós-emergente usados para controlar ervas daninhas em cultivos incluindo milho, sorgo, cana-de-açúcar e abacaxi, bem como em paisagismo (Nwani *et al.*, 2010). Esse pesticida atua no organismo-alvo inibindo a fotossíntese, bloqueando o transporte de elétrons no fotossistema II (Tomar; Singh; Jajoo, 2019). O bloqueio ocorre porque a ATZ liga-se ao sítio de ligação da plastoquinona Q B (aceptor de elétrons), consequentemente interrompendo o fluxo de elétrons entre os fotossistemas (Marchi *et al.*, 2008). Com essa inibição, os elétrons não são convertidos em energia química e impõem alta carga de energia nas moléculas de clorofila, levando à peroxidação lipídica nas membranas, destruição da clorofila da folha, inibição da síntese de carboidratos, redução do estoque de carbono e acúmulo de dióxido de carbono nas células vegetais (Marchi *et al.*, 2008).

A ATZ é considerada um herbicida seletivo, possibilitando seu uso em diversas safras. Devido às diferentes vias metabólicas e taxas de metabolização do produto químico em plantas daninhas e plantações, as espécies que são resistentes convertem rapidamente o herbicida em metabólitos não tóxicos (Roman *et al.*, 2007). No caso da aplicação em pré-emergência, a ATZ é absorvida pelas plantas através das raízes, sendo posteriormente transportada no xilema até as folhas, e sua ação causa clorose, necrose e morte. Na aplicação em pós-emergência, o produto químico é absorvido pelas folhas (Souza *et al.*, 2012).

A ATZ tem baixas pressões de vapor, é moderadamente solúvel em água, com solubilidade de 35,0 mg/L, tem baixo coeficiente de adsorção no solo (K_{oc}) $100 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ e um coeficiente de partição octanol/água ($\log K_{ow}$) de 2,7 (Tabela 1) (Balci *et al.*, 2009, Carmo *et al.*, 2013). Porém, apresenta alto potencial para contaminar os lençóis freáticos, visto que é pouco adsorvido na fração orgânica do solo, apresentando, consequentemente, alto potencial de lixiviação, principalmente em perfil de solo bem estruturado com macroporos (Dias *et al.*, 2018).

Tabela 1. Propriedades físico-químicas da ATZ

Pesticida	Atrazina
Solubilidade em água mg/L	35 ^a
Log K_{ow}	2,7 ^a
T^{1/2} Campo (dias)	29 ^a
T^{1/2} Água e Sedimento (dias)	80 ^a
Potencial de Lixiviação	2,54 ^a
Concentração ambientalmente relevante no solo mg/kg	0,5 e 2,5 ^b
Concentração ambientalmente relevante na água mg/kg	3452 µg/L

K_{ow} = Coeficiente de partição octanol/água; T^{1/2} = tempo de meia vida; ^aValores obtidos a partir da base de dados Pesticide Properties DataBase- University of Hertfordshire¹. ^bWang et al. (2012). Índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) ≥ 2,8 indica alta capacidade de lixiviação, ≤ 1,8 = Baixo potencial de lixiviação e < 0 = Potencial de lixiviação muito baixo (GOSS, 1992; (SHIPITALO; OWENS, 2003; GONZALEZ et al., 2020).

Quando liberada no meio ambiente, a ATZ sofre reações químicas, fotoquímicas e biológicas que são responsáveis por sua degradação em outros compostos (Chevrier *et al.*, 2011), cada produto de transformação varia em sua persistência e toxicidade (Graymore *et al.*, 2001). Exemplos são seus produtos de transformação deetilatrazina e deisopropilatrazina, que são frequentemente detectados em águas superficiais e subterrâneas, em muitas regiões do mundo, e podem persistir na água e no solo por décadas (Jablonowski *et al.*, 2011). Os autores reportam ainda que a precipitação contribui para a dispersão da ATZ nos ecossistemas pelo escoamento superficial, permitindo que seja transportada do campo para os sistemas aquáticos ao redor da área de aplicação (Jablonowski *et al.*, 2011).

O transporte da ATZ contaminante no meio ambiente pode ser atribuído às características, incluindo resistência à decomposição por microrganismos, estabilidade no solo e na água e tempos de meia-vida variando de 14 dias a 4 anos no solo e de 6 meses a vários anos na água (Stara *et al.*, 2018). As indústrias também podem ser fonte de contaminação local. Na China (Condado de Changxing, província de Zhejiang), altas concentrações de ATZ foram detectadas em uma região próxima a uma fábrica de pesticidas em que a ATZ era um dos principais compostos químicos

¹ <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/43.htm>

produzido (Sun *et al.*, 2017). Além disso, a aplicação de agrotóxicos em áreas residenciais e agrícolas pode levar à mistura simultânea de compostos químicos em ambientes aquáticos com diferentes mecanismos de ação, causando aumento da toxicidade, maior perturbação dos ecossistemas aquáticos do que o esperado considerando as toxicidades individuais das substâncias isoladas (Pérez *et al.*, 2013).

6. Impacto da atrazina no ambiente terrestre e aquático

A ATZ é frequentemente detectada em ecossistemas aquáticos, e sua presença afeta a reprodução da fauna e flora aquáticas, interferindo na estrutura de todas as comunidades (Graymore *et al.*, 2001), os efeitos adversos nas plantas aquáticas podem alterar a sobrevivência, o crescimento, e/ou reprodução de herbívoros e predadores (Solomon *et al.*, 1996).

A ATZ pode inibir significativamente o crescimento e a fotossíntese de algas (Brain *et al.*, 2012; Hu *et al.*, 2021). Na avaliação do risco ecológico da ATZ nas águas superficiais da América do Norte, o fitoplâncton foi considerado o organismo mais sensível a esse contaminante, seguido por macrófitas, invertebrados bentônicos, zooplâncton e peixes (Solomon *et al.*, 1996). O efeito tóxico agudo da ATZ em algas e macrófitas pode ser comumente observado em concentrações de 20-200 µg/L *i.a.*, enquanto a toxicidade crônica pode ocorrer em concentrações dez vezes menores (Anderson; Martinson; Prosser, 2021; Sánchez-Bayo *et al.*, 2021; Smith *et al.*, 2021). Já para invertebrados aquáticos e peixes, toxicidade aguda ocorre entre 1.000 e 200.000 µg/L *i.a.* (Giddings; Hall Jr, 1998).

O impacto da ATZ em ambientes terrestres apresenta, aparentemente, menor significância do que em ambientes aquáticos. Wang *et al.* (2012) observaram a ocorrência de danos ao DNA em minhocas (*Eisenia foetida*), em solo artificial tratado com ATZ (0,5 e 2,5 mg/kg de solo), sendo que os danos aumentaram juntamente com o tempo de exposição ao tratamento (0 - 28 dias) e, para a maioria das exposições, o efeito danoso ao DNA foi relacionado com a concentração do herbicida no interior do corpo da minhoca. No entanto, não foi observada mortalidade de minhocas durante os experimentos. A ATZ demonstrou ser altamente tóxica para o enquitreídeo *Enchytraeus albidus*, sendo obtidos os valores CL₅₀ (concentração letal para 50% da população avaliada) e CE₅₀ (concentração resultando na redução de 50% nas taxas de reprodução) de 12 mg/kg de solo e 2 mg/kg de solo, respectivamente, em experimentos de seis semanas (Amorim *et al.*, 2010). Frampton *et al.* (2006) calcularam que 5,3 mg/kg de ATZ poderiam afetar negativamente até 5% das espécies de invertebrados do solo; e determinaram uma CL₅₀ de 15 mg/kg solo seco para *E. foetida*.

7. Distribuição e persistência da atrazina em ambientes aquáticos

A distribuição e persistência da ATZ em ambientes aquáticos são tópicos de extrema relevância e preocupação pelo potencial impacto desse herbicida em ecossistemas aquáticos e na qualidade da água.

Uma das principais vias de entrada da ATZ nos ecossistemas aquáticos é a lixiviação a partir de solos agrícolas. Após a aplicação em campos cultivados, a ATZ pode ser carregada pela água da chuva ou irrigação, infiltrando-se no solo e alcançando as águas subterrâneas (Lima *et al.*, 2020). A persistência da ATZ no solo permite sua liberação gradual, tornando-se fonte de contaminação de longo prazo. Além disso, a escorrência superficial, especialmente após chuvas intensas ou irrigação, pode transportar a ATZ da superfície do solo para corpos d'água, como córregos, rios e lagos em áreas agrícolas (Lagunas-Basave *et al.*, 2022), podendo acumular-se.

Além das áreas agrícolas, a ATZ também pode ser levada aos ecossistemas aquáticos urbanos através das águas pluviais. Ocorrendo quando a ATZ presente em gramados tratados com herbicidas é arrastada pela chuva para sistemas de drenagem, acabando por alcançar rios, lagos e córregos urbanos (Gendron *et al.*, 2023).

A ATZ é notória pela persistência no ambiente, e significa que ela pode permanecer ativa no solo e na água por longos períodos. Sua meia-vida no solo pode variar de semanas a meses, dependendo das condições ambientais (Chang *et al.*, 2022; De Souza *et al.*, 2020; Schäffer *et al.*, 2022; Wołejko *et al.*, 2022). Essa característica é uma das razões pelas quais a ATZ continua representando ameaça para os ecossistemas aquáticos, mesmo após o término de sua aplicação inicial. A ATZ é moderadamente solúvel em água, facilitando sua movimentação tanto no solo quanto na água, tornando-a suscetível à lixiviação nas águas subterrâneas e ao transporte em corpos d'água, podendo acumular-se em concentrações significativas (Bhatti *et al.*, 2022; Lwanga *et al.*, 2022).

A contaminação por ATZ em ambientes aquáticos pode ter impactos negativos na vida aquática, afetando peixes, organismos aquáticos e a qualidade geral da água. Portanto, a gestão responsável e a regulamentação do uso da ATZ são cruciais para mitigar seus impactos ambientais e proteger os ecossistemas aquáticos (De Albuquerque *et al.*, 2020; Malik *et al.*, 2020). Estudos de monitoramento e pesquisa contínuos desempenham papel fundamental na compreensão mais aprofundada da distribuição e persistência da ATZ em ambientes aquáticos, no desenvolvimento de estratégias eficazes de manejo e remediação, quando necessários.

8. Efeitos da atrazina na vida aquática

A ATZ é um herbicida amplamente utilizado na agricultura. No entanto, seus efeitos sobre a vida aquática têm sido motivo de preocupação e pesquisa pelo potencial impacto nos ecossistemas aquáticos. Em estudos realizados com peixes, foi constatado que a ATZ pode tornar-se tóxica em

concentrações elevadas. A exposição aguda a esse herbicida pode afetar a respiração e o comportamento dos peixes, resultando até mesmo em casos de mortalidade (Vali *et al.*, 2022; Agbohessi *et al.*, 2023; Qian *et al.*, 2023).

De Araújo, Caldas e Oliveira-Filho (2022) realizou um estudo com o objetivo de avaliar se os valores máximos de agrotóxicos em águas doces superficiais, conforme estipulados na portaria CONAMA 357/2005, são seguros para a biota aquática. Nesse estudo, microcrustáceos do gênero *Daphnia*, bem como os peixes *Pimephales promelas* e *Oncorhynchus mykiss*, foram os organismos mais utilizados. Observou-se que a ATZ, juntamente com o alacloro e o metolacloro, foi um dos agrotóxicos mais investigados. No contexto brasileiro, a ATZ ocupa a quarta posição entre os agrotóxicos mais amplamente utilizados, sendo aprovada no país, assim como o alacloro (De Araújo; Caldas; Oliveira-Filho, 2022).

Em relação aos anfíbios, pesquisas sugerem que a ATZ pode causar malformações em girinos e afetar o desenvolvimento normal desses animais, incluindo deformidades na morfologia corporal, como pernas traseiras anormais (Said *et al.*, 2022). Em um estudo conduzido por Allran e Karasoy (2009), foram avaliados os efeitos da ATZ e do nitrato nas larvas da rã leopardo do norte (*Rana pipiens*) em ambiente controlado. Os resultados indicaram que as concentrações de ATZ e nitrato comumente encontradas no ambiente não parecem representar ameaça significativa para as larvas de *R. pipiens* por meio de toxicidade direta.

Nos invertebrados aquáticos, a ATZ pode afetar o fitoplâncton, uma importante fonte de alimento para muitos organismos aquáticos. A redução do fitoplâncton pela exposição à ATZ pode ter impactos significativos na cadeia alimentar aquática (Beaulieu; Cabana; Huot, 2023; Wang *et al.*, 2022; Yang *et al.*, 2021).

Gustafson, Belden e Bolek (2015) investigaram os efeitos agudos e crônicos da ATZ em quatro espécies de caracóis de água doce, incluindo *Biomphalaria glabrata*, *Helisoma trivolvis*, *Physa acuta* e *Stagnicola elodes*. Os resultados indicaram que os caracóis frequentemente sofrem impactos em níveis subcelulares e celulares de concentrações de ATZ ambientalmente relevantes. No entanto, esses efeitos geralmente não afetam diretamente a sobrevivência, crescimento ou reprodução das espécies de caracóis nas mesmas concentrações, sugerindo que os efeitos diretos da ATZ podem não se manifestar no nível populacional dos caracóis.

Em plantas aquáticas, a ATZ atua inibindo a fotossíntese, o processo crucial pelo qual as plantas convertem a luz solar em energia, levando à redução de seu crescimento e densidade populacional. Além disso, a microbiota aquática, incluindo bactérias e outros microrganismos, também pode ser afetada pela presença de ATZ, tendo implicações para os ciclos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos (Han *et al.*, 2024). Adicionalmente, a ATZ pode ser absorvida por organismos aquáticos e acumulada na cadeia alimentar, resultando em níveis mais elevados em organismos

predadores, como peixes maiores. Além dos efeitos diretos, a exposição à ATZ pode interagir com outros estressores ambientais, como poluentes químicos adicionais ou mudanças nas condições ambientais, tornando os impactos na vida aquática ainda mais complexos (Gagneten *et al.*, 2023).

Vale ressaltar que os efeitos da ATZ podem variar dependendo da concentração, duração da exposição, espécies envolvidas e das condições ambientais específicas. Para mitigar esses impactos, regulamentações e práticas de manejo têm sido implementadas, incluindo diretrizes de aplicação e monitoramento ambiental (Xu *et al.*, 2022; Zaluski *et al.*, 2022).

9. Mecanismos de Toxicidade da Atrazina nos Organismos Aquáticos

A ATZ exerce efeitos tóxicos nos organismos aquáticos por meio de diversos mecanismos complexos, sendo um dos principais sua capacidade de atuar como disruptor endócrino (Galbiati *et al.*, 2021; Kucka *et al.*, 2012). Isso significa que ela interfere no sistema hormonal dos organismos aquáticos, desestabilizando a regulação hormonal normal. A ATZ é reconhecida pela capacidade de ligar-se aos receptores de hormônios como estrogênio, androgênio e outros, resultando em desequilíbrios hormonais (Ahn & Jeung, 2023).

A exposição à ATZ pode ocasionar alterações no sistema enzimático dos organismos aquáticos, incluindo a inibição de enzimas essenciais envolvidas em processos metabólicos, como a acetilcolinesterase, que desempenha papel vital na transmissão de sinais nervosos. A inibição dessas enzimas pode impactar tanto a função fisiológica quanto o comportamento dos organismos (Gonçalves *et al.*, 2021; Qin *et al.*, 2022; Araújo *et al.*, 2023).

Além disso, a ATZ pode influenciar os processos de desenvolvimento em organismos aquáticos, frequentemente levando à indução de anomalias no desenvolvimento de embriões, resultando em malformações físicas e deformidades que comprometem a sobrevivência e a viabilidade das larvas e juvenis (Blahova *et al.*, 2020; Opute; Oboh, 2020). A exposição à Atrazina pode aumentar a produção de EROs nos organismos aquáticos, desencadeando estresse oxidativo, o que provoca danos em células, lipídios, proteínas e DNA, causando disfunções celulares e fisiológicas (Kaur, 2019).

A ATZ também exerce influência sobre a reprodução dos organismos aquáticos, resultando na redução da fertilidade e diminuição do sucesso reprodutivo. Tais efeitos são decorrentes de alterações hormonais e do impacto direto nos órgãos reprodutivos. É relevante destacar que os impactos da ATZ podem variar entre as espécies e estão sujeitos a fatores como concentração, duração da exposição e estágio de desenvolvimento. Adicionalmente, a exposição crônica e a presença constante da ATZ em ambientes aquáticos podem conduzir a efeitos cumulativos e persistentes nos organismos e em seus ecossistemas (Yang; Lim; Song, 2021; Thi *et al.*, 2023).

10. Remediação

A remediação de ambientes aquáticos contaminados por ATZ é um desafio complexo devido à persistência e mobilidade desse herbicida. Por meio de sua entrada em corpos d'água por escoamento superficial, lixiviação do solo ou escoamento de áreas agrícolas, a ATZ pode espalhar e afetar negativamente os ecossistemas aquáticos. A remediação visa minimizar esses impactos e restaurar a qualidade da água e a saúde dos organismos aquáticos (Chang *et al.*, 2022; Alattas; Zaberemawi; El Bestawy, 2023).

A ATZ já demonstrou ser tóxica para diversos seres vivos, principalmente para espécies que vivem em ambientes aquáticos (De Albuquerque *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2021; Hennig *et al.*, 2023) apresentam-se também como contaminante perigoso aos seres humanos (Urseler *et al.*, 2022; Hoque *et al.*, 2022) podendo causar danos por meio da respiração e contato com a pele, levando a problemas no sistema vascular e câncer de ovário e de mama, por exemplo (He *et al.*, 2019). Devido a isto, muitos estudos abordam estratégias de remediação, métodos de detecção e técnicas de degradação da ATZ em ambientes contaminados (Bakaraki Turan *et al.*, 2022; Gonçalves; Delabona, 2022; Raj; Krishnan, 2023; Rostami *et al.*, 2021). Assim, este tópico visa abordar técnicas recentes para detecção e remediação da ATZ por meio de métodos físicos, químicos e biológicos.

10.1 Métodos físicos

A adsorção vem sendo um dos métodos eficientes para remediação da ATZ de água contaminada (Ali; Alothman; Al-Warthan, 2016; Akpinar *et al.*, 2019; De Oliveira *et al.*, 2023). Mais especificamente, materiais de carbono poroso têm sido largamente utilizados para a remoção de ATZ em ambientes aquáticos (Frikha *et al.*, 2022; Varsha; Kumar; Rathi, 2022). Os estudos de adsorção são basicamente compostos pela síntese do material poroso e a aplicação em processos de adsorção, com a modelagem de isotermas de adsorção, cinéticas de adsorção e a termodinâmica de adsorção; além disso, diversas podem ser as técnicas de caracterização, sendo uma das mais importantes a análise de área superficial (Predeanu *et al.*, 2023).

De Oliveira *et al.* (2023) realizaram uma síntese de material adsorvente grafítico com propriedades magnéticas para testes de remoção de ATZ em águas naturais e de efluentes. Observaram que mais de 95% de ATZ foi removida em menos de 20 minutos de tempo de contato, com variação do pH entre 2-10, na concentração de 500 mg L⁻¹ *i.a.* de adsorvente em solução de ATZ 15 mg L⁻¹ (20 mL). A avaliação da sustentabilidade do processo foi realizada a partir do reuso do adsorvente em até quatro ciclos de adsorção. Para tanto, o processo de dessorção foi realizado em acetonitrila, chegando à dessorção com apenas dois minutos de contato. Assim, o adsorvente mostrou-se eficiente para aplicações em matrizes naturais para remediação de ATZ em meio aquoso.

Estruturas organometálicas (MOFs, do inglês: Metal-Organic Frameworks), também são comumente utilizadas para processos de adsorção de contaminantes (Akeremale *et al.*, 2023). Estudos recentes demonstram o potencial para aplicação desses adsorventes para remediação de ATZ (Darabdhara; Ahmaruzzaman, 2022; Akpinar *et al.*, 2019; Mumtaz *et al.*, 2022). O mecanismo de adsorção da ATZ foi analisado por (Akpinar *et al.*, 2019), em que sintetizaram MOFs com base em Zr_6 . Para o processo de adsorção foi utilizado 3,5 mg de adsorvente para 10 mL de ATZ com concentração de 10 mg L^{-1} *i.a.* Os autores reportaram que 98% de ATZ foi removida em até um minuto de contato; esse pouco tempo está relacionado com a rápida difusão da ATZ na rede estrutural do MOF. Para tanto, o adsorvente MOF teve performance excepcional para o processo de adsorção de ATZ.

10.2 Métodos químicos

A fotodegradação e a oxidação são dois métodos químicos comumente utilizados na degradação de ATZ (Poonia *et al.*, 2022; Wu *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2022). De fato, o uso de ferratos em combinação com peróxido de hidrogênio demonstra ser de grande potencial para a eliminação de ampla faixa de contaminantes orgânicos e inorgânicos; por exemplo, essa combinação de agente oxidante foi aplicada em testes de degradação de contaminantes em um estudo piloto com águas de lençóis freáticos, apresentando remoção de até 80% com 24 horas de reação (Lacina; Goold, 2015). Já em estudo de degradação de ATZ foi empregado peroximonossulfato como agente oxidante (Wu *et al.*, 2018). Os autores realizaram os testes de degradação com água de rio, lago e de torneira, encontrando que a degradação da ATZ na água de torneira sendo mais eficiente, chegando a degradar completamente em até 120 minutos de reação. No entanto, com esse mesmo tempo de reação apenas 75,9% de ATZ foi degradada no teste com água de lago; tal resultado é associado com a matriz da água em que se concentra a ATZ podendo ter interferências de diversos outros compostos.

O peroximonossulfato também foi avaliado como agente de degradação da ATZ sob irradiação de luz visível, no entanto, os autores incorporaram o peroximonossulfato a um compósito com carvão ativado e nitreto de carbono grafítico (DIKDIM *et al.*, 2019). Os testes de degradação foram realizados com 50 mL de ATZ (5 mg L^{-1}), a quantidade do material adicionado para degradação não foi inserida no estudo. A maior capacidade de degradação foi relatada de 46,58%, e o processo de degradação pode estar relacionado com as espécies radicais formadas com a irradiação de luz, como o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$).

Yu *et al.* (2022) avaliaram a degradação da ATZ com percarbonato de sódio ativado com luz UV, identificando os possíveis produtos de degradação das reações. Os autores mostram que as espécies radicais OH e CO_3^- estavam associadas ao processo de degradação, chegando a 95,8% com 60 minutos de reação em laboratório. Para obter a real performance de degradação da ATZ, foram

realizados testes de degradação com amostras de água de quatro fontes, duas de rio e duas de água potável. Assim, o efeito da matriz pode afetar consideravelmente a capacidade de degradação de determinados compostos em água. Podendo ocorrer pela ânions e outras impurezas por terem a capacidade de captar os radicais livres que estão envolvidos no processo de degradação da ATZ. Neste estudo os autores identificaram o mesmo problema ao avaliarem a quantidade de ATZ degradada. Para as duas amostras de água de rio e duas de água potável foi relatado a degradação de até 59,5, 47,7, 80,1 e 85,4%, respectivamente. Tais aspectos devem ser amplamente explorados em estudos de degradação de contaminantes como a ATZ para avaliar a perda de performance de remediação em processos reais, com a presença de interferentes.

Zhang *et al.* (2021) produziram um compósito de nanopartícula com biochar e Fe_2O_3 para atuar como potencial agente ativante do persulfato para reação de oxidação da ATZ. A partir dos resultados foi observado a degradação de até 93,8% de ATZ com a presença de espécies radicais nesse processo. Quando aplicado para amostras reais de água de rio e de torneira, a performance de degradação diminuiu para 75 e 35%, respectivamente, com tempo de contato de 30 minutos. Apesar de poucos estudos realizarem a aplicação da metodologia de degradação em amostras reais, alguns trazem essas aplicações reais para melhor compreender como os interferentes podem alterar a performance de degradação em relação a testes de laboratório. Em outro estudo semelhante foi utilizado biochar incorporado com nanopartículas para ativação de persulfato e a potencial dicloração da ATZ (Jiang *et al.*, 2022). A concentração de estudo para a degradação utilizada foi de 10 mg L^{-1} . Nos testes de degradação de ATZ em água de rio e de torneira foi relatado a degradação de 80 e 60%, respectivamente, sendo menor do que observado para teste em laboratório, que chegou a quase 100% com apenas 30 minutos de contato.

10.3 Métodos biológicos

Os métodos biológicos, conhecidos também como biorremediação, são importantes métodos de remoção de ATZ em ambientes contaminados. Muitos estudos trabalham esse processo de remediação com diversos métodos, como a utilização de microrganismos (Arar *et al.*, 2023), bactérias (Radwan *et al.*, 2019; Khatoon; Rai, 2020; Cao *et al.*, 2021; Abd Rani *et al.*, 2022), entre outros. No entanto, são poucos que abordam o processo de degradação em ambientes aquáticos, sendo mais estudados em solos.

Arar *et al.* (2023) estudaram a degradação da ATZ em águas subterrâneas próximos à planta industrial deste composto. O potencial de degradação foi avaliado com águas ricas em culturas microbiológicas, observando que nesses casos o processo é potencialmente alto porque a ATZ serve como fonte de nitrogênio para o metabolismo de diferentes microrganismos, mesmo quando incubadas com nitrato. O produto de degradação formado foi a hidroxiatrazina, sem detecção de

outros, como desetilatrazina e desisopropilatrazina. Em amostras reais a degradação *in situ* foi refletida por alta porcentagem de metabólitos, com a hidroxiatrazina respondendo por mais de 95% dos metabólitos na maioria dos poços analisados. Tais resultados fundamentam a evidência do potencial processo de hidrólise da ATZ em águas subterrâneas com microrganismos. Podendo fornecer *insights* para aplicação em águas superficiais contaminadas.

Além da degradação da ATZ como benefício em processos de remediação, existem métodos de biorremediação que trazem a simultânea degradação de ATZ e inativação de microrganismos, como *Escherichia coli* de Popova; Matafonova e Batoev (2019), que realizaram um estudo com o objetivo de degradar o poluente orgânico ATZ junto à inativação de *E. coli* utilizando um sistema de fotoativação de persulfato catalisada por ferro, com lâmpada de K₂S₂O₈ livre de mercúrio. Os autores relataram a taxa de degradação de ATZ de até 90%, concomitante a inativação de 99,99% de *E. coli*. Em outros estudos de fotodegradação, foi observado que a degradação da ATZ foi dependente da formação de espécies radicais livres, como SO₄^{•-} e OH[•].

10.4 Técnicas de tratamento combinadas

O tratamento de ambientes aquáticos contaminados por ATZ pode ser um desafio significativo, especialmente pela persistência desse herbicida e a necessidade de reduzir a concentração a níveis seguros para a vida aquática. Nesse contexto, a aplicação de técnicas de tratamento combinadas pode mostrar uma estratégia eficaz para abordar a contaminação.

A coagulação-floculação envolve a adição de coagulantes, como sulfato de alumínio ou cloreto férrico, para aglomerar partículas suspensas e contaminantes na água, formando flocos. Em seguida, a filtração é usada para remover esses flocos da água. Essa combinação pode ser eficaz na remoção de partículas sólidas que adsorveram ATZ, e de outros contaminantes orgânicos e inorgânicos (Ribeiro *et al.*, 2022).

A combinação de processos de oxidação avançada, como a fotocatalise, com biorremediação envolve a degradação da ATZ em produtos menos tóxicos por meio da exposição à luz ultravioleta (UV) ou de catalisadores, seguida pela ação de microrganismos. Abordando tanto a remoção física quanto a degradação química da ATZ tornando-o um método abrangente (Hong *et al.*, 2022; Daramola *et al.*, 2023).

A combinação de plantas aquáticas, como a alface-d'água (*Pistia stratiotes*), que podem absorver ATZ com sistemas de filtração, como filtros de areia ou cascalho, pode ser eficaz na remoção desse herbicida (Sachdeva *et al.*, 2023). As plantas absorvem a ATZ da água e a acumulam em seus tecidos, enquanto a filtração remove as partículas sólidas.

O ozônio é um poderoso oxidante que pode degradar a ATZ em compostos menos tóxicos. A combinação de tratamento por ozônio com adsorção em carvão ativado pode remover efetivamente a

ATZ da água. O ozônio oxida a ATZ, e o carvão ativado adsorve os produtos resultantes (Hong *et al.*, 2022; Zheng *et al.*, 2023).

A escolha das técnicas de tratamento combinadas deve ser baseada nas condições específicas do local contaminado, incluindo a concentração de ATZ, a presença de outros contaminantes e as características do ecossistema aquático. A monitorização contínua é essencial para avaliar a eficácia das técnicas de tratamento combinadas e fazer ajustes conforme necessário. A remediação bem-sucedida não apenas remove a ATZ, mas, também minimiza impactos adversos nos organismos aquáticos e na qualidade da água (Surana *et al.*, 2022; Kumar *et al.*, 2023).

Em síntese, as técnicas de tratamento combinadas oferecem abordagem versátil e eficaz para a remediação de ambientes aquáticos contaminados por ATZ. A combinação de processos físicos, químicos e biológicos pode ser adaptada às condições específicas de cada local promovendo a restauração da qualidade da água e a proteção da vida aquática.

11. Sinergias e Interações

A contaminação ambiental muitas vezes não envolve apenas um poluente, e a presença de múltiplas substâncias pode levar a interações complexas e, por vezes, sinérgicas (Forest *et al.*, 2021). A presença de metais pesados, como chumbo (Pb), cádmio (Cd) ou mercúrio (Hg), em ambientes aquáticos pode influenciar a toxicidade da ATZ. Em alguns casos, a presença de metais pesados pode aumentar a toxicidade da ATZ. Por exemplo, metais como o cádmio podem interferir na capacidade de detoxificação dos organismos, tornando-os mais sensíveis à ATZ (Kumar *et al.*, 2023).

Em outros casos, metais pesados podem antagonizar os efeitos da ATZ. Por exemplo, a presença de ferro pode ligar-se à ATZ e reduzir sua biodisponibilidade (Wang *et al.*, 2022). A ATZ é frequentemente utilizada em conjunto com outros herbicidas em aplicações agrícolas. Essa coexposição pode ter efeitos significativos nos organismos aquáticos (Lammertyn *et al.*, 2021). Em alguns casos, a combinação de ATZ com outros herbicidas pode resultar em efeitos sinérgicos, e os efeitos tóxicos de cada substância são amplificados quando combinados (Bhatt *et al.*, 2022).

Poluentes orgânicos persistentes, como os pesticidas organoclorados, também podem interagir com a ATZ (Montes *et al.*, 2020). Em algumas situações, a presença de Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) pode aumentar a toxicidade da ATZ. Por exemplo, a combinação de ATZ com o pesticida DDT pode levar a efeitos sinérgicos em organismos aquáticos. Da mesma forma, a presença de alguns POPs pode antagonizar os efeitos da ATZ, competindo por sítios de ligação nos organismos (Liu *et al.*, 2020).

Compreender as interações entre a ATZ e outros poluentes ambientais é fundamental para avaliar adequadamente os riscos ambientais. A avaliação de riscos deve considerar não apenas os

efeitos individuais de cada substância, mas, também os efeitos combinados resultantes das interações (Zhao *et al.*, 2022; Vieira *et al.*, 2022). A complexidade das interações pode variar dependendo das concentrações relativas das substâncias, das características dos organismos aquáticos e das condições ambientais.

As interações da ATZ com outros poluentes ambientais podem ter efeitos significativos na ecotoxicidade e no risco ambiental. Essas interações podem ser sinérgicas, antagonísticas ou variar dependendo das circunstâncias específicas. Portanto, é essencial considerar essas interações ao avaliar e gerenciar a contaminação por ATZ em ambientes aquáticos.

12. Perspectivas de mitigação e proteção ambiental

A minimização dos efeitos adversos da ATZ em ecossistemas aquáticos requer uma abordagem integrada que envolve boas práticas agrícolas, regulamentações governamentais e a busca por alternativas mais seguras. Algumas estratégias de mitigação e medidas de proteção ambiental são: Boas Práticas Agrícolas (Mendieta Herrera *et al.*, 2023; Roh *et al.*, 2023; Kannan *et al.*, 2023):

No uso responsável de herbicidas, os agricultores devem seguir rigorosamente as instruções de uso dos herbicidas, incluindo a ATZ. Isso envolve a aplicação correta, a escolha de doses apropriadas e a consideração das condições climáticas.

No monitoramento e gerenciamento, a implementação de sistemas de monitoramento ambiental ajuda a detectar a presença de ATZ em corpos d'água e permite ajustes na aplicação conforme necessários.

Nas estratégias de conservação, a adoção de práticas de conservação, como cultivo mínimo e plantio direto, pode reduzir a erosão do solo e, conseqüentemente, o escoamento de herbicidas para cursos de água.

Regulamentações Governamentais (Roh *et al.*, 2021; Castanha *et al.*, 2023):

Nos limites de uso, as autoridades regulatórias podem impor limites rigorosos para o uso de ATZ em áreas próximas a corpos d'água, a fim de proteger os ecossistemas aquáticos.

Nas restrições de aplicação, sazonais e climáticas podem ser implementadas para evitar a aplicação de ATZ em condições que favoreçam o escoamento para rios e lagos.

No monitoramento e fiscalização, os governos podem estabelecer programas de monitoramento e fiscalização para garantir o cumprimento das regulamentações existentes.

Pesquisa e Desenvolvimento de Alternativas (Almahri *et al.*, 2023):

No desenvolvimento de herbicidas alternativos, a pesquisa contínua para desenvolver herbicidas mais seguros e eficazes é fundamental. Substituir a ATZ por alternativas menos tóxicas pode reduzir a pressão sobre ecossistemas aquáticos.

Para os métodos biológicos de controle, explorar o uso de organismos naturais, como microrganismos e plantas aquáticas controla o crescimento de plantas daninhas sem o uso de herbicidas químicos.

Educação e Sensibilização (Jain *et al.*, 2023):

No treinamento de agricultores, fornecer treinamento e educação aos agricultores sobre o uso seguro de herbicidas e os impactos potenciais no meio ambiente.

Na sensibilização pública, são realizadas campanhas destacando a importância da preservação dos ecossistemas aquáticos, promover a responsabilidade compartilhada na proteção desses recursos.

Remediação Ambiental (Rostami *et al.*, 2021; Urseler *et al.*, 2022):

Desenvolvimento e implementação de tecnologias de remediação para remover ATZ e outros poluentes de corpos d'água contaminados.

Abordagem Multissetorial (Mendy *et al.*, 2022):

Há colaboração entre setores, como agricultura, governo, indústria química e organizações ambientais devem colaborar na busca de soluções integradas para minimizar os riscos associados à ATZ. Portanto, a mitigação dos impactos da ATZ em ecossistemas aquáticos requer abordagem multifacetada que combina boas práticas agrícolas, regulamentações eficazes, pesquisa de alternativas mais seguras e conscientização pública. O objetivo final é garantir a proteção a longo prazo da biodiversidade aquática e a qualidade da água, enquanto se mantém a produtividade agrícola.

13. Platelminhos como bioindicadores de contaminação ambiental

Bioindicadores que ocorrem naturalmente são usados para avaliar a saúde do meio ambiente e são ferramentas importantes para detectar mudanças no meio ambiente, sejam positivas ou negativas, e os efeitos subsequentes na sociedade humana (Khatri; Tyagi, 2015). Os bioindicadores de contaminação ambiental são organismos vivos, como plantas, plânctons, animais e microrganismos, que são utilizados para examinar a saúde do ecossistema natural do meio ambiente (Chowdhury *et al.*, 2023). Eles são usados para avaliar a saúde ambiental e as mudanças biogeográficas que ocorrem no meio ambiente (Urseler *et al.*, 2022). Cada entidade orgânica dentro de um sistema biológico fornece indicação sobre a saúde de seus arredores, como o plâncton, respondendo rapidamente às mudanças que ocorrem no ambiente circundante e servindo como importante biomarcador para avaliar a qualidade da água, e indicador de poluição da água (Parmar; Rawtani; Agrawal, 2016).

Planárias são platelminhos importantes em habitats de água doce no mundo, tanto em abundância quanto em riqueza de espécies, sendo algumas importantes atuando como predadores de

topo em seus habitats (Vila-Farré; Rink, 2018). Apesar da importância ecológica, os platemintos eram negligenciados nas pesquisas de ecotoxicologia até alguns anos atrás (WU *et al.*, 2012). Assim, esta pesquisa visa, também estudar os efeitos da ATZ no invertebrado tropical de água doce *G. tigrina*. O interesse por esta planária de água doce como modelo experimental em testes de ecotoxicidade tem aumentado, não só pelas conhecidas características notáveis utilizadas em pesquisas com células-tronco ou envelhecimento (Vila-Farré; Rink, 2018), mas, também pela fácil manutenção em laboratório. Alguns estudos recentes mostraram que a regeneração e o comportamento das planárias podem ser pontos finais sensíveis para avaliar os efeitos de concentrações subletais de poluentes ambientais e impactos crônicos em seus resultados de reprodução sexual, aumentando a relevância de seu uso como modelo do ponto de vista ecológico (Dornelas *et al.*, 2020; Inoue *et al.*, 2004, 2015; Ofoegbu *et al.*, 2016, 2019; Rodrigues *et al.*, 2016; Saraiva *et al.*, 2018; Vila-Farré; Rink, 2018; Wu; Li, 2018).

14. Perspectivas futuras

Este estudo de revisão narrativa aborda os aspectos gerais da utilização do herbicida ATZ na agricultura e seus potenciais efeitos de contaminação de ambientes aquáticos, especificamente de águas superficiais. Além disso, foram analisados alguns efeitos ecotoxicológicos da ATZ para espécies que vivem em águas superficiais. Por fim, abordaram de forma sucinta métodos de remediação de ATZ em água contaminada, com algumas aplicações em amostras reais. A partir disto, existem muitas possibilidades a serem exploradas no quesito de aplicação em amostras reais e estudos em plantas de tratamento de água, como perspectivas para futuros estudos, é possível elencar os seguintes: i) Realizar estudos mais focados em tratamento de amostras reais que contenham o herbicida ATZ como contaminante; desta forma, podem ser explorados os problemas relacionados com possíveis interferentes que podem estar associados a perda eficiência na degradação desse composto quando comparado com estudos controlados em laboratório. ii) Devem ter atenção especial aos possíveis produtos de degradação da ATZ, como como desetilatrazina e desisopropilatrazina (Arar *et al.*, 2023); tais substâncias podem ser tão potencialmente tóxicas quanto o próprio herbicida (Hu *et al.*, 2021). Assim, os futuros estudos podem, além de abordar técnicas de remediação da ATZ, também analisar a remoção ou mesmo degradação dos produtos formados. iii) Em concordância com o item anterior, o emprego de múltiplos métodos de degradação podem ser considerados tanto para o aumento da eficiência da degradação da ATZ quanto de seus produtos. Tais métodos podem também ter potencial de aplicação em linha, nos casos de estações de tratamento de água.

15. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ATZ representa um desafio significativo para os ecossistemas aquáticos e a vida aquática. Essa substância, frequentemente utilizada como herbicida em atividades agrícolas, demonstrou ter

uma série de impactos negativos que abrangem respostas fisiológicas e comportamentais em organismos aquáticos. Além disso, os mecanismos de toxicidade da ATZ foram identificados, evidenciando a capacidade de atuar como disruptor endócrino e prejudicar processos vitais nos seres aquáticos.

As respostas fisiológicas incluem alterações no metabolismo, estresse oxidativo, supressão do sistema imunológico e danos diretos às células, dependendo da concentração e duração da exposição. Além disso, as respostas comportamentais dos organismos aquáticos, como mudanças nos padrões de alimentação, atividade locomotora, migração e reprodução, também são afetadas pela presença da ATZ nos ambientes aquáticos.

A compreensão dos mecanismos de toxicidade da ATZ é fundamental para avaliar os riscos associados ao seu uso e para desenvolver estratégias de mitigação que protejam a vida aquática e a qualidade dos ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, a pesquisa contínua é necessária para aprofundar o conhecimento sobre esses mecanismos e seus impactos.

No contexto da remediação, foram explorados métodos físicos, químicos e biológicos para a remoção da ATZ em ambientes contaminados. Cada um desses métodos apresentou vantagens e desafios específicos, demonstrando a importância de avaliar as condições locais para escolher a estratégia mais adequada. Além disso, as técnicas de tratamento combinadas, que envolvem uma abordagem multifacetada, mostraram-se eficazes na remoção da ATZ e na proteção da qualidade da água.

As interações da ATZ com outros poluentes ambientais, como metais pesados, outros herbicidas e poluentes orgânicos persistentes, podem levar a sinergias ou antagonismos que complicam ainda mais o cenário. Essas interações destacam a necessidade de avaliar riscos ambientais de maneira abrangente e considerar os efeitos combinados.

Para mitigar os efeitos da ATZ e proteger o meio ambiente, é fundamental adotar boas práticas agrícolas, regulamentações governamentais eficazes e estratégias de conservação do solo. Somente através de uma abordagem integrada, envolvendo a colaboração entre setores agrícolas, científicos, governamentais e ambientalistas, pode-se minimizar os impactos da ATZ nos ecossistemas aquáticos e garantir a saúde a longo prazo desses ambientes vitais.

Em última análise, a preservação da biodiversidade e a qualidade da água em ecossistemas aquáticos dependem da capacidade de entender, gerenciar e reduzir os riscos associados à atrazina e a outros poluentes ambientais. O conhecimento gerado por pesquisas contínuas e a implementação de práticas responsáveis são essenciais para alcançar equilíbrio sustentável entre a agricultura e a conservação ambiental.

16. REFERÊNCIAS

- ABD RANI, Nur Fauziah et al. Atrazine-degrading bacteria for bioremediation strategy: A review. **Biocatalysis and Biotransformation**, v. 40, n. 4, p. 233-247, 2022.
- ACKERMAN, Frank. The economics of atrazine. **International Journal of Occupational and Environmental Health**, v. 13, n. 4, p. 437-445, 2007.
- ADEDARA, Isaac A. et al. Chronic ciprofloxacin and atrazine co-exposure aggravates locomotor and exploratory deficits in non-target detritivore speckled cockroach (*Nauphoeta cinerea*). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 25680-25691, 2021.
- AGBOHESSI, Prudencio et al. Evaluation of acute toxicity and histology effect on liver of glyphosate and atrazine in the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell 1822). **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 58, n. 1, p. 21-30, 2023.
- AKEREMALE, Olaniran K. et al. Synthesis, characterization, and activation of metal organic frameworks (MOFs) for the removal of emerging organic contaminants through the adsorption-oriented process: A review. **Results in Chemistry**, p. 100866, 2023.
- AKPINAR, Isil et al. Exploiting π - π interactions to design an efficient sorbent for atrazine removal from water. **ACS applied materials & interfaces**, v. 11, n. 6, p. 6097-6103, 2019.
- ALATTAS, Sanaa Ghazi; ZABERMAWI, Nidal M.; EL BESTAWY, Ebtessam. Biodegradation of Atrazine Using Selected Marine Bacteria: Possibilities for Treating Pesticide-Contaminated Wastewater. **Journal of King Saud University-Science**, p. 102721, 2023.
- ALI, Imran; ALOTHMAN, Z. A.; AL-WARTHAN, Abdulrahman. Sorption, kinetics and thermodynamics studies of atrazine herbicide removal from water using iron nano-composite material. **International journal of environmental science and technology**, v. 13, p. 733-742, 2016.
- ALLRAN, John Wesley; KARASOV, William H. Effects of atrazine and nitrate on northern leopard frog (*Rana pipiens*) larvae exposed in the laboratory from posthatch through metamorphosis. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 19, n. 11, p. 2850-2855, 2000.
- ALMAHRI, Albandary et al. Atrazine reclamation from an aqueous environment using a ruthenium-based metal-organic framework. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 177, p. 52-68, 2023.
- AMOATEY, Patrick; BAAWAIN, Mahad Said. Effects of pollution on freshwater aquatic organisms. **Water Environment Research**, v. 91, n. 10, p. 1272-1287, 2019.
- AMORIM, Mónica JB et al. *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): a test organism in a standardised avoidance test? Effects of different chemical substances. **Environment International**, v. 34, n. 3, p. 363-371, 2008.
- ANDERSON, Julie C.; MARTEINSON, Sarah C.; PROSSER, Ryan S. Prioritization of pesticides for assessment of risk to aquatic ecosystems in Canada and identification of knowledge gaps. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 259**, p. 171-231, 2021.

- ANDERSON, Yawen. Qualitative and Quantitative Analysis of Atrazine Degrading *Pseudomonas* Sp. ADP Biofilms. 2023.
- ARAR, Mohammad et al. Microbial hydrolysis of atrazine in contaminated groundwater. **Chemosphere**, v. 322, p. 138226, 2023.
- ATAMANALP, Muhammed et al. Treatment of oxidative stress, apoptosis, and DNA injury with N-acetylcysteine at simulative pesticide toxicity in fish. **Toxicology Mechanisms and Methods**, v. 31, n. 3, p. 224-234, 2021.
- BAKARAKI TURAN, Nouha et al. Atrazine: From Detection to Remediation—A Minireview. **Analytical Letters**, v. 55, n. 3, p. 411-426, 2022.
- BALAKRISHNAN, L.; ATHILAKSHMI, M. Degradation of Atrazine by *Pseudomonas* spp and *Bacillus* spp from *Saccharum officinarum* (Sugar cane) fields of Southern India and its potential application in bio-remediation. **Asian J. Sci. Technol**, v. 7, p. 2903-2911, 2011.
- BALCI, Beytul et al. Degradation of atrazine in aqueous medium by electrocatalytically generated hydroxyl radicals. A kinetic and mechanistic study. **Water research**, v. 43, n. 7, p. 1924-1934, 2009.
- BARTELL, Steven M. et al. Modeling the potential effects of atrazine on aquatic communities in midwestern streams. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 32, n. 10, p. 2402-2411, 2013.
- BEAULIEU, Marieke; CABANA, Hubert; HUOT, Yannick. Adverse effects of atrazine, DCMU and metolachlor on phytoplankton cultures and communities at environmentally relevant concentrations using Fast Repetition Rate Fluorescence. **Science of the Total Environment**, v. 712, p. 136239, 2020.
- BEGOVIĆ, Lidija et al. Photosynthetic Efficiency and Antioxidative Response of Soybean Exposed to Selective Herbicides: A Field Study. **Agriculture**, v. 13, n. 7, p. 1385, 2023.
- BHAT, Sami Ullah et al. Towards understanding the impact of pesticides on freshwater ecosystem. In: **Pesticides in the Natural Environment**. Elsevier, 2022. p. 121-138.
- BHATTI, Priyanka et al. Ultimate fate and possible ecological risks associated with atrazine and its principal metabolites (DIA and DEA) in soil and water environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 248, p. 114299, 2022.
- BIBI, Shagufta et al. Responses of morphological, physiological, and biochemical characteristics of maize (*Zea mays* L.) seedlings to atrazine stress. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, p. 1-14, 2019.
- BLAHOVA, Jana et al. Embryotoxicity of atrazine and its degradation products to early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 77, p. 103370, 2020.
- BRAIN, Richard A. et al. Recovery of photosynthesis and growth rate in green, blue–green, and diatom algae after exposure to atrazine. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 11, p. 2572-2581, 2012.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Secretaria Geral. Gerência de Comunicação e Informação. Embrapa em Números:

Agricultura; Instituição de pesquisa; Pesquisa agrícola. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/1600893/Embrapa+em+N%C3%BAmero/7624614b-ff8c-40c0-a87f-c9f00cd0a832>. Acesso em: 10 dez. 2022 ago.

BROSTER, John C. et al. Herbicide Resistance in Summer Annual Weeds of Australia's Northern Grains Region. **Agronomy**, v. 13, n. 7, p. 1862, 2023.

CAO, Duantao et al. Characterization, genome functional analysis, and detoxification of atrazine by *Arthrobacter* sp. C2. **Chemosphere**, v. 264, p. 128514, 2021.

CARMO, Diego Almeida do et al. Comportamento ambiental e toxicidade dos herbicidas atrazina e simazina. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, p. 133-143, 2013.

CASTANHA, Rodrigo Fernandes et al. Ecotoxicity studies of two atrazine nanoformulations: From the evaluation of stability in media to the effects on aquatic organisms. **Environmental Pollution**, v. 335, p. 122235, 2023.

CESTONARO, Larissa Vivian et al. Toxic effects of pesticides on cellular and humoral immunity: an overview. **Immunopharmacology and Immunotoxicology**, v. 44, n. 6, p. 816-831, 2022.

CHANG, Jianning et al. Toxicological effects, environmental behaviors and remediation technologies of herbicide atrazine in soil and sediment: A comprehensive review. **Chemosphere**, p. 136006, 2022.

CHENG, Jiahui et al. Herbicide atrazine impairs metabolic plasticity of mixotrophic organisms: Evidence in photochemistry, morphology, and gene expression. **Science of The Total Environment**, v. 889, p. 164331, 2023.

CHEVRIER, Cécile et al. Urinary biomarkers of prenatal atrazine exposure and adverse birth outcomes in the PELAGIE birth cohort. **Environmental health perspectives**, v. 119, n. 7, p. 1034-1041, 2011.

CHOWDHURY, Sanhita et al. Insects as bioindicator: A hidden gem for environmental monitoring. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 273, 2023.

CHRISTENSEN, Erik R. et al. Properties and fate and transport of persistent and mobile polar organic water pollutants: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 2, p. 107201, 2022.

CORDON, Gabriela et al. Effects of the nanoherbicide made up of atrazine-chitosan on the primary events of photosynthesis. **Journal of Photochemistry and Photobiology**, v. 12, p. 100144, 2022.

DARABDHARA, Jnyanashree; AHMARUZZAMAN, Md. Recent developments in MOF and MOF based composite as potential adsorbents for removal of aqueous environmental contaminants. **Chemosphere**, v. 304, p. 135261, 2022.

DARAMOLA, Ifeoluwa O. et al. Occurrence of herbicides in the aquatic environment and their removal using advanced oxidation processes: a critical review. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 45, n. 5, p. 1231-1260, 2023.

DE ALBUQUERQUE, Felícia Pereira et al. An overview of the potential impacts of atrazine in aquatic environments: perspectives for tailored solutions based on nanotechnology. **Science of The Total Environment**, v. 700, p. 134868, 2020.

DE ALMEIDA, Jéssica Thayssa Ferreira et al. Análise do perfil do uso de agrotóxicos no estado do Mato Grosso Do Sul, políticas públicas relacionadas e impactos na saúde da população. **Revista Master-Ensino, Pesquisa e Extensão**, v. 8, n. 15, 2023.

DE ARAÚJO, Esmeralda Pereira; CALDAS, Eloisa Dutra; OLIVEIRA-FILHO, Eduardo Cyrino. Relationship between Pesticide Standards for Classification of Water Bodies and Ecotoxicity: A Case Study of the Brazilian Directive. **Toxics**, v. 10, n. 12, p. 767, 2022.

DE OLIVEIRA, Cristiane et al. Evaluation of a graphitic porous carbon modified with iron oxides for atrazine environmental remediation in water by adsorption. **Environmental Research**, v. 219, p. 115054, 2023.

DE SOUZA, Renata Mariane et al. Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 135, p. 22-37, 2020.

DEIDDA, Irene et al. Neurotoxicity in marine invertebrates: an update. **Biology**, v. 10, n. 2, p. 161, 2021.

DESTRO, Ana Luiza F. et al. Effects of subchronic exposure to environmentally relevant concentrations of the herbicide atrazine in the Neotropical fish *Astyanax altiparanae*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111601, 2021.

DIAS, AgataCristina Lima et al. Ocorrência de Atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática. **Revista Internacional de Ciências**, v. 8, n. 2, p. 234-253, 2018.

DIKDIM, Jean Marie Dangwang et al. Peroxymonosulfate improved photocatalytic degradation of atrazine by activated carbon/graphitic carbon nitride composite under visible light irradiation. **Chemosphere**, v. 217, p. 833-842, 2019.

DORNELAS, Aline Silvestre Pereira et al. Lethal and sublethal effects of the saline stressor sodium chloride on *Chironomus xanthus* and *Girardia tigrina*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 27, p. 34223-34233, 2020.

DOS SANTOS ARAÚJO, Renan et al. Investigating the effects of mesotrione/atrazine-based herbicide on honey bee foragers. **Science of The Total Environment**, v. 898, p. 165526, 2023.

FOREST, Valérie. Combined effects of nanoparticles and other environmental contaminants on human health-an issue often overlooked. **NanoImpact**, v. 23, p. 100344, 2021.

FOSCHI, Martina et al. Experimental design and response surface methodology applied to graphene oxide reduction for adsorption of triazine herbicides. **ACS omega**, v. 6, n. 26, p. 16943-16954, 2021.

FRAMPTON, Geoff K. et al. Effects of pesticides on soil invertebrates in laboratory studies: a review and analysis using species sensitivity distributions. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 25, n. 9, p. 2480-2489, 2006.

FRIKHA, Kawthar et al. Potential valorization of waste tires as activated carbon-based adsorbent for organic contaminants removal. **Materials**, v. 15, n. 3, p. 1099, 2022.

- GAGNETEN, Ana M. et al. Atrazine characterization: An update on uses, monitoring, effects, and environmental impact, for the development of regulatory policies in Argentina. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 19, n. 3, p. 684-697, 2023.
- GALBIATI, Valentina et al. Immune and nervous systems interaction in endocrine disruptors toxicity: the case of atrazine. **Frontiers in Toxicology**, v. 3, p. 649024, 2021.
- GAO, Yaping et al. Effects of atrazine on the physiology, sexual reproduction, and metabolism of eelgrass (*Zostera marina* L.). **Aquatic botany**, v. 153, p. 8-14, 2019.
- GENDRON, Andrée D. et al. The Comet assay, a sensitive biomarker of water quality improvement following adoption of beneficial agricultural practices?. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 2023.
- GENG, Yijie; PETERSON, Randall T. The zebrafish subcortical social brain as a model for studying social behavior disorders. **Disease models & mechanisms**, v. 12, n. 8, p. dmm039446, 2019.
- GIDDINGS, Jeffrey M. **Atrazine in North American surface waters: A probabilistic aquatic ecological risk assessment**. SETAC, 2005.
- GIDDINGS, Jeffrey M.; HALL JR, Lenwood W. "The aquatic ecotoxicology of triazine herbicides.", **ACS publications**, p. 347-356, 1998.
- GILLSON, Jonathan P. et al. A review of marine stressors impacting Atlantic salmon *Salmo salar*, with an assessment of the major threats to English stocks. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 32, n. 3, p. 879-919, 2022.
- GONÇALVES, Cecília Rodovalho; DA SILVA DELABONA, Priscila. Strategies for bioremediation of pesticides: Challenges and perspectives of the Brazilian scenario for global application—A review. **Environmental Advances**, v. 8, p. 100220, 2022.
- GONZALEZ, Javier M. et al. Atrazine removal from water by activated charcoal cloths. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 2, p. 205-212, 2020.
- GRAYMORE, Michelle; STAGNITTI, Frank; ALLINSON, Graeme. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. **Environment international**, v. 26, n. 7-8, p. 483-495, 2001.
- GRCIC, Ivana; KOPRIVANAC, Natalija; VUJEVIC, Dinko. Removal of Atrazine herbicide from model wastewater. **Chemical Technology**, v. 29, n. 1, p. 32-42, 2009.
- GUSTAFSON, Kyle D.; BELDEN, Jason B.; BOLEK, Matthew G. The effects of the herbicide atrazine on freshwater snails. **Ecotoxicology**, v. 24, p. 1183-1197, 2015.
- HAN, Siyue et al. Metabolic insights into how multifunctional microbial consortium enhances atrazine removal and phosphorus uptake at low temperature. **Journal of Hazardous Materials**, v. 461, p. 132539, 2024.
- HE, Huijun et al. A review on recent treatment technology for herbicide atrazine in contaminated environment. **International journal of environmental research and public health**, v. 16, n. 24, p. 5129, 2019.

- HENNIG, Thuanne Braúlio et al. A systematic review of the toxic effects of a nanopesticide on non-target organisms: Estimation of protective concentrations using a species sensitivity distribution (SSD) approach–The case of atrazine. **Science of The Total Environment**, v. 871, p. 162094, 2023.
- HONG, Junting et al. Degradation of residual herbicide atrazine in agri-food and washing water. **Foods**, v. 11, n. 16, p. 2416, 2022.
- HOQUE, Md Sazedul et al. Probabilistic public health risks associated with pesticides and heavy metal exposure through consumption of common dried fish in coastal regions of Bangladesh. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-16, 2022.
- HU, Naitao et al. Removal of atrazine in catalytic degradation solutions by microalgae *Chlorella* sp. and evaluation of toxicity of degradation products via algal growth and photosynthetic activity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 207, p. 111546, 2021.
- HUANG, Min-Yi et al. The effect of atrazine on intestinal histology, microbial community and short chain fatty acids in *Pelophylax nigromaculatus* tadpoles. **Environmental Pollution**, v. 288, p. 117702, 2021.
- HUTTON, Sara J.; BRANDER, Susanne M. Epigenetics in Aquatic Toxicology. **Epigenetics in Aquaculture**, p. 301-323, 2023.
- INOUE, Takeshi et al. Planarian shows decision-making behavior in response to multiple stimuli by integrative brain function. **Zoological letters**, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2015.
- JABLONOWSKI, Nicolai David; SCHÄFFER, Andreas; BURAUDEL, Peter. Still present after all these years: persistence plus potential toxicity raise questions about the use of atrazine. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, p. 328-331, 2011.
- JAIN, Divyansh et al. Associations between high levels pesticide and adverse reproductive outcomes in females: A comprehensive review. **Materials Today: Proceedings**, 2023.
- JARI, Yassine et al. Emerging pollutants in Moroccan wastewater: occurrence, impact, and removal technologies. **Journal of chemistry**, v. 2022, 2022.
- JIANG, Qun et al. A stable biochar supported S-nZVI to activate persulfate for effective dichlorination of atrazine. **Chemical Engineering Journal**, v. 431, p. 133937, 2022.
- JIN, Ren; KE, Jiang. Impact of atrazine disposal on the water resources of the Yang river in Zhangjiakou area in China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 68, p. 893-900, 2002.
- KADIAN, Neeru et al. Biodegradation of herbicide (atrazine) in contaminated soil using various bioprocessed materials. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 4642-4647, 2008.
- KANNAN, M. et al. Nanopesticides in agricultural pest management and their environmental risks: A review. **International Journal of Environmental Science and Technology**, p. 1-26, 2023.
- KAUR, Gurvinder. Herbicides and its role in induction of oxidative stress-a review. **Int. J. Environ. Agric. Biotechnol**, v. 4, p. 995-1004, 2019.

KHATIB, Ihab; RYCHTER, Piotr; FALFUSHYNSKA, Halina. Pesticide Pollution: Detrimental outcomes and possible mechanisms of fish exposure to common organophosphates and triazines. **Journal of Xenobiotics**, v. 12, n. 3, p. 236-265, 2022.

KHATOON, Hina; RAI, J. P. N. Optimization studies on biodegradation of atrazine by *Bacillus badius* ABP6 strain using response surface methodology. **Biotechnology reports**, v. 26, p. e00459, 2020.

KHATRI, Nitasha; TYAGI, Sanjiv. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in life science**, v. 8, n. 1, p. 23-39, 2015.

KIM, Ki-Hyun; KABIR, Ehsanul; JAHAN, Shamin Ara. Exposure to pesticides and the associated human health effects. **Science of the total environment**, v. 575, p. 525-535, 2017.

KREUTZ, Luiz Carlos et al. Innate immune response of silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to atrazine. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 33, n. 4, p. 1055-1059, 2012.

KUCKA, Marek et al. Atrazine acts as an endocrine disrupter by inhibiting cAMP-specific phosphodiesterase-4. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 265, n. 1, p. 19-26, 2012.

KUMAR, Vinay et al. Toxicity analysis of endocrine disrupting pesticides on non-target organisms: A critical analysis on toxicity mechanisms. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 474, p. 116623, 2023.

LACINA, Petr; GOOLD, Scott. Use of the ferrates (FeIV–VI) in combination with hydrogen peroxide for rapid and effective remediation of water—laboratory and pilot study. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 10, p. 1869-1878, 2015.

LAGUNAS-BASAVE, Brenda et al. Occurrence and Risk Assessment of Atrazine and Diuron in Well and Surface Water of a Cornfield Rural Region. **Water**, v. 14, n. 22, p. 3790, 2022.

LAMMERTYN, Sofía et al. Biomarkers response and population biological parameters in the earthworm *Eisenia fetida* after short term exposure to atrazine herbicide. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107173, 2021.

LI, Xiang et al. Characterization of biochars from woody agricultural wastes and sorption behavior comparison of cadmium and atrazine. **Biochar**, v. 4, n. 1, p. 27, 2022.

LIANG, Yuan et al. Biodegradation of atrazine by three strains: identification, enzymes activities, and biodegradation mechanism. **Environmental Pollutants and Bioavailability**, v. 34, n. 1, p. 549-563, 2022.

LIMA, Jacqueline Zanin et al. Biochar-pesticides interactions: An overview and applications of wood feedstock for atrazine contamination. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 108192, 2022.

LIU, Yunsi et al. Enhanced degradation of atrazine by microbubble ozonation. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 6, n. 6, p. 1681-1687, 2020.

LUSHCHAK, Volodymyr I. et al. Pesticide toxicity: a mechanistic approach. **EXCLI journal**, v. 17, p. 1101, 2018.

LUTRI, Verónica F. et al. Screening of Atrazine Distribution in Groundwater and Modeling of Leaching Potential to the Unconfined Aquifer in the Pampean Plain of Cordoba, Argentina. **Environmental Processes**, v. 9, n. 2, p. 25, 2022.

LWANGA, Esperanza Huerta et al. Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil stressors: a journey from agricultural sites into the environment. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 9, n. 1, p. 1-20, 2022.

MACLAREN, R. David. Environmentally Realistic Waterborne Atrazine Exposure Affects Behavior in *Poecilia latipinna*. **Water**, v. 15, n. 2, p. 306, 2023.

MALIK, D.S. et al. A review on impact of water pollution on freshwater fish species and their aquatic environment. **Advances in environmental pollution management: wastewater impacts and treatment technologies**, v. 1, p. 10-28, 2020.

MARCHI, Giuliano; MARCHI, Edilene Carvalho Santos; GUIMARÃES, Tadeu Gracioli. Herbicidas: mecanismos de ação e uso. 2008.

MENDAŠ, Gordana et al. Urinary metabolites as biomarkers of human exposure to atrazine: Atrazine mercapturate in agricultural workers. **Toxicology letters**, v. 210, n. 2, p. 174-181, 2012.

MENDIETA HERRERA, Julia et al. Toxicity of Difenoconazole and Atrazine and Their Photodegradation Products on Aquatic Biota: Environmental Implications in Countries Lacking Good Agricultural Practices. **Toxics**, v. 11, n. 3, p. 213, 2023.

MENDY, Alphonse et al. Simple Review of Environmental Analytic Methods for the Determination of Pesticide Metabolites. **Journal ISSN**, v. 2766, p. 2276, 2022.

MIRZAEI, Mahnaz et al. Effects and mitigation of poor water quality on herbicide performance: A review. **Weed Research**, v. 63, n. 3, p. 139-152, 2023.

MONTES, Alma Delia Nava et al. Persistent organic pollutants in Kemp's Ridley sea turtle *Lepidochelys kempii* in Playa Rancho Nuevo Sanctuary, Tamaulipas, Mexico. **Science of The Total Environment**, v. 739, p. 140176, 2020.

MUKHOPADHYAY, Anwasha; DUTTAGUPTA, Srimanti; MUKHERJEE, Abhijit. Emerging organic contaminants in global community drinking water sources and supply: A review of occurrence, processes and remediation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 3, p. 107560, 2022.

MUMTAZ, Nazish et al. Nanoengineered metal-organic framework for adsorptive and photocatalytic mitigation of pharmaceuticals and pesticide from wastewater. **Environmental Pollution**, v. 308, p. 119690, 2022.

NAIR, Shyam K.; BARTELL, Steven M.; BRAIN, Richard A. A comparative study of the modeled effects of atrazine on aquatic plant communities in midwestern streams. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 34, n. 11, p. 2590-2602, 2015.

NÖDLER, Karsten; LICHA, Tobias; VOUTSA, Dimitra. Twenty years later—atrazine concentrations in selected coastal waters of the Mediterranean and the Baltic Sea. **Marine pollution bulletin**, v. 70, n. 1-2, p. 112-118, 2013.

NOROUZI, P. et al. Admittometric electrochemical determination of atrazine by nano-composite immune-biosensor using FFT-square wave voltammetry. **Int J Electrochem Sci**, v. 7, n. 11, p. 10414-10426, 2012.

NWANI, Christopher Ddidigwu et al. Toxicity of the herbicide atrazine: effects on lipid peroxidation and activities of antioxidant enzymes in the freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch). **International journal of environmental research and public health**, v. 7, n. 8, p. 3298-3312, 2010.

OFOEGBU, Pearl U. et al. Combined effects of NaCl and fluoxetine on the freshwater planarian, *Schmidtea mediterranea* (*Platyhelminthes: Dugesidae*). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 11326-11335, 2019.

OFOEGBU, Pearl U. et al. Toxicity of tributyltin (TBT) to the freshwater planarian *Schmidtea mediterranea*. **Chemosphere**, v. 148, p. 61-67, 2016.

OPUTE, Prosper Ashibudike; OBOH, Ijeoma Patience. Effects of Sub-Lethal Atrazine Concentrations on Embryogenesis, Larval Survival and Growth of African Catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). **Aquaculture Studies**, v. 21, n. 1, p. 143-152, 2020.

PARMAR, Trishala K.; RAWTANI, Deepak; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in life science**, 2016, 9.2: 110-118.

PASCAL-LORBER, Sophie; LAURENT, François. Phytoremediation techniques for pesticide contaminations. **Alternative farming systems, biotechnology, drought stress and ecological fertilisation**, p. 77-105, 2011.

PATRA, Ritwik; MITRA, Saubhik; MUKHERJEE, Suprabhat. Perturbation of the Health of the Riverine Ecosystem and its Impact on the Biogeochemical, Ecological, and Molecular Perspectives. **River Health and Ecology in South Asia: Pollution, Restoration, and Conservation**, p. 197-249, 2022.

PÉREZ, Joanne et al. Characterization of cholinesterases in *Chironomus riparius* and the effects of three herbicides on chlorpyrifos toxicity. **Aquatic toxicology**, v. 144, p. 296-302, 2013.

POONIA, Komal et al. Photocatalytic degradation aspects of atrazine in water: Enhancement strategies and mechanistic insights. **Journal of Cleaner Production**, v. 367, p. 133087, 2022.

POPOVA, Svetlana; MATAFONOVA, Galina; BATOEV, Valeriy. Simultaneous atrazine degradation and *E. coli* inactivation by UV/S₂O₈²⁻/Fe²⁺ process under KrCl excilamp (222 nm) irradiation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 169-177, 2019.

PREDEANU, Georgeta et al. Green synthesis of advanced carbon materials used as precursors for adsorbents applied in wastewater treatment. **Materials**, v. 16, n. 3, p. 1036, 2023.

QIAN, Honghao et al. Toxic Effects of Atrazine on Liver and Underlying Mechanism: A Review. **Exposure and Health**, p. 1-10, 2023.

RADWAN, Emad K. et al. Atrazine mineralization by *Stenotrophomonas maltophilia* and *Agrobacterium tumefaciens* Egyptian soil isolates. **Desalination Water Treat**, v. 171, p. 325-330, 2019.

RAJ, R. Shiny; KRISHNAN, K. Anoop. A comprehensive review on the impact of emerging organophosphorous pesticides and their remedial measures: Special focus on acephate. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, p. 100813, 2023.

RIBEIRO, Yves Moreira et al. Adverse effects of herbicides in freshwater Neotropical fish: A review. **Aquatic Toxicology**, p. 106293, 2022.

RODRIGUES, Andreia CM et al. Behavioural responses of freshwater planarians after short-term exposure to the insecticide chlorantraniliprole. **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 371-376, 2016.

ROH, Taehyun et al. Characterization of Arsenic and Atrazine Contaminations in Drinking Water in Iowa: A Public Health Concern. **International journal of environmental research and public health**, v. 20, n. 7, p. 5397, 2023.

ROHR, Jason R. The atrazine saga and its importance to the future of toxicology, science, and environmental and human health. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 40, n. 6, p. 1544-1558, 2021.

ROMAN, Erivelton Scherer et al. **Como funcionam os herbicidas: da biologia à aplicação**. Passo Fundo: Berthier, 2007.

ROSTAMI, Saeid et al. Current methods and technologies for degradation of atrazine in contaminated soil and water: A review. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 102019, 2021.

SACHDEVA, Saloni et al. Efficacy of biotic components in constructed wetlands for mitigating pesticides. In: **Emerging Aquatic Contaminants**. Elsevier, 2023. p. 235-276.

SADEGHNIA, Hamidreza et al. Atrazine neural and reproductive toxicity. **Toxin Reviews**, v. 41, n. 4, p. 1290-1303, 2022.

SAID, Rashad ElSayed Mohammed et al. Biomarker responses in *Sceloporus regularis* (Anura: Bufonidae) exposed to atrazine and nitrate. **Pollution**, v. 8, n. 4, p. 1387-1397, 2022.

SÁNCHEZ-BAYO, Francisco. Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. **Toxics**, v. 9, n. 8, p. 177, 2021.

SARAIVA, Althiéris S. et al. Lethal and sub-lethal effects of cyproconazole on freshwater organisms: a case study with *Chironomus riparius* and *Dugesia tigrina*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 12169-12176, 2018.

SCHÄFFER, Andreas et al. To be or not to be degraded: in defense of persistence assessment of chemicals. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 24, n. 8, p. 1104-1109, 2022.

SENA, Lynette et al. Atrazine-induced hepato-renal toxicity in adult male *Xenopus laevis* frogs. **Applied Sciences**, v. 11, n. 24, p. 11776, 2021.

SHARMA, Rajendra Kumar; KUMAR, Anoop; JOSEPH, P. E. Removal of atrazine from water by low cost adsorbents derived from agricultural and industrial wastes. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, p. 461-464, 2008.

SHIPITALO, Martin J.; OWENS, Lloyd B. Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine in surface runoff from conservation tilled watersheds. **Environmental science & technology**, v. 37, n. 5, p. 944-950, 2003.

SILVA, Bruna et al. Performance of a combined bacteria/zeolite permeable barrier on the rehabilitation of wastewater containing atrazine and heavy metals. **Processes**, v. 11, n. 1, p. 246, 2023.

SMITH, Philip N. et al. Assessment of risks to listed species from the use of atrazine in the USA: a perspective. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 24, n. 6, p. 223-306, 2021.

SMITH, Philip N. et al. Assessment of risks to listed species from the use of atrazine in the USA: a perspective. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 24, n. 6, p. 223-306, 2021.

SOLOMON, Keith R. et al. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 15, n. 1, p. 31-76, 1996.

SOUZA, Patrícia Moraes Sinohara et al. Desenvolvimento de nanocápsulas de poli- ϵ -caprolactona contendo o herbicida atrazina. **Química nova**, v. 35, p. 132-137, 2012.

STARA, Alzbeta; KOUBA, Antonin; VELISEK, Josef. Biochemical and histological effects of sub-chronic exposure to atrazine in crayfish *Cherax destructor*. **Chemico-Biological Interactions**, v. 291, p. 95-102, 2018.

STRADTMAN, Sydney C.; FREEMAN, Jennifer L. Mechanisms of neurotoxicity associated with exposure to the herbicide atrazine. **Toxics**, v. 9, n. 9, p. 207, 2021.

SUN, Chen et al. To evaluate the toxicity of atrazine on the freshwater microalgae *Chlorella* sp. using sensitive indices indicated by photosynthetic parameters. **Chemosphere**, v. 244, p. 125514, 2020.

SUN, J. T. et al. Atrazine contamination in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China and associated health risks. **Environmental geochemistry and health**, v. 39, p. 369-378, 2017.

SURANA, Deepti et al. A review on advances in removal of endocrine disrupting compounds from aquatic matrices: Future perspectives on utilization of agri-waste based adsorbents. **Science of The Total Environment**, v. 826, p. 154129, 2022.

TAI, Janiel K. Ahkin Chin et al. Developmental atrazine exposure in zebrafish produces the same major metabolites as mammals along with altered behavioral outcomes. **Neurotoxicology and teratology**, v. 85, p. 106971, 2021.

THI, Yen Vy Nguyen et al. Residual toxins on aquatic animals in the Pacific areas: Current findings and potential health effects. **Science of The Total Environment**, p. 167390, 2023.

TIERNEY, Keith B.; PYLE, Gregory G. Is salmonid migration at risk from chemical information disruption?. **Aquaculture and Fisheries**, 2023.

TOMAR, Rupal Singh; SINGH, Bhupendra; JAJOO, Anjana. Effects of organic pollutants on photosynthesis. **Photosynthesis, Productivity and Environmental Stress**, p. 1-26, 2019.

URSELER, Noelia et al. Bioremediation strategies to mitigate the Impact of Atrazine on the Environment: Recent Advances and Prospects. **Agrochemicals in Soil and Environment: Impacts and Remediation**, p. 461-501, 2022.

VALI, Sara et al. Effects of Diazinon on the survival, blood parameters, gills, and liver of grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844; Teleostei: Cyprinidae). **Water**, v. 14, n. 9, p. 1357, 2022.

VARSHA, M.; KUMAR, P. Senthil; RATHI, B. Senthil. A review on recent trends in the removal of emerging contaminants from aquatic environment using low-cost adsorbents. **Chemosphere**, v. 287, p. 132270, 2022.

VIEIRA, Yasmin et al. Mechanistic insights and steric interpretations through statistical physics modelling and density functional theory calculations for the adsorption of the pesticides atrazine and diuron by *Hovenia dulcis* biochar. **Journal of Molecular Liquids**, v. 367, p. 120418, 2022.

VILA-FARRÉ, Miquel; C RINK, Jochen. The ecology of freshwater planarians. **Planarian regeneration: Methods and protocols**, p. 173-205, 2018.

WANG, Jin-Hua et al. The combined stress effects of atrazine and cadmium on the earthworm *Eisenia fetida*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 9, p. 2035-2040, 2012.

WANG, Kang et al. Atrazine exposure can dysregulate the immune system and increase the susceptibility against pathogens in honeybees in a dose-dependent manner. **Journal of Hazardous Materials**, v. 452, p. 131179, 2023.

WANG, Shengchen et al. Atrazine exposure triggers common carp neutrophil apoptosis via the CYP450s/ROS pathway. **Fish & shellfish immunology**, v. 84, p. 551-557, 2019.

WANG, Xin et al. Asymmetric interaction and concurrent remediation of copper and atrazine by *Acorus tatarinowii* in an aquatic system. *Journal of Hazardous Materials*, v. 435, p. 128888, 2022.

WOŁEJKO, Elżbieta et al. Biomonitoring of Soil Contaminated with Herbicides. **Water**, v. 14, n. 10, p. 1534, 2022.

WU, Jui-Pin; LI, Mei-Hui. The use of freshwater planarians in environmental toxicology studies: advantages and potential. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 161, p. 45-56, 2018.

WU, Shaohua et al. Performances and mechanisms of efficient degradation of atrazine using peroxymonosulfate and ferrate as oxidants. **Chemical Engineering Journal**, v. 353, p. 533-541, 2018.

XU, Tong et al. Atrazine exposure induces necroptosis through the P450/ROS pathway and causes inflammation in the gill of common carp (*Cyprinus carpio* L.). **Fish & shellfish immunology**, v. 131, p. 809-816, 2022.

XUE, Ying et al. Aquaculture-derived distribution, partitioning, migration, and transformation of atrazine and its metabolites in seawater, sediment, and organisms from a typical semi-closed mariculture bay. **Environmental Pollution**, v. 271, p. 116362, 2021.

YANG, Changwon; LIM, Whasun; SONG, Gwonhwa. Reproductive toxicity due to herbicide exposure in freshwater organisms. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 248, p. 109103, 2021.

YANG, Hui et al. Herbicide atrazine exposure induce oxidative stress, immune dysfunction and WSSV proliferation in red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. **Chemosphere**, v. 283, p. 131227, 2021.

YANG, Liqiang et al. Terrestrial input of herbicides has significant impacts on phytoplankton and bacterioplankton communities in coastal waters. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 11, p. 4028-4045, 2021.

YOON, Deok-Seo et al. Effects of atrazine on life parameters, oxidative stress, and ecdysteroid biosynthetic pathway in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. **Aquatic Toxicology**, v. 213, p. 105213, 2019.

YU, Haiyan et al. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of atrazine in soils of the water fluctuation zone in the Three-Gorges Reservoir. **Environmental Sciences Europe**, v. 32, n. 1, p. 1-10, 2020.

YU, Xiaolong et al. UV activated sodium percarbonate to accelerate degradation of atrazine: mechanism, intermediates, and evaluation on residual toxicity by metabolomics. **Environment International**, v. 166, p. 107377, 2022.

ZALUSKI, Amanda B. et al. Atrazine and Diuron Effects on Survival, Embryo Development, and Behavior in Larvae and Adult Zebrafish. **Frontiers in Pharmacology**, v. 13, p. 841826, 2022.

ZHANG, Hu et al. Atrazine exposure induces hepatic metabolism disorder in male adult zebrafish. **Toxics**, v. 10, n. 7, p. 400, 2022.

ZHANG, Ying et al. Mechanism for various phytotoxicity of atrazine in soils to soybean: insights from soil sorption abilities and dissolved organic matter properties. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113220, 2021.

ZHAO, Shan et al. Effects of ecohydrological interfaces on migrations and transformations of pollutants: A critical review. **Science of the Total Environment**, v. 804, p. 150140, 2022.

ZHENG, Fukang et al. Insights into the novel oxidation process of ozone/peracetic acid: Kinetics evaluation, degradation pathways, and toxicity assessment. **Chemical Engineering Journal**, v. 474, p. 145964, 2023.

CAPÍTULO II

Atrazina Comercial versus Padrão Analítico: Respostas fisiológicas e comportamentais da Planária *Girardia tigrina*

RESUMO

Este estudo investigou os efeitos da atrazina (ATZ) sobre a *Girardia tigrina*, uma planária amplamente utilizada como organismo bioindicador em estudos de ecotoxicologia aquática. O objetivo principal foi analisar, além da sobrevivência, as respostas fisiológicas e comportamentais da planária à exposição aguda e crônica à ATZ (Padrão Analítico e Composto Comercial), visando entender os potenciais impactos desta substância química em invertebrados de água doce tropical. No estudo de exposição aguda, as planárias foram expostas a concentrações de 600, 960, 1536, 2457,6, 3932,16, 6291,5, 10066,36 $\mu\text{g i.a./L}$. e tratamento controle (ASTM) crescentes de ATZ por período de 24, 48, 72 e 96 horas. Além disso, foram investigados os efeitos comportamentais, como a locomoção, a regeneração e a reprodução para cinco distintas concentrações de ATZ (300, 600, 1200, 2400, 4800 $\mu\text{g i.a./L}$), visando a determinação da Concentração de Efeito Não Observado (CENO) e da Concentração de Efeito Observado (CEO). Os resultados revelaram que a exposição à ATZ afetou significativamente as respostas fisiológicas e comportamentais de *G. tigrina*. Para o Composto Comercial e Padrão Analítico, a taxa de locomoção foi significativamente reduzida (CEO = 300 $\mu\text{g i.a./L}$), ao passo que a regeneração de fotorreceptores foi reduzida significativamente (CENO = 600 $\mu\text{g i.a./L}$, CEO = 1200 $\mu\text{g i.a./L}$), bem como a regeneração de quimiorreceptores também diminuiu significativamente (CEO = 300 e 600 $\mu\text{g i.a./L}$, para Composto Comercial e Padrão Analítico, respectivamente). Para o Composto Comercial, a taxa de fecundidade não foi afetada, enquanto a fertilidade diminuiu significativamente (CENO = 600 $\mu\text{g i.a./L}$, CEO = 1200 $\mu\text{g i.a./L}$). Por outro lado, para o Padrão Analítico, a taxa de fecundidade foi afetada significativamente (CENO = 600 $\mu\text{g i.a./L}$, CEO = 1200 $\mu\text{g i.a./L}$) e a taxa de fertilidade não foi afetada pelas concentrações de ATZ. Essas diferenças nos resultados no âmbito da reprodução de planárias destacam a importância de considerar a composição e a pureza dos produtos químicos quando se avalia seu impacto nos organismos aquáticos. Além disso, sugerem a necessidade de investigações mais aprofundadas para compreender as interações entre a ATZ e outros componentes presentes no Composto Comercial e como essas interações podem influenciar as respostas dos organismos.

Palavras-chave: Ecotoxicologia, platelmintos, potencial bioindicador.

1. Introdução

O Brasil tem desempenhado papel significativo como produtor agrícola em resposta à crescente demanda global por alimentos (BRASIL, 2019). Nesse contexto, o aumento da eficiência produtiva está diretamente relacionado ao uso de agrotóxicos, visando o controle de pragas e o aumento da produtividade (Popp, Pető; Nagy, 2013; Sarkar *et al.*, 2021). Estima-se que aproximadamente 4 milhões de toneladas de pesticidas sejam consumidos na agricultura brasileira (Zhang, 2018), utilizados para controle de pragas, plantas daninhas e agentes causadores de doenças (Lushchak *et al.*, 2018).

A ATZ é uma substância química classificada como triazina, que é um tipo de herbicida. Sua fórmula química é $C_8H_{14}ClN_5$, o que a torna uma molécula orgânica que contém átomos de carbono, hidrogênio, cloro e nitrogênio. A estrutura química da ATZ é composta por um anel de triazina central, que é um grupo de três átomos de nitrogênio e três átomos de carbono, com substituintes de hidrogênio e cloro ligados a esses átomos de carbono (Liu *et al.*, 2023). Essa estrutura é típica de herbicidas da classe das triazinas, que são amplamente utilizados na agricultura para o controle de plantas daninhas.

A ATZ é conhecida pela persistência no solo e pela capacidade de inibir a fotossíntese em plantas daninhas, o que a torna eficaz como herbicida seletivo para o controle de ervas indesejadas em culturas agrícolas (Urseler *et al.*, 2022). No entanto, essa persistência também levantou preocupações ambientais pela contaminação de águas subterrâneas e superficiais. É importante observar que a ATZ é uma substância química que tem sido objeto de regulamentação e monitoramento pelos potenciais impactos no meio ambiente e na saúde humana. Portanto, o seu uso é regulamentado em muitos países para garantir um manejo responsável e sustentável.

Os efeitos da ATZ não se limitam aos organismos-alvo, mas, também afetam ampla diversidade de espécies, ameaçando a sustentabilidade ambiental (Singh *et al.*, 2018). Sua presença em ambientes aquáticos e terrestres pode ter impactos significativos em organismos importantes para a manutenção desses ecossistemas, como invertebrados de água doce (Wu; Li, 2018; Vila-Farré; Rink, 2018). A concentração ambientalmente relevante de ATZ em águas superficiais pode variar amplamente dependendo da região, das práticas agrícolas e do nível de monitoramento ambiental. Em áreas agrícolas em que a ATZ é amplamente utilizada, a concentração ambiental pode ser mais alta. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2023) estabeleceu limite máximo permitido de ATZ em água potável em 3 microgramas por litro ($\mu\text{g/L}$) como padrão de qualidade da água potável. Isso sugere que concentrações acima desse limite podem ser prejudiciais à saúde humana.

No entanto, é importante observar que em águas superficiais, como rios, lagos e córregos, as concentrações de ATZ podem variar sazonalmente e geograficamente. Em áreas próximas a locais de

aplicação intensiva de ATZ, as concentrações podem ocasionalmente exceder esse limite, especialmente após períodos de chuva, quando o herbicida pode ser lavado dos campos agrícolas para corpos d'água. A concentração ambientalmente relevante mais alta de ATZ (3452 µg/L) (Shipitalo; Owens, 2003; Gonzalez *et al.*, 2020) em águas superficiais pode exceder significativamente o limite estabelecido para água potável, dependendo das condições locais. Portanto, é crucial monitorar e regular o uso da ATZ em áreas agrícolas para minimizar os impactos ambientais e proteger a qualidade da água.

Para compreender os impactos da ATZ em organismos aquáticos, é fundamental realizar estudos que investiguem seus efeitos sobre espécies selecionadas como bioindicadores. Entre essas espécies, a *Girardia tigrina* é um organismo pertencente à família Dugesidae, que é uma família de planárias de água doce. Quanto ao descritor, o nome científico completo da *Girardia tigrina* inclui o nome do autor que descreveu a espécie. O descritor para a *Girardia tigrina* é "*Girardia tigrina* (Girard, 1850)." O autor "Girard" refere-se a Charles Frédéric Girard, que descreveu essa espécie em 1850. Portanto, o nome científico completo é a combinação do gênero (*Girardia*) e da espécie (*tigrina*), seguida do autor que a descreveu e tem sido amplamente utilizada pelas características bioindicadoras e a sensibilidade a poluentes ambientais. As planárias são organismos que desempenham papel crucial como sentinelas ambientais, uma vez que são capazes de acumular substâncias tóxicas em seus tecidos e apresentar respostas fisiológicas e comportamentais sensíveis a alterações ambientais como sobrevivência, alimentação, locomoção, regeneração e reprodução (Ciaunica *et al.*, 2023; Dos Reis *et al.*, 2022; Dornelas *et al.*, 2020; Dornelas *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2021; Vieira *et al.*, 2021; Kourdali *et al.*, 2022; López *et al.*, 2019; López *et al.*, 2021; Saraiva *et al.*, 2018; Saraiva *et al.*, 2020; Shi *et al.*, 2023;).

Dessa forma, é essencial avaliar os potenciais efeitos tóxicos da ATZ em diferentes organismos representativos de ecossistemas aquáticos e terrestres (De Albuquerque *et al.*, 2020). Este estudo tem como objetivo analisar a ecotoxicidade da ATZ (Padrão Analítico e Composto Comercial) sobre *G. tigrina*, através de parâmetros como sobrevivência, locomoção, regeneração e reprodução. Ao compreender os efeitos da ATZ em *G. tigrina*, poderão obter percepções importantes sobre a ecotoxicidade desse herbicida e a potencial influência nos ecossistemas aquáticos. Esses resultados fornecerão subsídios para a avaliação de riscos ambientais e contribuirão para a adoção de medidas adequadas de manejo e conservação dos recursos naturais. Finalmente, a investigação dos efeitos da ATZ em *G. tigrina* como organismo bioindicador oferece a oportunidade única para compreender os impactos dessa substância química em invertebrados de água doce tropical.

2. Material e Métodos

2.1. Manutenção de criação dos organismos teste

Foram utilizadas planárias provenientes de culturas já estabelecidas no Laboratório de Águas e Efluentes, localizado no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Rio Verde. As planárias foram cultivadas em meio de cultura ASTM e alimentadas uma vez por semana com fígado bovino (*ad libitum*). O meio de cultura foi trocado seguindo o protocolo ASTM (ASTM, 1980), e as planárias foram mantidas a uma temperatura constante de $22 \pm 1^\circ\text{C}$.

2.2. Aquisição da ATZ

Além do composto comercial, também foram conduzidos ensaios utilizando um Padrão Analítico de ATZ baseado no produto Atrazine PESTANAL® (Supelco® - Sigma-Aldrich®). O composto comercial escolhido com base no levantamento prévio foi o herbicida PANGA 900 WG® (CROPCHEM LTDA), por sua representatividade em termos de número de aplicações e culturas utilizadas. O uso do padrão analítico permitiu comparar os resultados obtidos com o composto comercial com uma forma de ATZ de alta pureza (≥ 98) do produto Atrazine PESTANAL® (Supelco® - Sigma-Aldrich®), garantindo maior precisão e confiabilidade nos dados obtidos.

2.3. Teste de Sobrevivência

Para realizar os ensaios agudos com *G. tigrina*, foram utilizadas sete concentrações de ATZ em uma solução experimental de 20 mL, além do tratamento controle utilizando apenas meio ASTM. As concentrações de ATZ foram determinadas com base em ensaios preliminares e na literatura científica. Para o composto comercial e o Padrão Analítico ATZ, as concentrações utilizadas foram 600, 960, 1536, 2457,6, 3932,16, 6291,5, 10066,36 $\mu\text{g i.a./L}$, além do tratamento controle (ASTM) com um fator de diluição de 1,6.

Os ensaios foram conduzidos a temperatura de $22 \pm 1^\circ\text{C}$ e foram constituídos por cinco réplicas, cada uma contendo quatro planárias, que foram alocadas em placas de Petri com diâmetro de 7,5 cm. A determinação da concentração letal para 50% (CL_{50}) dos organismos foi realizada após a análise dos dados coletados em períodos de observação de 24, 48, 72 e 96 horas, dependendo do efeito da ATZ. A mortalidade foi determinada quando os organismos expostos à luz apresentaram degeneração ou estavam imóveis (Saraiva *et al.*, 2018).

2.4. Ensaios de Pós Exposição - Locomoção e Regeneração de *G. tigrina*

Para os ensaios de locomoção e regeneração com *G. tigrina*, foram utilizados organismos com comprimento médio de 0,8 ($\pm 0,1$) cm. As planárias foram expostas durante oito dias a cinco concentrações subletais diferentes de ATZ (300, 600, 1200, 2400, 4800 $\mu\text{g i.a./L}$) tanto para o padrão analítico quanto para o composto comercial, além do tratamento controle utilizando meio ASTM

(Astm, 1980). A exposição dos organismos foi realizada em temperatura controlada de $22 \pm 1^\circ\text{C}$ e fotoperíodo escuro. O desenho experimental consistiu em grupos de três réplicas, com 10 organismos por réplica, totalizando 30 organismos por tratamento (Saraiva *et al.*, 2018).

Antes dos ensaios experimentais, as planárias foram submetidas a uma dieta de jejum por sete dias (Simão, 2020; Dornelas *et al.*, 2021). Após a exposição de oito dias à ATZ, como descrito anteriormente, 15 planárias por tratamento, totalizando 30 planárias expostas, foram individualmente alocadas em placas de Petri ($\varnothing = 7,5$ cm) contendo 100 ml de solução experimental para a determinação da *p*LMV (Planarian Locomotor Velocity). A avaliação da *p*LMV foi realizada utilizando papel milimetrado com espaçamento de 0,5 cm entre as linhas de grade, em um recipiente circular com diâmetro e quantidade de meio ASTM suficiente para permitir o livre deslocamento das planárias. Após a alocação e adaptação por 1 minuto, os organismos expostos foram observados para calcular o deslocamento em centímetros das planárias (Dos Reis *et al.*, 2022; López *et al.*, 2021; Saraiva *et al.*, 2018).

As 15 planárias restantes foram utilizadas para avaliação da regeneração da cabeça, com base na formação de aurículas e fotorreceptores. Os organismos foram decapitados através de um único corte abaixo das aurículas e posteriormente transferidos para recipientes de Polietileno Tereftalato - PET, contendo 20 mL de solução experimental. Após o corte, as planárias foram expostas até a regeneração completa das aurículas e fotorreceptores em um ambiente contaminado, sendo que as soluções experimentais originais foram renovadas durante esse período a cada 14 dias. A regeneração foi avaliada contando o número de horas (ou dias) até a formação completa de novos fotorreceptores (ocelos) e quimiorreceptores (aurículas) (adaptado de Saraiva *et al.*, 2018; López *et al.*, 2019).

2.5. Reprodução de *G. tigrina*

Para avaliar o efeito do composto comercial PANGA 900 WG[®] e o padrão analítico de ATZ sobre as planárias, foram utilizadas planárias adultas na fase reprodutiva, com o tamanho total de $1,5 \pm 0,1$ cm. A seleção criteriosa das planárias levou em conta sua idade e tamanho, assegurando a constituição de um grupo de indivíduos uniforme. Subsequentemente, os organismos foram aclimatados em condições controladas, mantidos em conformidade com as diretrizes do protocolo ASTM e a uma temperatura constante de $22 \pm 1^\circ\text{C}$.

Após a aclimação, as planárias foram submetidas a cinco distintas concentrações de ATZ (300, 600, 1200, 2400, 4800 μg i.a./L). Um grupo de controle foi estabelecido, empregando unicamente o meio ASTM, isento da presença de ATZ. As planárias foram acomodadas em recipientes de vidro, cada um contendo 100 mL da solução experimental, garantindo condições adequadas para a sobrevivência e reprodução. Foram empregados o total de 30 organismos, distribuídos em três repetições com 10 planárias cada. Os experimentos foram realizados por um

período de quatro semanas, e as avaliações foram conduzidas no escuro, com o propósito de minimizar possíveis influências da luz sobre os resultados.

Durante o período de exposição, as planárias foram submetidas a observações diárias, nas quais os efeitos sobre os parâmetros reprodutivos foram registrados. A fertilidade foi analisada conforme os critérios de Dornelas *et al.* (2020), calculando o número de descendentes produzidos pelas planárias por dia e dividindo pelo número de cásculos (“cocoons”). A fecundidade seguiu a metodologia proposta por Knakiewicz *et al.* (2006), que implica na contagem e divisão do número de cocoons depositados pelas planárias por dia em relação ao número total de planárias por tratamento (n=10).

2.6. Análise estatística

A CL_{50} em 96 horas (tempo máximo de exposição à ATZ avaliado) nos organismos estudados foram estimadas por meio da Análise de Probit, utilizando o software MiniTab 18 (Minitab Inc., State College, PA, EUA). Para avaliar os efeitos subletais da ATZ do composto comercial PANGA 900 WG® e do padrão analítico de ATZ nos organismos-teste, foi realizada o teste de homogeneidade de variância e normalidade dos dados, por meio do teste de Bartlett e do teste de Kolmogorov-Smirnov, respectivamente. Quando os pressupostos foram atendidos foi realizado a análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste *post-hoc* de Dunnett para identificar diferenças entre os tratamentos. Quando os pressupostos não foram atendidos, foi feito o teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste *post-hoc* de Dunn. As análises estatísticas dos efeitos subletais foram realizadas utilizando o software GraphPad Prism, versão 9.5.1, para Windows (GraphPad Software, La Jolla, CA, EUA).

3. Resultados

3.1. Toxicidade letal de ATZ em *G. tigrina*

Após várias repetições experimentais, observou-se que tanto o composto comercial de ATZ quanto o padrão analítico não apresentaram efeitos letais nos organismos testados em concentrações ambientalmente relevantes e no rol de concentrações testadas. Portanto, a CL_{50} é maior que 10066,36 $\mu\text{g i.a./L}$.

3.2. Composto Comercial (Panga 900 WG®)

3.2.1 Efeitos subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®) em planárias (*G. tigrina*)

A taxa de locomoção de *G. tigrina* foi significativamente reduzida ($F_{5,82} = 24,13; p < 0.0001$; $CEO = 300 \mu\text{g i.a./L}$; Fig. 2), quando comparado ao tratamento controle.

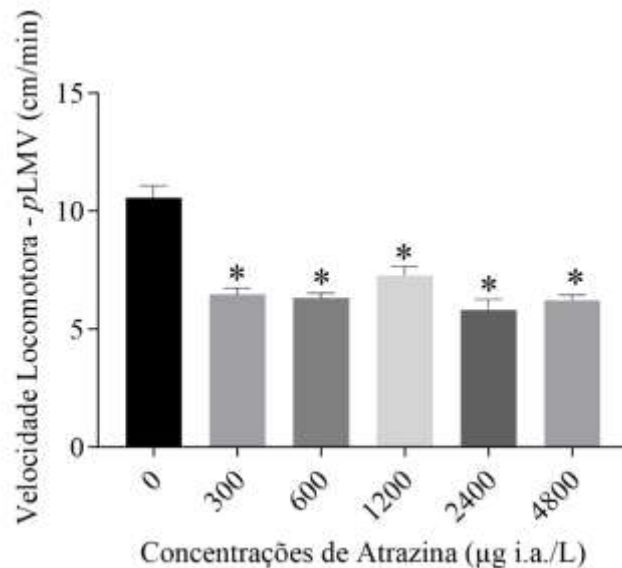


Figura 2. Efeitos de concentrações subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®) sobre *pLMV* de *G. tigrina*. Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste *post hoc* de Dunnett (após o teste F da ANOVA) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).

A regeneração de fotorreceptores foi reduzida ($H = 79.46$; $p < 0.0001$; CENO = 600 µg i.a./L, CEO = 1200 µg i.a./L; Fig. 3a) em comparação com o tratamento controle. A regeneração de quimiorreceptores também diminuiu ($H = 49.33$; $p < 0.0001$; CEO = 300 µg i.a./L; Fig. 3b).

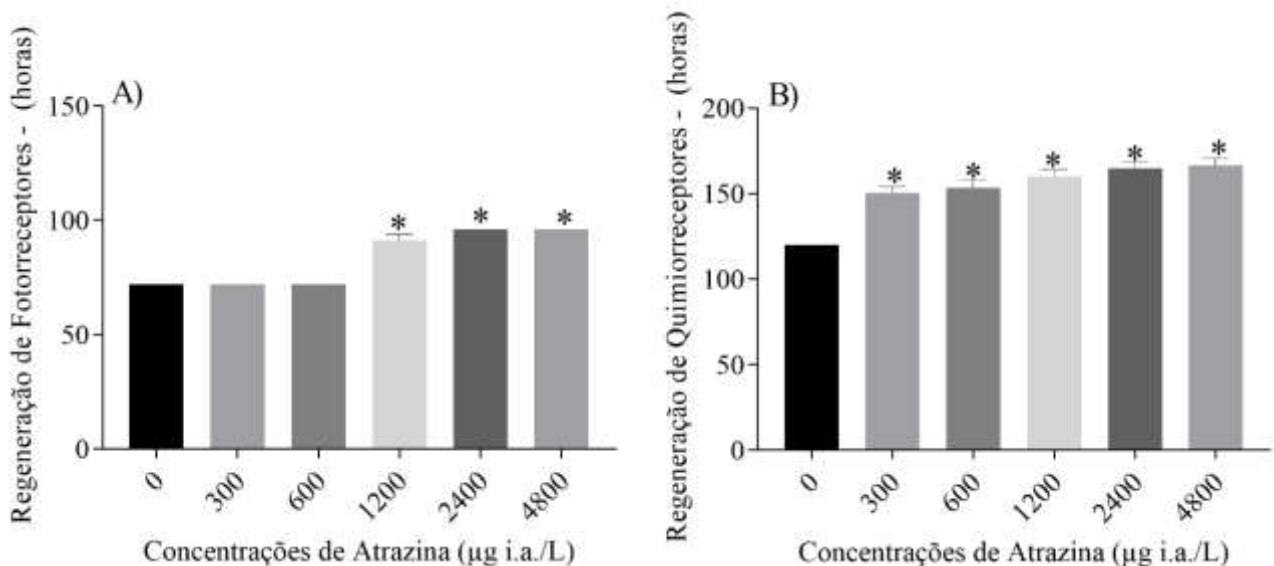


Figura 3. Regeneração de Fotorreceptores (a) e Regeneração de Quimiorreceptores (b) de *G. tigrina* submetidos aos efeitos de concentrações subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste *post hoc* de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).

A exposição às concentrações testadas do herbicida PANGA 900 WG® não afetou significativamente a taxa de fecundidade de *G. tigrina* ($F_{5,18} = 3,632$; $p > 0.01$; Fig. 4a). A taxa de fertilidade de *G. tigrina* diminuiu consideravelmente com o aumento das concentrações de PANGA 900 WG® ($H = 18.35$; $p < 0.01$; CENO = 600 $\mu\text{g i.a./L}$, CEO = 1200 $\mu\text{g i.a./L}$; Fig. 4b)

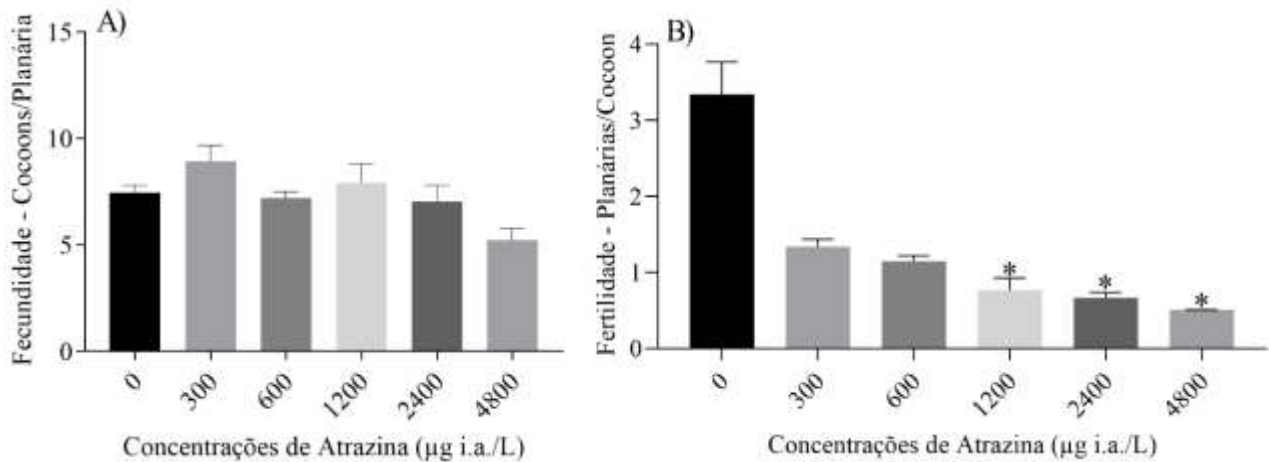


Figura 4. Taxa de Fecundidade (a) e Taxa de Fertilidade (b) de *G. tigrina* submetidos aos efeitos de concentrações subletais do herbicida ATZ (Panga 900 WG®). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste *post hoc* de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).

3.3. Padrão Analítico

3.3.1. Efeitos subletais da ATZ em planárias (*G. tigrina*)

A taxa de locomoção de *G. tigrina* foi consideravelmente diminuída ($F_{5,83} = 19,56$; $p < 0.0001$; CENO = 0 $\mu\text{g i.a./L}$, CEO = 300 $\mu\text{g i.a./L}$; Fig. 5), quando comparada ao tratamento de controle.

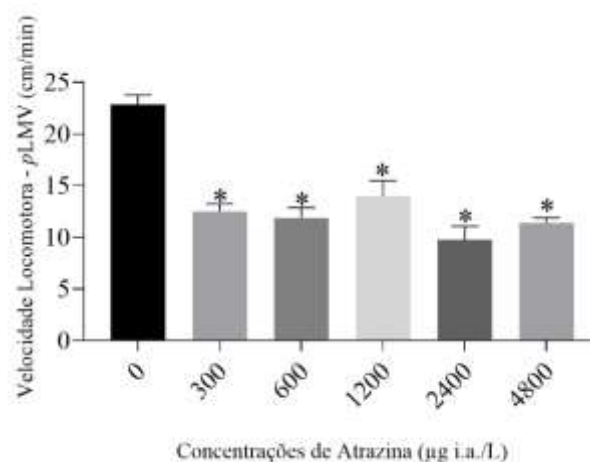


Figura 5. Efeitos de concentrações subletais de ATZ (padrão analítico) no pLMV de *G. tigrina*. Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste *post hoc* de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).

Houve redução na regeneração de fotorreceptores ($H = 79,46$; $p < 0.0001$; CENO = 600 μg i.a./L, CEO = 1200 μg i.a./L; Fig. 6a) em contraste com o grupo de controle. Da mesma forma, a regeneração de quimiorreceptores também sofreu diminuição ($H = 53,54$; $p < 0.0001$; CENO = 300 μg i.a./L, CEO = 600 μg i.a./L; Fig. 6b).

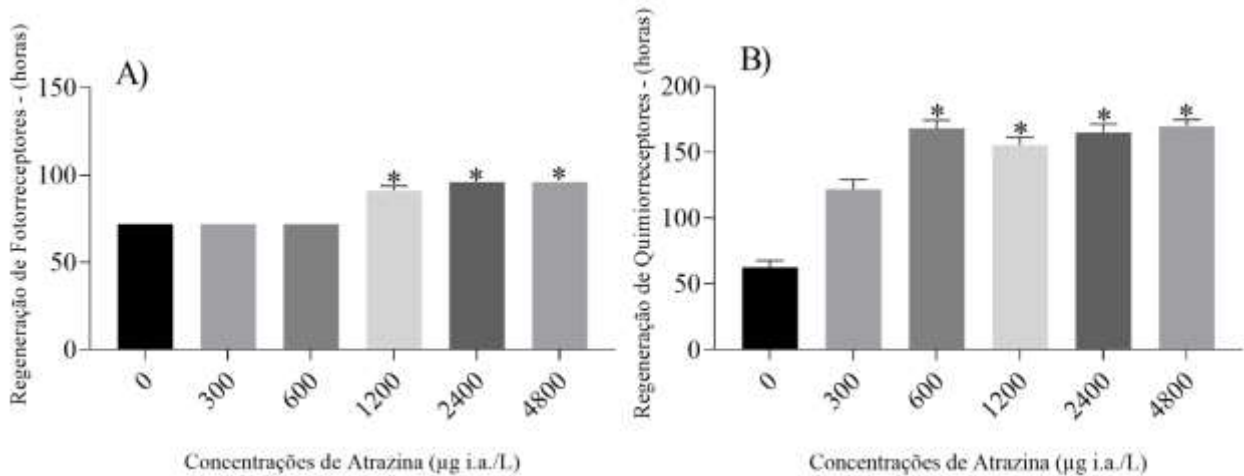


Figura 6. Regeneração de Fotorreceptores (a) e Regeneração de Quimiorreceptores (b) de *G. tigrina* submetidos aos efeitos de concentrações subletais de ATZ (padrão analítico). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste *post hoc* de Dunn's (após o teste não paramétrico Kruskal-Wallis) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).

A exposição às concentrações testadas do padrão analítico de ATZ afetou significativamente a taxa de fecundidade de *G. tigrina* ($F_{5,18} = 11,54$, $p < 0.0001$; CENO = 600 μg i.a./L, CEO = 1200 μg i.a./L; Fig. 7a). A exposição às concentrações testadas de ATZ não afetou significativamente a taxa de fertilidade de *G. tigrina* ($F_{5,18} = 2,406$, $p > 0.05$; Fig. 7b).

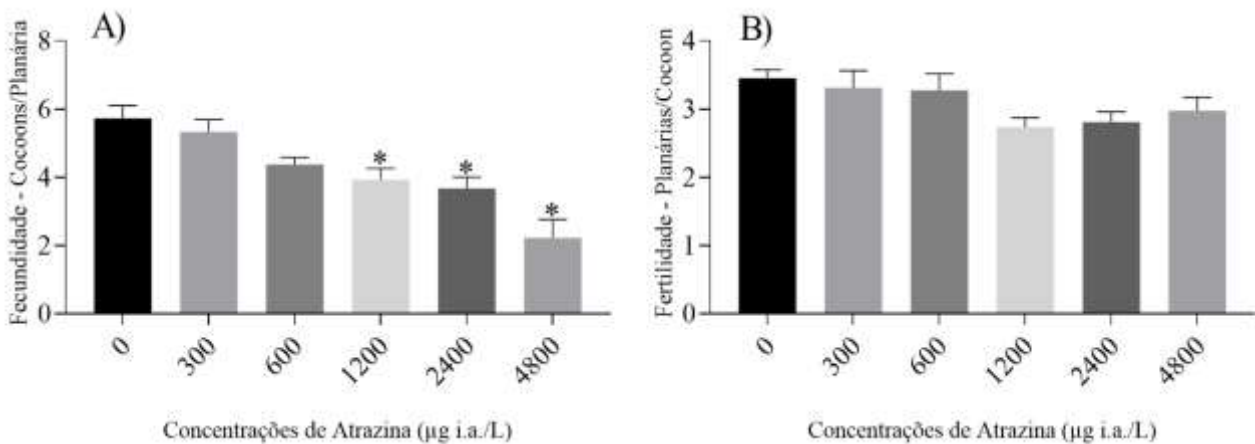


Figura 7. Taxa de Fecundidade (a) e Taxa de Fertilidade (b) de *G. tigrina* submetidos aos efeitos de concentrações subletais de ATZ (padrão analítico). Os asteriscos indicam diferenças significativas nas comparações com o tratamento de controle pelo teste *post hoc* de Dunnett (após o teste F da ANOVA) a 0,05% de probabilidade. Barras indicam a média (\pm erro padrão).

4. Discussão

É importante destacar que foram realizados ensaios de toxicidade aguda tanto com o composto comercial quanto com o padrão analítico de ATZ, com o objetivo de comparar a toxicidade entre eles. A literatura científica alerta para a possibilidade de os compostos comerciais apresentarem toxicidade diferente pela presença de adjuvantes, além do ingrediente ativo. Portanto, os resultados obtidos indicam que, tanto o composto comercial quanto o padrão analítico de ATZ não apresentaram efeitos letais nos organismos estudados em concentrações ambientalmente relevantes (3452 µg/L) (Shipitalo; Owens, 2003; Gonzalez *et al.*, 2020). Os resultados dos testes de sobrevivência contribuem para o conhecimento científico geral sobre os efeitos da ATZ em planárias de água doce tropical e, mesmo que os resultados não mostrem efeitos agudos em concentrações ambientalmente relevantes, eles podem fornecer informações valiosas para futuras pesquisas, auxiliando na compreensão dos possíveis efeitos cumulativos e crônicos da exposição à ATZ e na formulação de estratégias de manejo e regulamentação adequadas.

No caso da locomoção, a exposição ao PANGA 900 WG® resultou em significativa redução na taxa de locomoção de *G. tigrina*, com um CEO (Concentração com Efeito Observado) de 300 µg/L. No entanto, o padrão analítico de ATZ também provocou considerável diminuição na taxa de locomoção, com um CEO idêntico de 300 µg i.a./L, quando comparado ao grupo de controle. A redução significativa na taxa de locomoção após a exposição ao PANGA 900 WG® e ao padrão analítico de ATZ pode ser atribuída à ação neurotóxica desse herbicida (SADEGHNIA *et al.*, 2022; STRADTMAN *et al.*, 2021; TAI & FREEMAN, 2021). Os efeitos nocivos de herbicidas à base de ATZ podem afetar o sistema nervoso de invertebrados, causando disfunções na coordenação motora e na resposta a estímulos externos (Coban; Filipov, 2007; Demirci *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2014; Mela *et al.*, 2013).

Em relação à regeneração de fotorreceptores e quimiorreceptores, ambos os padrões, o PANGA 900 WG® e o padrão analítico de ATZ, resultaram em redução significativa na capacidade de regeneração. No entanto, é importante observar que os valores de CEO e CENO variaram entre os dois padrões, com alguns valores ligeiramente diferentes, indicando que as concentrações exatas de exposição para atingir um efeito observado variaram entre os padrões. A diminuição na regeneração de fotorreceptores e quimiorreceptores após a exposição a ambos os padrões pode estar relacionada ao impacto que o ATZ tem sobre o processo de regeneração celular. A exposição ao ATZ pode interferir na sinalização celular e na expressão gênica envolvida na regeneração, e resultaria na redução da capacidade de regeneração de tecidos sensoriais (Abdulelah *et al.*, 2020; Das *et al.*, 2023; Hao *et al.*, 2016; Graziosi *et al.*, 2022; Kolaitis *et al.*, 2023).

No que diz respeito à reprodução, a exposição ao PANGA 900 WG® não afetou significativamente a taxa de fecundidade de *G. tigrina*, enquanto a taxa de fertilidade diminuiu consideravelmente com o aumento das concentrações do herbicida. Por outro lado, a exposição ao padrão analítico de ATZ resultou em redução significativa da taxa de fecundidade, mas não afetou a taxa de fertilidade. As variações nos efeitos na taxa de fecundidade e fertilidade podem ser explicadas pela interação complexa da ATZ com os sistemas reprodutivos dos organismos. A ATZ pode interferir nos hormônios sexuais e na função reprodutiva de invertebrados, explicando a redução da taxa de fecundidade observada (Langston, 2020; Sai *et al.*, 2016; Silveyra; Medesani; Rodríguez, 2022; Yang *et al.*, 2021). No entanto, a falta de impacto na taxa de fertilidade pode ser resultado da capacidade de recuperação dos indivíduos e a mecanismos compensatórios (regeneração, detoxificação e respostas fisiológicas), ou porque os produtos comerciais como o PANGA 900 WG®, têm adjuvantes, surfactantes ou estabilizadores, adicionados a fórmula o que ajuda a melhorar a eficácia do produto (Inès *et al.*, 2023; Ireland *et al.*, 2022; Mesnage, 2021; Zhang *et al.*, 2023).

Como observado neste estudo, a concentração de ATZ que causa toxicidade aguda em planárias é maior do que a que afeta as algas verdes (*Pseudokirchneriella subcapitata*), azul-esverdeadas (*Anabaena flos-aquae*) e diatomáceas (*Navicula pelliculosa*) e macrófitas (*Myriophyllum spicatum* e *Elodea canadensis*) que são afetadas por concentrações de 20-200 µg i.a./L, enquanto a toxicidade crônica pode ocorrer em concentrações dez vezes menores (Anderson; Martinson; Brain *et al.*, 2012; Prosser, 2021; Sánchez-Bayo *et al.*, 2021; Smith *et al.*, 2021), e indica que as planárias são menos sensíveis que estes organismos. A sensibilidade elevada das plantas à atrazina está intimamente ligada aos efeitos prejudiciais desse herbicida sobre o Fotossistema II, o que compromete severamente o metabolismo fotossintético. Esse impacto resulta em aumento significativo na geração de Espécies Reativas de Oxigênio (EROs), levando à subsequente oxidação de proteínas, lipídios e ácidos nucleicos (Barbosa; De Souza; Nascimento, 2014).

As planárias (*Girardia tigrina*) deste estudo apresentaram CL₅₀ maior que 10066,36 µg i.a./L de ATZ e efeitos subletais entre as concentrações de 300 a 1200 µg i.a./L de ATZ, sendo mais tolerantes do que as espécies do estudo de Brain; Anderson e Hanson (2021) que investigou a toxicidade da ATZ em duas espécies marinhas, a ostra oriental (*Crassostrea virginica*) e o camarão gambá (*Americamysis bahia*). Para as ostras, não houve mortalidade em concentrações de até 17 mg i.a./L, mas o crescimento da casca foi afetado em concentrações de 1,0, 9,2 e 17 mg i.a./L. No caso do camarão gambá, houve taxas de mortalidade de 5 a 70% em concentrações de 1,7 a 6,4 mg i.a./L, com valor de CL₅₀ de 5,4 mg i.a./L em um teste de 96 horas. Efeitos subletais foram observados em camarões expostos a concentrações acima de 2,4 mg i.a./L. Após 28 dias, concentrações de até 1,1 mg i.a./L não afetaram a sobrevivência ou reprodução dos camarões. O CEO para o camarão Mysid foi de 0,50 mg i.a./L com base no tamanho corporal reduzido, e o CENO foi de 0,26 mg i.a./L.

Os resultados indicam que tanto o composto comercial (PANGA 900 WG®) quanto o padrão analítico de ATZ tiveram impactos negativos nas características de locomoção, regeneração e reprodução de *G. tigrina*. No entanto, as concentrações exatas e os efeitos observados variaram entre os dois padrões, destacando a importância de considerar o tipo de padrão usado em estudos toxicológicos e os potenciais impactos no ambiente e na vida selvagem.

3. Conclusão

Os ensaios de toxicidade aguda revelaram que tanto o composto comercial (PANGA 900 WG®) quanto o padrão analítico de ATZ não causaram efeitos letais em concentrações ambientalmente relevantes. No entanto, ambos os padrões demonstraram impactos negativos na locomoção, regeneração e reprodução de *G. tigrina*, indicando a neurotoxicidade do herbicida ATZ e seu potencial para interferir com processos celulares e reprodutivos.

A diferença nos efeitos da ATZ no que diz respeito à fertilidade e fecundidade, dependendo se foi utilizado o Composto Comercial ou o Padrão Analítico, pode ser atribuída a algumas possíveis razões. No caso do Composto Comercial, é possível que sua formulação contenha outros componentes ou impurezas que não estejam presentes no Padrão Analítico. Essas substâncias adicionais podem ter interações complexas com a ATZ, potencialmente atenuando ou modificando os efeitos dessa substância nos organismos. Portanto, a fecundidade de planárias pode não ter sido tão afetada como resultado dessas interações complexas no Composto Comercial. Por outro lado, o Padrão Analítico representa uma exposição mais controlada e direta à ATZ. Como resultado, ele pode ter causado efeitos mais pronunciados e específicos na regulação hormonal e na reprodução da *G. tigrina*. Nesse contexto, a fecundidade da planária pode ter sido mais afetada por causa da pureza do Padrão Analítico. Essas diferenças nos resultados destacam a importância de considerar a composição e a pureza dos produtos químicos quando se avalia o impacto nos organismos aquáticos. Além disso, sugerem a necessidade de investigações mais aprofundadas para compreender as interações entre a ATZ e outros componentes presentes no Composto Comercial e como essas interações podem influenciar as respostas dos organismos.

4. Referências bibliográficas

ABDULELAH, Sara A. et al. Environmentally relevant atrazine exposures cause DNA damage in cells of the lateral antennules of crayfish (*Faxonius virilis*). **Chemosphere**, v. 239, p. 124786, 2020.

American Standards for Testing and Materials (ASTM). Standard Practice for Conducting Acute Toxicity Tests with Fishes, Macroinvertebrates and Amphibians; American Standards for Testing and Materials: Philadelphia, PA, USA, p. 1980, 1980.

ANDERSON, Julie C.; MARTEINSON, Sarah C.; PROSSER, Ryan S. Prioritization of pesticides for assessment of risk to aquatic ecosystems in Canada and identification of knowledge gaps. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 259**, p. 171-231, 2021.

BARBOSA, Marta Ribeiro; DE SOUZA, Lindomar Maria; NASCIMENTO, Katarina Romênia Pinheiro. ROS E O ESTRESSE OXIDATIVO POR SECA EM PLANTAS. **Multidisciplinary Sciences Reports**, v. 3, n. 3, 2023.

BRAIN, R. A. et al. Recovery of photosynthesis and growth rate in green, blue–green, and diatom algae after exposure to atrazine. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 11, p. 2572-2581, 2012.

BRAIN, R. A.; ANDERSON, J. C.; HANSON, M. L. Toxicity of atrazine to marine invertebrates under flow-through conditions—eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and mysid shrimp (*Americamysis bahia*). **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, p. 1-14, 2021.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Secretaria Geral. Gerência de Comunicação e Informação. Embrapa em Números: Agricultura; Instituição de pesquisa; Pesquisa agrícola. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/10180/1600893/Embrapa+em+N%C3%BAmero/7624614b-ff8c-40c0-a87f-c9f00cd0a832>. Acesso em: 10 dez. 2022 ago.

CIAUNICA, Anna; SHMELEVA, Evgeniya V.; LEVIN, Michael. The brain is not mental! coupling neuronal and immune cellular processing in human organisms. **Frontiers in Integrative Neuroscience**, v. 17, p. 26, 2023.

COBAN, A.; FILIPOV, N. M. Dopaminergic toxicity associated with oral exposure to the herbicide atrazine in juvenile male C57BL/6 mice. **Journal of neurochemistry**, v. 100, n. 5, p. 1177-1187, 2007.

DAS, Srijit et al. Atrazine Toxicity: The Possible Role of Natural Products for Effective Treatment. **Plants**, v. 12, n. 12, p. 2278, 2023.

DE ALBUQUERQUE, Felícia Pereira et al. An overview of the potential impacts of atrazine in aquatic environments: perspectives for tailored solutions based on nanotechnology. **Science of The Total Environment**, v. 700, p. 134868, 2020.

DEMIRCI, Özlem et al. Effects of endosulfan, thiamethoxam, and indoxacarb in combination with atrazine on multi-biomarkers in *Gammarus kischineffensis*. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 147, p. 749-758, 2018.

DORNELAS, Aline Silvestre Pereira et al. Lethal and sublethal effects of the saline stressor sodium chloride on *Chironomus xanthus* and *Girardia tigrina*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 27, p. 34223-34233, 2020.

DORNELAS, Aline Silvestre Pereira et al. The sexual reproduction of the nontarget planarian *Girardia tigrina* is affected by ecologically relevant concentrations of difenoconazole: new sensitive tools in ecotoxicology. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-9, 2022.

DOS REIS, Eloisa Borges et al. Responses of Freshwater Planarian *Girardia tigrina* to Fipronil-Based Insecticide: Survival, Behavioral and Physiological Endpoints. **Diversity**, v. 14, n. 9, p. 698, 2022.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **National Primary Drinking Water Regulations**, 2023.

GONZALEZ, Javier M. et al. Atrazine removal from water by activated charcoal cloths. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 2, p. 205-212, 2020.

GRAZIOSI, Agnese et al. Effects of Subtoxic Concentrations of Atrazine, Cypermethrin, and Vinclozolin on microRNA-Mediated PI3K/Akt/mTOR Signaling in SH-SY5Y Cells. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 23, n. 23, p. 14538, 2022.

HAO, Chunxiang et al. Exposure to the widely used herbicide atrazine results in deregulation of global tissue-specific RNA transcription in the third generation and is associated with a global decrease of histone trimethylation in mice. **Nucleic acids research**, v. 44, n. 20, p. 9784-9802, 2016.

INÈS, Mnif et al. Biosurfactants as emerging substitutes of their synthetic counterpart in detergent formula: efficiency and environmental friendly. **Journal of Polymers and the Environment**, p. 1-13, 2023.

IRELAND, Danielle et al. Bioactivation and detoxification of organophosphorus pesticides in freshwater planarians shares similarities with humans. **Archives of Toxicology**, v. 96, n. 12, p. 3233-3243, 2022.

KOLAITIS, Nicola D. et al. Impact of Chronic Multi-Generational Exposure to an Environmentally Relevant Atrazine Concentration on Testicular Development and Function in Mice. **Cells**, v. 12, n. 4, p. 648, 2023.

KOURDALI, Sidali et al. An ecotoxicological approach for assessing marine pollution: Comparative study of multi-responses of marine mussels, *Mytilus galloprovincialis* and *Perna perna*, exposed to pollutant heavy metals (copper and lead). **Regional Studies in Marine Science**, v. 52, p. 102334, 2022.

LANGSTON, W. J. Endocrine disruption and altered sexual development in aquatic organisms: an invertebrate perspective. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 100, n. 4, p. 495-515, 2020.

LI, Yanshu et al. The long-term effects of the herbicide atrazine on the dopaminergic system following exposure during pubertal development. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 763, p. 23-29, 2014.

LIU, Bingyang et al. Activation of PMS degradation of chlorotriazine herbicides (atrazine and simazine) by MIL101-derived Fe/Co@ C under high salinity conditions. **Chemical Engineering Journal**, p. 146129, 2023.

- LÓPEZ, Ana M. Córdova et al. Behavioral parameters of planarians (*Girardia tigrina*) as fast screening, integrative and cumulative biomarkers of environmental contamination: preliminary results. **Water**, v. 13, n. 8, p. 1077, 2021.
- LÓPEZ, Ana M. Córdova et al. Exposure to Roundup® affects behaviour, head regeneration and reproduction of the freshwater planarian *Girardia tigrina*. **Science of the Total Environment**, v. 675, p. 453-461, 2019.
- LUSHCHAK, Volodymyr I. et al. Pesticide toxicity: a mechanistic approach. **EXCLI journal**, v. 17, p. 1101, 2018.
- MELA, M. et al. Effects of the herbicide atrazine in neotropical catfish (*Rhamdia quelen*). **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 93, p. 13-21, 2013.
- MESNAGE, Robin. Coformulants in commercial herbicides. In: **Herbicides**. Elsevier, 2021. p. 87-111.
- POPP, József; PETŐ, Károly; NAGY, János. Pesticide productivity and food security. A review. **Agronomy for sustainable development**, v. 33, p. 243-255, 2013.
- SAI, Linlin et al. Gene expression profiles in testis of developing male *Xenopus laevis* damaged by chronic exposure of atrazine. **Chemosphere**, v. 159, p. 145-152, 2016.
- SÁNCHEZ-BAYO, Francisco. Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. **Toxics**, v. 9, n. 8, p. 177, 2021.
- SARAIVA, Althiéris S. et al. Lethal and sub-lethal effects of cyproconazole on freshwater organisms: a case study with *Chironomus riparius* and *Dugesia tigrina*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 12169-12176, 2018.
- SARAIVA, Althieris S. et al. Strategies of cellular energy allocation to cope with paraquat-induced oxidative stress: Chironomids vs Planarians and the importance of using different species. **Science of the Total Environment**, v. 741, p. 140443, 2020.
- SARKAR, Swagata et al. **The use of pesticides in developing countries and their impact on health and the right to food**. European Union, 2021.
- SHI, Chaoli et al. Emergence of nanoplastics in the aquatic environment and possible impacts on aquatic organisms. **Science of The Total Environment**, p. 167404, 2023.
- SHIPITALO, Martin J.; OWENS, Lloyd B. Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine in surface runoff from conservation tilled watersheds. **Environmental science & technology**, v. 37, n. 5, p. 944-950, 2003.
- SILVA, Laila Cristina Rezende et al. Do bio-insecticides affect only insect species? Behavior, regeneration, and sexual reproduction of a non-target freshwater planarian. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-10, 2022.
- SILVEYRA, Gabriela R.; MEDESANI, Daniel A.; RODRÍGUEZ, Enrique M. Effects of the Herbicide Atrazine on Crustacean Reproduction. Mini-Review. **Frontiers in Physiology**, v. 13, p. 926492, 2022.

SIMAO, Fatima CP et al. Toxicity of different polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to the freshwater planarian *Girardia tigrina*. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115185, 2020.

SINGH, Simranjeet et al. Toxicity, degradation and analysis of the herbicide atrazine. **Environmental chemistry letters**, v. 16, p. 211-237, 2018.

SMITH, Philip N. et al. Assessment of risks to listed species from the use of atrazine in the USA: a perspective. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 24, n. 6, p. 223-306, 2021.

VIEIRA, Madalena; NUNES, Bruno. Cholinesterases of marine fish: characterization and sensitivity towards specific chemicals. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 35, p. 48595-48609, 2021.

VILA-FARRÉ, Miquel; C RINK, Jochen. The ecology of freshwater planarians. **Planarian regeneration: Methods and protocols**, p. 173-205, 2018.

WU, Jui-Pin; LI, Mei-Hui. The use of freshwater planarians in environmental toxicology studies: advantages and potential. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 161, p. 45-56, 2018.

YANG, Changwon; LIM, Whasun; SONG, Gwonhwa. Reproductive toxicity due to herbicide exposure in freshwater organisms. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 248, p. 109103, 2021.

ZHANG, Cong et al. Atrazine induced oxidative stress and mitochondrial dysfunction in quail (*Coturnix C. coturnix*) kidney via modulating Nrf2 signaling pathway. **Chemosphere**, v. 212, p. 974-982, 2018.

ZHANG, He-Cai et al. Toxicity of herbicide glyphosate to planarian *Dugesia japonica* and its potential molecular mechanisms. **Aquatic Toxicology**, v. 256, p. 106425, 2023.

CONCLUSÃO GERAL

A atrazina (ATZ) representa um sério desafio para os ecossistemas aquáticos e a vida aquática pelos impactos negativos abrangentes que exerce. Amplamente utilizada como herbicida na agricultura, a ATZ afeta tanto respostas fisiológicas quanto comportamentais em organismos aquáticos, com mecanismos de toxicidade que incluem ação como disruptor endócrino e danos celulares.

As respostas fisiológicas abrangem alterações metabólicas, estresse oxidativo, supressão do sistema imunológico e danos celulares, dependentes da concentração e duração da exposição. Além disso, as respostas comportamentais, como mudanças na alimentação, locomoção, migração e reprodução, também são afetadas pela presença da ATZ nos ambientes aquáticos.

A variação nos efeitos entre o composto comercial e o padrão analítico de ATZ ressalta a importância de considerar a formulação do produto em estudos toxicológicos. Esses resultados têm implicações significativas para a compreensão dos efeitos cumulativos e crônicos da exposição a ATZ, bem como para o desenvolvimento de estratégias de manejo e regulamentação adequadas. É fundamental proteger a biodiversidade aquática e o equilíbrio dos ecossistemas, levando em consideração os impactos específicos desse herbicida. Portanto, os achados desta pesquisa destacam a necessidade de regulamentações mais rigorosas e medidas de mitigação para minimizar os potenciais riscos ambientais associados ao uso de ATZ e produtos similares.

Os resultados indicam que o composto comercial (PANGA 900 WG®) e o padrão analítico de ATZ tiveram efeitos distintos em planárias. Portanto, futuros estudos podem explorar a influência de outros componentes presentes em compostos comerciais, como adjuvantes, surfactantes ou estabilizadores, na toxicidade desses produtos químicos em organismos aquáticos. Trabalhos futuros podem investigar os impactos a longo prazo da exposição a atrazina, considerando os efeitos cumulativos e crônicos sobre as populações de invertebrados. Além de investigar os processos celulares e as vias de sinalização envolvidas pode fornecer *insights* valiosos sobre os efeitos da exposição à atrazina.

Estudos adicionais podem examinar como a atrazina interage com outros componentes do ambiente aquático, como outros poluentes químicos, nutrientes e micro-organismos, e como essas interações podem modular seus efeitos tóxicos. Este estudo contribuiu para o entendimento dos impactos da atrazina em invertebrados aquáticos, mas há espaço para investigações adicionais visando uma compreensão mais completa e precisa dos riscos associados a essa substância nos ecossistemas aquáticos.