



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGIAS**



**DANIELLE CRISTINE PEDRUZZI**

**AVALIAÇÃO DE RISCO À BIODIVERSIDADE EM COMPARAÇÃO ÀS  
REGULAMENTAÇÕES INTERNACIONAIS DE PESTICIDAS NAS ÁGUAS  
SUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOURADOS**

**Dourados/MS  
Setembro/2024**

**DANIELLE CRISTINE PEDRUZZI**

**AVALIAÇÃO DE RISCO À BIODIVERSIDADE EM COMPARAÇÃO ÀS  
REGULAMENTAÇÕES INTERNACIONAIS DE PESTICIDAS NAS ÁGUAS  
SUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOURADOS**

**ORIENTADOR: PROF. Dr. ERITON RODRIGO BOTERO**

Tese submetida ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, como requisito para a obtenção do título de Doutor na área de concentração Ciência Ambiental.

**Dourados/MS  
Setembro2024**

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, pelo dom da vida, por iluminar meus caminhos e me dar forças para enfrentar cada desafio com fé e coragem. Agradeço por Sua constante proteção e bênçãos, e por me cercar de pessoas maravilhosas, que tanto contribuíram ao longo desta jornada. A ele, dedico minha gratidão mais sincera por cada conquista e aprendizado.

Ao meu marido, André, por seu apoio incondicional, paciência e amor em todos os momentos desta jornada. À minha filha Liz, que nasceu em maio deste ano, e durante seus primeiros meses de vida dividiu minha atenção com a finalização da tese de doutorado. Agradeço também à minha mãe, Terezinha, e ao meu pai, Junior, pela vida e pelo apoio irrestrito. À minha irmã, Josielle, e a todos os familiares que, de alguma forma, contribuíram para a minha formação como ser humano, deixo minha mais sincera gratidão.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Eriton Rodrigo Botero, por sua paciência, confiança e por me acolher nos momentos mais difíceis desta trajetória. Agradeço profundamente por acreditar em meu potencial e me guiar com sabedoria e dedicação ao longo dessa jornada.

Aos professores convidados, membros da comissão avaliadora deste trabalho, agradeço pela atenção, pelas valiosas contribuições e pela colaboração. Vocês enriqueceram este trabalho com seus conhecimentos e perspectivas.

Agradeço também a todos os demais professores e colaboradores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. À direção do curso e aos funcionários, que direta ou indiretamente, possibilitaram a realização deste trabalho, deixo meu sincero agradecimento.

Por fim, a todos que de alguma forma contribuíram para a concretização deste trabalho, meu muito obrigada.

## RESUMO

O presente estudo abordou uma análise, sob a ótica da avaliação de risco, da contaminação por pesticidas nas águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Dourados, localizada em Mato Grosso do Sul, Brasil, decorrentes das práticas agrícolas intensivas na região. Os dados químicos de contaminação das águas foram fornecidos pela Embrapa e a análise de risco à biodiversidade aquática foi realizada após um levantamento abrangente das principais regulamentações de limites de poluentes em âmbito mundial. Este levantamento incluiu uma comparação das legislações de diversos países, como Brasil, Canadá, China, Estados Unidos, Austrália, União Europeia, bem como as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS). A comparação das legislações ambientais revelou discrepâncias significativas nos limites máximos permitidos de poluentes em recursos hídricos, destacando vulnerabilidades nas normas atuais e a necessidade de harmonização para uma proteção mais eficaz dos recursos hídricos. A avaliação de risco a biodiversidade foi baseada no cálculo do quociente de risco, identificando potenciais danos aos organismos aquáticos. Os resultados também reforçam a importância de práticas agrícolas sustentáveis e de um monitoramento contínuo da qualidade da água para mitigar os impactos negativos dos pesticidas. Este estudo contribuiu para uma compreensão aprofundada dos impactos dos pesticidas na qualidade da água e na saúde dos ecossistemas aquáticos. Por fim, a análise promove uma discussão crucial sobre a gestão e a legislação ambiental que envolve os poluentes e ressalta a necessidade de regulamentações mais rigorosas para proteger os recursos hídricos e a biodiversidade.

**Palavras-chave:** Análise de risco; Legislação ambiental; Qualidade da água; Recursos hídricos; Agroquímicos.

## ABSTRACT

The present study addressed an analysis, from a risk assessment perspective, of pesticide contamination in the surface waters of the Rio Dourados Watershed, located in Mato Grosso do Sul, Brazil, resulting from intensive agricultural practices in the region. Water contamination data were provided by Embrapa, and the aquatic biodiversity risk assessment was conducted following a comprehensive review of the main global pollutant limit regulations. This review included a comparison of the legislation of various countries, such as Brazil, Canada, China, the United States, Australia, the European Union, as well as the guidelines of the World Health Organization (WHO). The comparison of environmental regulations revealed significant discrepancies in the maximum allowable pollutant limits in water resources, highlighting vulnerabilities in current standards and the need for harmonization to achieve more effective protection of water resources. The biodiversity risk assessment was based on the calculation of the risk quotient, identifying potential harm to aquatic organisms. The results also emphasize the importance of sustainable agricultural practices and continuous water quality monitoring to mitigate the negative impacts of pesticides. This study contributed to a deeper understanding of the impacts of pesticides on water quality and the health of aquatic ecosystems. Finally, the analysis promotes a crucial discussion on environmental management and legislation involving pollutants and highlights the need for stricter regulations to protect water resources and biodiversity.

**Keywords:** Risk analysis; Environmental legislation; Water quality; Water resources; Agrochemicals.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	9
2. REVISÃO DE LITERATURA .....	11
2.1. Pesticidas: Benefícios, Riscos e a Necessidade de Abordagens Sustentáveis .....	11
2.1.1. <i>Fungicidas</i> .....	12
2.1.2. <i>Inseticidas</i> .....	13
2.1.3. <i>Herbicidas</i> .....	13
2.1.4. <i>Produtos de Degradação</i> .....	14
2.2. Impacto dos Pesticidas na Biodiversidade.....	15
2.2.1. <i>Contaminação dos Solos por Pesticidas</i> .....	16
2.2.2. <i>Contaminação de Águas por Pesticidas</i> .....	17
2.2.3. <i>Contaminação de Águas Superficiais no Mundo</i> .....	18
2.3. Análise de Risco da Biodiversidade.....	20
2.4. Regulamentações Globais Referentes a Limites Máximos de Poluentes em Corpos Hídricos.....	21
3. OBJETIVOS .....	25
3.1. Objetivo Geral.....	25
3.2. Objetivos Específicos.....	25
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	26
4.1. <i>Descrição da área de estudo</i> .....	26
4.2. <i>Procedimentos e pontos de coleta</i> .....	27
4.3. <i>Análise de pluviosidade</i> .....	29
4.4. <i>Avaliação de risco para preservação da biota aquática</i> .....	29
4.5. <i>Comparativo de regulamentações referentes a contaminação por pesticidas</i> .....	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
5.1. Análise de concentração de poluentes .....	32
5.2. Análise de pluviosidade e somatório de concentrações de poluentes .....	36
5.3. Avaliação de risco para preservação da biota aquática.....	40
5.3.1. <i>Comparativo de somatórias de concentrações de poluentes por ano</i> .....	44
5.4. Comparativo de regulamentações ambientais referentes ao limite máximo de poluentes permitidos em água (ug/L).....	46
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	50
7. REFERÊNCIAS.....	51

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1.** Tipos de solos predominantes na BHRD.

**Figura 2.** Cobertura vegetal na BHRD.

**Figura 3.** Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, com os respectivos pontos de amostragem.

**Figura 4.** Somatório das concentrações de poluentes por data de coleta ( $\mu\text{g/L}$ ) e precipitação acumulada (mm) na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de janeiro de 2019 a dezembro de 2020.

**Figura 5.** Somatório das concentrações de poluentes por data de coleta ( $\mu\text{g/L}$ ) e precipitação acumulada (mm) na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de dezembro de 2020 a dezembro de 2021.

**Figura 6.** Somatório das concentrações de poluentes por data de coleta ( $\mu\text{g/L}$ ) e precipitação acumulada (mm) na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de dezembro de 2021 a dezembro de 2022.

**Figura 7.** Avaliação de risco para preservação da biota aquática de acordo com a somatória das concentrações de poluentes das águas superficiais coletadas na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, nos anos de 2020, 2021 e 2022.

**Figura 8.** Avaliação de risco para preservação da biota aquática de acordo com a somatória das concentrações de poluentes das águas superficiais coletadas na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, nos anos de 2020, 2021 e 2022.

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1.** Concentrações de pesticidas ou produtos de degradação encontrados com frequência maior ou igual a 80% das amostras de águas superficiais coletadas nos três pontos de estudo no Rio Dourados durante os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Tabela 2.** Toxicidade e riscos à saúde humana e biodiversidade de pesticidas e produtos de degradação.

**Tabela 3.** Limite máximo de contaminantes permitidos em água superficial (ug/L) de acordo com legislação internacional.

## 1. INTRODUÇÃO

No Brasil, o setor agrícola é um dos principais consumidores de pesticidas, o que torna o país um dos maiores mercados do produto no mundo, com uma ampla gama de variações utilizadas para controlar pragas e doenças nas lavouras (Carazo-Rojas *et al.*, 2018); refletindo assim, a importância do agronegócio para a economia do país. Em nível global, especialmente na América do Norte, Europa e Ásia (Mentzel *et al.*, 2021), com a crescente demanda por alimentos, a tendência de aumento no mercado de pesticidas é semelhante.

O uso indiscriminado de pesticidas é prejudicial ao meio ambiente, e a poluição resultante do uso destes, não se limita às áreas de aplicação direta; esses contaminantes são transportados através dos ventos, águas superficiais e subterrâneas, levando à contaminação de solos e corpos d'água em regiões remotas as dos locais de aplicação original (Zubrod *et al.*, 2019). Além disso, muitos pesticidas são conhecidos por sua capacidade de bioacumulação e biomagnificação, resultando em concentrações crescentes ao longo da cadeia alimentar, afetando tanto a fauna quanto a flora (Negrete-Bolagay *et al.*, 2021).

As águas superficiais são particularmente vulneráveis à contaminação por pesticidas devido ao escoamento superficial, à lixiviação e à deposição atmosférica. Rios, lagos e reservatórios frequentemente apresentam resíduos de pesticidas, gerando efeitos deletérios na biota aquática (Carazo-Rojas *et al.*, 2018).

Dada a relevância e a contextualização do tema, o presente estudo teve por objetivo a avaliar os riscos que os pesticidas representam para a biodiversidade na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados (BHRD). A caracterização dos pontos de coleta, bem como a metodologia de análise química das amostras de água foram reproduzidas dos relatórios fornecidos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) Scorza Júnior e Paz (2020); Scorza Júnior *et al.* (2021); Scorza Júnior *et al.* (2023) e não foram pontos de discussão desta tese.

O trabalho foi dividido em sessões que abordaram diferentes aspectos do estudo. Na revisão de literatura, abordaram-se os diferentes tipos de pesticidas, seus impactos ambientais e metodologias para avaliação de risco a biodiversidade, além de comparações entre regulamentações internacionais. Na seção de materiais e métodos, foram descritos a área de estudo, os procedimentos de coleta, análises químicas e de

pluviosidade, bem como a abordagem para comparar regulamentações internacionais e análise de risco. Os resultados e discussões apresentaram dados de 2020 a 2022, destacando a concentração de poluentes, pluviosidade, a relação entre ambos e a comparação das legislações ambientais, além da avaliação de risco para a biota aquática, e as considerações finais sintetizaram a necessidade de regulamentações mais rígidas e práticas agrícolas sustentáveis para proteger os recursos hídricos e a biodiversidade.

Embora de caráter local, este estudo é de grande importância no âmbito da ciência e tecnologia ambiental, pois aborda uma preocupação sobre contaminação por pesticidas, que impacta diretamente a saúde ambiental e humana. Ao analisar a contaminação das águas superficiais na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados, o estudo não só identificou os níveis de poluição, mas também avaliou os riscos associados à biodiversidade aquática.

Diante do exposto, os objetivos do estudo foram definidos em termos das análises das concentrações de pesticidas no Rio Dourados e comparação com os limites estabelecidos por diversas legislações globais. Além da investigação da origem dos compostos, análises das variações sazonais, identificação dos compostos que excedem os limites permitidos e avaliação de risco para a biota aquática.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Pesticidas: Benefícios, Riscos e a Necessidade de Abordagens Sustentáveis

Os pesticidas são compostos químicos desenvolvidos para prevenir, controlar, destruir, repelir ou atrair pragas. Esses compostos podem ser de origem natural ou sintética, e são classificados em diferentes categorias baseadas em sua origem e no tipo de praga que atacam, como inseticidas, herbicidas e fungicidas (Rawtani *et al.*, 2018; Abubakar *et al.*, 2020). Os herbicidas representam a maior parte do uso de pesticidas globalmente, correspondendo a 46% do total (Mojiri *et al.*, 2020).

Os pesticidas geram impactos na saúde humana (Lushchak *et al.*, 2018) e no ambiente. Assim, estudos devem centrar-se na minimização do impacto dos pesticidas em organismos não visados e na redução da contaminação de alimentos e ambientes para garantir sua segurança e eficácia no controle de pragas (Hassaan; Nemr, 2020).

A toxicidade não controlada dos pesticidas varia conforme o seu tipo e o grau de exposição (Kim; Kabir; Jahan, 2017) e os impactos na saúde e ambiente variam também com as características dos ecossistemas do entorno das áreas de uso (Dewhurst; Marrs, 2009). Como exemplo, herbicidas e fungicidas são frequentemente encontrados nas águas superficiais em todo o mundo, impactando negativamente a vida aquática e a saúde humana (Souza *et al.*, 2020).

A contaminação ambiental por pesticidas não apenas afeta diretamente a fauna e flora, mas também pode causar bioacumulação e biomagnificação, amplificando os efeitos negativos ao longo da cadeia alimentar. Por isso, é essencial desenvolver métodos de detecção e tratamento mais eficazes para mitigar esses impactos (Hassaan; Nemr, 2020).

A Bioacumulação refere-se ao processo pelo qual substâncias químicas se acumulam em um organismo ao longo do tempo; isso ocorre quando a taxa de absorção de uma substância é maior do que a taxa de eliminação. A bioacumulação pode ocorrer através de várias vias, incluindo a ingestão de alimentos contaminados, a absorção direta do ambiente (como água ou solo) e a respiração (Miller; Hamann; Kroon, 2020; Zheng; Nowack, 2022).

Já a biomagnificação é o processo pelo qual a concentração de uma substância química aumenta à medida que se move para cima na cadeia alimentar. Isso significa que os predadores de níveis tróficos superiores terão concentrações mais altas da substância em seus corpos do que os organismos de níveis tróficos inferiores (Peng *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017). Estes compostos permanecem no ambiente e expõem permanentemente os organismos, dificultando a estimativa dos efeitos adversos a longo prazo (Brendel *et al.*, 2018), gerado pela biomagnificação.

Dado o efeito significativo dos pesticidas na saúde e no ambiente, há uma necessidade urgente de novas abordagens que minimizem os riscos associados. Isso inclui o desenvolvimento de produtos com menor toxicidade e a implementação de práticas agrícolas mais sustentáveis (Abubakar *et al.*, 2020).

### **2.1.1. Fungicidas**

Fungicidas são agentes químicos utilizados para controlar fungos patogênicos que geram doenças em plantas, resultando em perdas de rendimento e qualidade das culturas. Eles podem ser aplicados de forma preventiva ou curativa e atuam de diferentes maneiras, dependendo do tipo de fungicida e do patógeno alvo (Tleuova *et al.*, 2020).

Os fungicidas são ferramentas utilizadas no manejo agrícola que visam a maximizar o potencial de rendimento na ausência de doenças (Poole; Arnaudin, 2014). Eles ajudam a proteger as plantas contra fungos que podem devastar colheitas inteiras, garantindo a produtividade e a segurança alimentar. Além disso, os fungicidas são utilizados para controlar doenças fúngicas que afetam não apenas plantas, mas também animais e humanos, destacando sua importância multifuncional (Tabassum *et al.*, 2016).

O uso contínuo e intensivo de fungicidas tem levado ao desenvolvimento de resistência por parte dos fungos, reduzindo a eficácia desses produtos ao longo do tempo. O desenvolvimento de resistência exige a implementação de estratégias de manejo integrado de pragas para mitigar esse problema e garantir a eficácia contínua dos fungicidas. Este produto é considerado um inseticida sistêmico com potencial para desenvolvimento de resistência e efeitos colaterais à saúde humana e ao meio ambiente (Gikas *et al.*, 2022).

Os fungicidas representam um risco significativo para o meio ambiente, pois são altamente tóxicos para uma ampla gama de organismos e gerando danos substanciais à

biota aquática (Zubrod *et al.*, 2019). A presença de fungicidas em sistemas aquáticos é uma preocupação crescente, pois compostos como tebuconazol e carbendazim, típicos fungicidas, são frequentemente identificados em águas superficiais em todo o mundo (Souza *et al.*, 2020). Esses produtos químicos podem ser extremamente prejudiciais para os ecossistemas aquáticos, representando um risco para a vida marinha e outros organismos dependentes dessas águas (Zubrod *et al.*, 2019).

### **2.1.2. Inseticidas**

Os inseticidas são amplamente utilizados para controlar pragas que ameaçam a produtividade das culturas. Nos Estados Unidos, houve uma mudança no uso de pesticidas agrícolas, com a substituição de organofosforados e N-metil carbamato por uma mistura de neonicotinóides e piretróides. Os neonicotinóides, mais tóxicos para os insetos e com maior persistência no meio ambiente, foram adotados devido à necessidade de maior eficácia no controle de pragas e à resistência crescente das pragas aos inseticidas mais antigos (DiBartolomeis *et al.*, 2019).

No entanto, o uso de inseticidas modernos, especialmente os neonicotinóides, levantou preocupações ambientais. De acordo com Stehle e Schulz (2015), mais de 50% das concentrações de inseticidas detectadas globalmente excedem os limites regulamentares. Esse excesso representa uma ameaça significativa para a biodiversidade aquática, afetando organismos diretamente expostos e comprometendo o equilíbrio dos ecossistemas.

Além dos impactos nos organismos aquáticos, os inseticidas também afetam organismos não-alvo, como polinizadores e predadores naturais de pragas. Isso provoca desequilíbrios ecológicos, podendo resultar em impactos negativos sobre espécies benéficas e elevando os custos de produção, além de aumentar os riscos de contaminação ambiental (Soberón; Bravo; Blanco, 2015).

### **2.1.3. Herbicidas**

Os herbicidas são utilizados no manejo de ervas daninhas afim de intensificar a produtividade dos sistemas agrícolas modernos (Gandy *et al.*, 2015). Estes compostos químicos são utilizados para eliminar plantas indesejáveis que competem com as culturas

por recursos como luz, água e nutrientes, comprometendo o rendimento e o crescimento das plantas cultivadas (Singh *et al.*, 2020).

Os herbicidas podem ser seletivos, direcionados apenas à certas plantas, ou não seletivos, afetando uma ampla gama de espécies vegetais, e são frequentemente aplicados em áreas agrícolas para garantir que as culturas possam crescer sem a competição de ervas daninhas (Pesticides and Herbicides, 2016).

Entre os herbicidas mais amplamente utilizados, os à base de glifosato (GBHs) se destacam. Esses compostos são extremamente eficazes no controle de uma ampla variedade de ervas daninhas e são aplicados extensivamente em várias culturas agrícolas (Tóth *et al.*, 2020).

O uso extensivo de herbicidas químicos na agricultura tem levado à detecção frequente desses compostos como contaminantes no meio ambiente. Isso inclui a presença de resíduos de herbicidas em solos, águas superficiais e subterrâneas (Dayan, 2019). A contaminação ambiental por herbicidas é uma preocupação significativa devido aos seus efeitos adversos sobre a biodiversidade. Por exemplo, a atrazina, um dos herbicidas mais utilizados globalmente, tem sido objeto de estudo referente seus impactos ecológicos, particularmente nos EUA, Canadá e China (Castro *et al.*, 2021).

A eficiência dos herbicidas modernos, como os GBHs, contribui significativamente para a produtividade agrícola, mas também traz desafios associados à resistência das ervas daninhas e à sustentabilidade ambiental. Abordagens modernas, como métodos computacionais e formulações avançadas, estão sendo desenvolvidas para criar herbicidas mais ecologicamente corretos e eficazes (Berestetskiy, 2023). Essas inovações são essenciais para enfrentar os desafios de resistência das ervas daninhas e minimizar os impactos ambientais negativos.

#### **2.1.4. Produtos de Degradação**

A maioria dos pesticidas orgânicos, quando aplicados no ambiente, não permanecem inalterados. Eles sofrem processos de degradação que resultam na formação de novos compostos. Segundo Chandran, Thomas e Unni (2019), os produtos de degradação de muitos pesticidas orgânicos são significativamente mais tóxicos do que o composto original. Esta maior toxicidade pode representar um risco aumentado para a

saúde humana e ambiental, uma vez que esses produtos podem persistir no ambiente e bioacumular-se em organismos vivos.

Esses mecanismos de degradação e a formação de produtos de degradação acarretam em implicações significativas para o ambiente (Al-Mamun, 2017). A interação desses processos resulta na formação de compostos complexos que podem ser difíceis de identificar e monitorar.

Segundo Qi Luo *et al.* (2018), os produtos de degradação de compostos como perfluorooctanoatos (PFOS) apresentam extrema persistência no ambiente e têm um alto potencial de bioacumulação, causando efeitos adversos nos ecossistemas.

## **2.2. Impacto dos Pesticidas na Biodiversidade**

Os pesticidas geram impactos ambientais negativos severos, levando à destruição da biodiversidade e à instabilidade global (Mahmood *et al.*, 2016). As culturas resistentes aos herbicidas, que implicam em uso de materiais alternativos, têm contribuído para a perda de biodiversidade, aumento da dependência de herbicidas e diminuição da diversidade de plantas selvagens (Schütte *et al.*, 2017). Este fenômeno não apenas afeta a flora terrestre, mas também se estende aos ecossistemas aquáticos, onde a simplificação da paisagem agrícola e a homogeneidade das culturas reduzem a resiliência dos habitats naturais.

Os pesticidas em geral afetam os ecossistemas de água doce, sendo os herbicidas e inseticidas os que apresentam efeitos mais proeminentes. Esses efeitos são impulsionados pela redundância funcional entre espécies, o que significa que a perda de certas espécies pode ser parcialmente compensada pela presença de outras com funções ecológicas semelhantes (Rumschlag *et al.*, 2020), causando um desequilíbrio generalizado.

Os pesticidas e outros fatores de estresse ambiental reduzem significativamente a riqueza taxonômica nos tanques de irrigação dos arrozais, afetando a diversidade animal em 15% e 77% em comparação com as condições ideais (Ito *et al.*, 2020). Isso demonstra como a poluição por pesticidas pode levar à simplificação dos ecossistemas aquáticos, reduzindo a diversidade biológica e alterando a estrutura das comunidades.

Além disso, os pesticidas têm sido associados ao declínio de insetos, pássaros e biodiversidade em sistemas aquáticos. Fatores estressantes como mudanças climáticas,

destruição de habitats e aumento da homogeneidade da paisagem exacerbam esses efeitos, levando a um declínio ainda mais acentuado na biodiversidade (Topping; Aldrich; Berny, 2020).

A regulamentação atual dos pesticidas precisa ser revista para se alinhar melhor com a realidade ambiental e a produção sustentável de alimentos, sendo necessário considerar as alterações climáticas, a destruição de habitats e a homogeneidade da paisagem na elaboração de políticas de uso de pesticidas (Topping; Aldrich; Berny, 2020). Assim, programas de sensibilização e formação podem ajudar a mitigar os efeitos maléficos dos pesticidas, promovendo práticas agrícolas mais sustentáveis (Chaudhary; Arya; Singh, 2021).

Uma alternativa para avaliar a toxicidade de pesticidas é através da DL50 (Dose Letal 50), que é amplamente utilizada mundialmente. A DL50 não só orienta a regulamentação, mas também auxilia os profissionais da saúde ambiental e agricultores na comparação da toxicidade entre diferentes pesticidas. Dessa forma, é possível selecionar produtos que sejam eficazes e que apresentem menor risco à saúde humana e ao meio ambiente (Baker, 2006). Segundo Hamadache *et al.* (2016), a relação quantitativa entre a estrutura e a atividade de pesticidas pode ser usada para prever a toxicidade aguda em ratos, o que é crucial para a validação e extensão do uso da DL50.

### **2.2.1. Contaminação dos Solos por Pesticidas**

O uso extensivo e inadequado de pesticidas tem gerado preocupações significativas sobre os impactos ambientais adversos, especialmente em relação à contaminação do solo e seus efeitos sobre a biodiversidade (Liess *et al.*, 2021).

Os pesticidas, embora eficazes no controle de pragas agrícolas, são tóxicos para uma ampla gama de organismos não-alvo, incluindo pássaros, peixes, insetos benéficos e plantas (Liess *et al.*, 2021). Em particular, os invertebrados do solo são significativamente afetados, o que ressalta a necessidade de incluí-los nas análises de risco ambiental (Gunstone *et al.*, 2021).

A diversidade microbiana em solos contaminados é também severamente impactada. A coexistência de vários pesticidas no solo ameaça a biodiversidade do solo e representar um risco de longo prazo à segurança alimentar, enfatizando a necessidade de práticas agrícolas mais sustentáveis (Tang; Maggi, 2021). Estressores químicos, como

pesticidas, impactam negativamente as comunidades da fauna do solo (Beaumelle *et al.*, 2021). Resíduos de pesticidas em solos manejados organicamente também afetam negativamente a biomassa microbiana e os fungos *micorrízicos arbusculares*, comprometendo a biodiversidade do solo (Riedo *et al.*, 2021).

Mais de 80% dos solos agrícolas europeus contêm resíduos de pesticidas, destacando a necessidade urgente de procedimentos adaptados de avaliação de risco ambiental para minimizar os riscos à vida do solo e além (Silva *et al.*, 2019). Este cenário exige uma revisão das práticas agrícolas e a implementação de políticas que promovam o uso racional de pesticidas e a adoção de métodos de manejo integrados.

A poluição por pesticidas em solos agrícolas exige a implementação de métodos de remediação sustentáveis. Ensaios de campo e investigações contínuas são essenciais para avaliar a eficácia dessas técnicas a longo prazo (Sun *et al.*, 2018). Tecnologias avançadas, como a redução da oxidação e a biorremediação, têm mostrado grande potencial na resolução de solos contaminados, embora seja necessária mais pesquisa para sua aplicação em larga escala (Morillo; Villaverde, 2017).

### **2.2.2. Contaminação de Águas por Pesticidas**

Os pesticidas, especialmente herbicidas, fungicidas e inseticidas, podem impactar toda a cadeia alimentar ecológica quando atingem as águas superficiais. Isso ocorre devido à sua capacidade de se disseminar amplamente e se acumular em diferentes níveis tróficos (Souza *et al.*, 2020). Quando presentes em corpos d'água, esses pesticidas degradam a qualidade da água e comprometem o fornecimento de água potável, representando riscos diretos à saúde humana (Syafudin *et al.*, 2021).

Pesticidas em águas superficiais podem impactar toda a cadeia alimentar ecológica, pois outros animais, incluindo humanos, consomem animais aquáticos que podem estar contaminados (Souza *et al.*, 2020). Os pesticidas entram nos corpos d'água por meio de vários mecanismos, incluindo escoamento superficial, derivação de biomassa, lixiviação e drenagem subterrânea. Esses processos são influenciados por fatores como solubilidade e meia-vida dos compostos no solo, que determinam seu potencial de transporte e impacto nas águas (Mojiri *et al.*, 2020; Grandi *et al.*, 2021).

O uso de inseticidas agrícolas com alta toxicidade é um dos principais fatores de risco para a biodiversidade aquática, especialmente em riachos menores que enfrentam

os impactos mais pronunciados (Wolfram *et al.*, 2019). A toxicidade crônica causada por pesticidas afeta 53% dos invertebrados e causa efeitos agudos em 75% das plantas aquáticas (Nowell *et al.*, 2018). Além disso, a exposição a concentrações ambientalmente relevantes de pesticidas pode reduzir a velocidade de natação de anfíbios e peixes em 35% e a atividade geral em 72% (Shuman-Goodier; Propper, 2016).

Os pesticidas têm efeitos diretos adversos sobre espécies de algas e fungos, muitas vezes reduzindo os níveis tróficos mais altos e favorecendo os níveis tróficos mais baixos (Staley; Harwood; Rohr, 2015). A exposição a inseticidas individuais e suas misturas pode reduzir a diversidade microbiana e alterar a estrutura da comunidade em habitats aquáticos de contêineres, comprometendo a saúde ecológica desses sistemas (Muturi *et al.*, 2017).

### **2.2.3. Contaminação de Águas Superficiais no Mundo**

A contaminação das águas superficiais por pesticidas é uma preocupação ambiental global. Estes produtos químicos, utilizados amplamente na agricultura, têm contribuído significativamente para a poluição dos sistemas fluviais em diversas regiões do mundo.

Os sistemas fluviais do Sul da Ásia estão fortemente contaminados por pesticidas, sendo as descargas industriais e os escoamentos agrícolas as principais fontes de poluição. A região enfrenta desafios significativos em relação ao controle e à fiscalização do uso de pesticidas, o que realça a necessidade de regras e fiscalização mais rigorosas para proteger o ambiente (Sarker *et al.*, 2021).

Na China, várias bacias hidrográficas tropicais que drenam sistemas de rotação arroz-vegetais apresentam riscos significativos para os organismos aquáticos devido aos pesticidas, embora os riscos para a saúde humana sejam considerados baixos (Tan *et al.*, 2021). No distrito de Wujin, os pesticidas organofosforados e neonicotinóides apresentam riscos ecotoxicológicos médios ou elevados, com fontes de descarga variando desde viveiros de peixes até explorações pecuárias e estações de tratamento de esgotos (Zhou *et al.*, 2020).

Na Índia, poluentes orgânicos persistentes (POPs) como pesticidas estão presentes no trecho inferior do rio Hooghly, representando riscos potenciais para

organismos tróficos inferiores e espécies de peixes comestíveis (Khuman; Chakraborty, 2019).

Na Europa, a contaminação das águas superficiais é igualmente preocupante. A poluição por pesticidas nos rios Turia e Júcar, na Península Ibérica, é causada principalmente pela agricultura e atividades urbanas. A hidrologia da região influencia fortemente a concentração desses poluentes nas cabeceiras e fozes dos rios (Ccanccapa *et al.*, 2016).

No norte da França, o rio Canche é dominado pelo fluxo de pesticidas transportados principalmente semanas após a aplicação, afetando o fluxo anual do rio (Belles *et al.*, 2019). Já na Europa Central, a barreira de inundação do alto rio Elba está contaminada com 13 pesticidas, incluindo atrazina e metolaclo, com um padrão espacial de contaminação detectado (Karlsson *et al.*, 2020).

Na América Latina, o Brasil enfrenta sérios problemas de contaminação de águas superficiais. No sul do Brasil, a agricultura moderna contribui significativamente para a alta contaminação por pesticidas no Rio Guaporé e seus afluentes, especialmente em áreas de cultivo de soja em plantio direto (Lima *et al.*, 2020). O plantio direto aumenta o escoamento superficial, porque a cobertura do solo impede a infiltração da água, o que faz com que herbicidas aplicados na superfície sejam transportados para corpos d'água próximos durante chuvas intensas. As águas doces brasileiras são contaminadas por pesticidas como glifosato, 2,4D e atrazina que apresentam altos riscos ambientais para os ecossistemas aquáticos (Brovini *et al.*, 2021).

A região transfronteiriça do Brasil e Paraguai também apresenta níveis elevados de contaminação por herbicidas, fungicidas e inseticidas, sendo a atrazina e seus metabólitos os compostos mais frequentemente detectados (Becker *et al.*, 2021). Já na microrregião de Dourados/MS, o Córrego Água Boa contém altas concentrações de matéria orgânica, espécies inorgânicas e resíduos de agroquímicos devido às atividades urbanas, industriais e agrícolas (Rocha *et al.*, 2015).

A contaminação das águas superficiais não afeta apenas os seres humanos, mas também compromete a biodiversidade e a qualidade dos habitats naturais. Os pesticidas representam uma ameaça direta à saúde dos ecossistemas aquáticos, alterando a estrutura das comunidades biológicas e reduzindo a diversidade de espécies (Garcia *et al.*, 2022).

Para reduzir os impactos dos pesticidas nas águas superficiais, é fundamental desenvolver programas de monitoramento ambiental que ajudem a prevenir, corrigir e fiscalizar esses problemas (Albuquerque *et al.*, 2016). Técnicas de conservação da água e do solo, bem como práticas agrícolas sustentáveis, podem reduzir significativamente o transporte e a resistência de pesticidas em corpos d'água (Didoné *et al.*, 2021).

### **2.3. Análise de Risco da Biodiversidade**

A preservação da biota aquática é uma preocupação essencial para a manutenção da biodiversidade e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. A avaliação de risco ecológico é uma ferramenta importante para determinar o impacto potencial de contaminantes, como os pesticidas, na biota aquática. Esta ferramenta permite a identificação de potenciais fontes de contaminação e a quantificação dos riscos associados a diferentes poluentes, auxiliando na tomada de decisões para a preservação da biodiversidade e a saúde dos ecossistemas aquáticos.

Segundo Rico *et al.* (2016), a combinação de cenários ecológicos de exposição pode evitar desajustes entre os valores dos parâmetros e as escalas espaciais-temporais utilizadas na modelagem da avaliação de risco. A abordagem de classificação do Quociente de Risco é um método válido e consistente para comparar potenciais riscos ecológicos dos pesticidas, independentemente de refinamentos na exposição ambiental (Peterson, 2006).

O uso de técnicas avançadas de análise, como a cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas, permite a detecção de poluentes em concentrações extremamente baixas e se tornam essenciais para a identificação precoce de contaminação, obtendo dados precisos sobre a presença de pesticidas em ambientes aquáticos, que são então utilizados para a avaliação de risco (Lepom *et al.*, 2009). A análise de risco ecológico com base em dados de concentração de pesticidas e regulamentações ambientais é uma metodologia eficaz para identificar e gerenciar riscos para a biodiversidade aquática. O uso de técnicas avançadas de detecção e a comparação com valores máximos permitidos são essenciais para determinar a presença de riscos ecológicos e implementar medidas de mitigação apropriadas.

Os dados de concentração de pesticidas obtidos através de análises laboratoriais são comparados com os valores máximos permitidos estabelecidos pelas

regulamentações ambientais. O quociente de risco (RQ) é calculado como a razão entre a concentração de um pesticida detectado e o valor de referência estabelecido para esse contaminante. Um valor de  $RQ \geq 1$  indica um possível risco ecológico, permitindo a identificação de áreas que necessitam de atenção especial (Godoy, 2015). A Comissão Europeia, por exemplo, estabelece que a soma total de todos os pesticidas detectados na água não deve exceder 0,5 µg/L para proteger a biota aquática (Comissão Europeia, 2020).

Carazo-Rojas *et al.* (2018) conduziram um estudo de monitoramento de pesticidas em um ecossistema agroecológico tropical na Costa Rica. A avaliação ecotoxicológica a longo prazo revelou que pesticidas como dimetoato, propanil, diuron e terbutrina foram detectados em altas concentrações em amostras de água e sedimentos, indicando riscos ecológicos inaceitáveis para os organismos aquáticos.

Evans *et al.* (2015) exploraram a viabilidade da avaliação de risco de misturas de pesticidas utilizando uma abordagem de índice de risco. O estudo utilizou dados de 67 avaliações recentes de pesticidas, demonstrando que a avaliação de misturas pode identificar riscos que não seriam detectados por avaliações individuais de substâncias químicas.

#### **2.4. Regulamentações Globais Referentes a Limites Máximos de Poluentes em Corpos Hídricos**

A proteção da qualidade da água é uma prioridade global, refletida em diversas regulamentações rigorosas adotadas por diferentes países e organizações internacionais. A União Europeia, através da Diretiva de Qualidade da Água Destinada ao Consumo Humano, estabelece limites máximos estritos para pesticidas e outros poluentes com o objetivo de proteger a saúde pública e o meio ambiente (Comissão Europeia, 2020).

Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (USEPA) define Níveis Máximos de Contaminantes (MCLs) específicos para cada pesticida, equilibrando a proteção da saúde com a viabilidade econômica (Li; Jennings, 2018). As regulamentações da USEPA incluem práticas adequadas para a disposição de resíduos sólidos e líquidos e exigem monitoramento contínuo e medidas de remediação quando os níveis de poluentes excedem os padrões estabelecidos (USEPA, 2020). Os padrões

de qualidade da água variam para diferentes pesticidas, dependendo de suas propriedades toxicológicas e da exposição estimada. Por exemplo, o MCL para o pesticida atrazina é de 3 µg/L, refletindo um equilíbrio entre a proteção da saúde e a viabilidade econômica da remediação (Li; Jennings, 2018).

As Diretrizes para a Qualidade da Água Potável no Canadá, publicadas pelo Health Canada fornecem normas detalhadas para assegurar a segurança da água potável no país. Estas diretrizes estabelecem limites máximos para a concentração de uma ampla gama de contaminantes químicos e físicos, incluindo metais pesados, compostos orgânicos voláteis e pesticidas. Além disso, elas recomendam práticas de monitoramento contínuo e estratégias de mitigação para garantir a conformidade com os padrões estabelecidos (Health Canada, 2008).

Os Padrões para a Qualidade da Água Potável da China, estabelecidos pelo Ministério da Saúde, também especificam limites para uma variedade de contaminantes químicos e físicos, como metais pesados e compostos orgânicos. Eles definem requisitos rigorosos para garantir a segurança da água potável. Estes padrões incluem limites máximos para uma vasta gama de contaminantes, como bactérias, vírus, metais pesados e compostos orgânicos e inorgânicos, além de parâmetros físicos como turbidez e cor. A implementação destes padrões é crucial para proteger a saúde pública e prevenir doenças relacionadas à água (Ministry of Health of the People's Republic of China, 2006).

Similarmente, as Diretrizes Australianas para a Qualidade da Água Potável, publicadas pelo National Health and Medical Research Council (NHMRC) em 2011, oferecem uma estrutura abrangente para a gestão da qualidade da água potável na Austrália. As diretrizes estabelecem limites de concentração para diversos contaminantes e enfatizam uma abordagem baseada na gestão de riscos para assegurar a segurança da água. A gestão integrada da qualidade da água é promovida para considerar os impactos das mudanças climáticas e garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos (NHMRC, 2011).

As diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS), são padrões internacionais que orientam a segurança da água potável globalmente, enfatizam a gestão integrada da qualidade da água, estabelecendo padrões para garantir a segurança do consumo humano (NHMRC, 2011; WHO, 2022). Estas diretrizes estabelecem limites máximos para uma ampla gama de contaminantes microbiológicos, químicos e físicos, e enfatizam a

importância da gestão integrada da qualidade da água, incluindo a proteção das fontes de água, tratamento adequado e distribuição segura (WHO, 2022). A OMS define valores guia (GV) que representam os níveis de concentração de pesticidas na água considerados seguros para o consumo humano ao longo da vida (Hamilton *et al.*, 2003).

Em 2020, a Comissão Europeia propôs uma reformulação significativa da Diretiva de Qualidade da Água Destinada ao Consumo Humano. Essa proposta visava atualizar e consolidar as legislações existentes, incorporando novos conhecimentos científicos e melhorando a eficácia das regulamentações. As principais mudanças incluíam a redução significativa dos valores permitidos para certos poluentes, como chumbo e arsênico, alinhando-se com as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) (Comissão Europeia, 2020). A União Europeia adota uma abordagem precaucionária rigorosa na regulamentação de pesticidas na água. A Diretiva de Água Potável da UE estabelece um limite máximo de 0,1 µg/L para qualquer pesticida individual e um limite total de 0,5 µg/L para a soma de todos os pesticidas presentes na água potável. Estes limites são considerados mais estritos do que os padrões de muitos outros países, refletindo uma política de prevenção rigorosa contra a contaminação da água por pesticidas (Rose, 1995).

A Diretiva-Quadro da Água (WFD) da UE identifica substâncias prioritárias que representam um risco significativo para o meio ambiente aquático. Para essas substâncias, são estabelecidos Padrões de Qualidade Ambiental (EQS) que definem os limites máximos admissíveis nas águas superficiais. As substâncias prioritárias incluem metais pesados como mercúrio, chumbo, cádmio e níquel, além de compostos orgânicos persistentes como pesticidas e bifenilos policlorados (PCBs) (Loos *et al.*, 2012).

A implementação dos EQS enfrenta desafios significativos, incluindo a necessidade de métodos analíticos confiáveis e sensíveis para detectar poluentes em concentrações extremamente baixas. A conformidade com os EQS exige monitoramento contínuo e a utilização de técnicas avançadas de análise química, como a cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas de alta resolução (Lepom *et al.*, 2009).

Já no Brasil, a Resolução número 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é um marco regulatório fundamental para a gestão da qualidade da água no país. Ela estabelece a classificação dos corpos d'água e as diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como os padrões de lançamento de efluentes.

A resolução define diferentes classes de água (especial, 1, 2, 3 e 4) baseadas em seus usos preponderantes, como abastecimento humano, recreação e preservação da vida aquática (Costa et al., 2015). A Resolução CONAMA Nº 430, de 2011, complementa a de 2005 ao especificar os limites para o lançamento de efluentes, visando prevenir a poluição dos corpos d'água. Além disso, a Portaria Nº 2.914, de 2011, estabelece os padrões de potabilidade da água para consumo humano, incluindo limites para substâncias químicas e microbiológicas, garantindo a qualidade da água consumida. Juntas, essas regulamentações asseguram a proteção dos corpos hídricos contra poluentes industriais e agrícolas, preservando a qualidade da água e a saúde pública (Ramalho et al., 2022).

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. Objetivo Geral**

O objetivo geral deste estudo foi analisar as concentrações de pesticidas encontradas em três locais de amostragem no Rio Dourados, com base nos dados fornecidos pela Embrapa, e contrastar essas informações com os limites estabelecidos pelas legislações sobre contaminação de águas superficiais nas jurisdições do Brasil, Canadá, China, Estados Unidos, Austrália, União Europeia, além das diretrizes propostas pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Além disso, a pesquisa realizou uma análise de risco à biodiversidade para avaliar o potencial impacto ecológico dos poluentes sobre a vida aquática na bacia hidrográfica.

#### **3.2. Objetivos Específicos**

- Realizar a investigação sobre a origem dos compostos encontrados correlacionando sua presença com as atividades agrícolas praticadas nas localizações dos pontos de coleta;
- Analisar como as variações sazonais na pluviosidade influenciam as concentrações de pesticidas no Rio Dourados;
- Relacionar as concentrações de pesticidas com os limites máximos permitidos pelas legislações de diferentes jurisdições e diretrizes da OMS;
- Revisar e comparar as legislações sobre pesticidas em recursos hídricos das jurisdições estudadas;
- Identificar quais compostos excedem os limites legais estabelecidos em cada uma das legislações revisadas;
- Realizar a avaliação de risco para preservação da biota aquática para identificar o potencial impacto ecológico dos pesticidas sobre a vida aquática na bacia hidrográfica.

#### **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

A presente pesquisa utilizou como fonte de dados, relatórios fornecidos pela Embrapa (Scorza Júnior e Paz (2020); Scorza Júnior *et al.* (2021); Scorza Júnior *et al.* (2023)) que apresentam as concentrações de pesticidas e produtos de degradação encontrados na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados (BHRD) nos anos de 2020, 2021 e 2022.

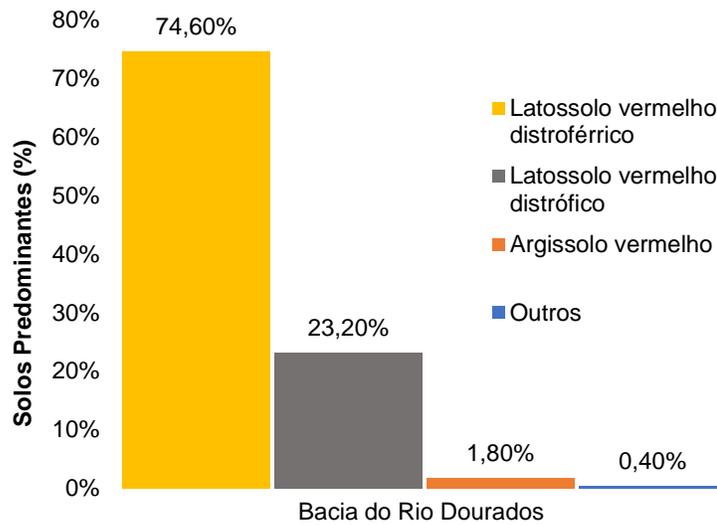
O estudo visou descrever, analisar e aplicar as informações da base nos dados para investigar a contaminação de águas por pesticidas na BHRD, oferecendo uma análise fundamentada e contextualizada sobre os possíveis impactos ambientais relacionados aos poluentes.

##### **4.1. Descrição da área de estudo**

O principal afluente da Bacia Hidrográfica do Rio Dourados (BHRD), o Rio Dourados, tem sua origem próximo à Serra de Maracaju, a uma altitude de aproximadamente 700 metros, no município de Antônio João. Seu percurso estende-se por cerca de 374 km até confluir com o Rio Brilhante. Geograficamente, a BHRD encontra-se situada entre as latitudes 21°56'37" e 22°38'06"S e as longitudes 53°59'57" e 55°37'26"O, abrangendo uma área de drenagem de 9.208,1 km<sup>2</sup>. Esta área inclui, integral ou parcialmente, os municípios de Antônio João, Ponta Porã, Caarapó, Laguna Carapã, Vicentina, Fátima do Sul, Deodópolis, Dourados, Glória de Dourados, Jateí e Ivinhema todos localizados no estado do Mato Grosso do Sul.

A Figura 1 apresenta os solos predominantes conforme estudo de Oliveira *et al.* (2000), onde se destaca que a distribuição dos solos na área em estudo é majoritariamente composta por Latossolo Vermelho Distroférico, ocupando 74,6% da área. Em menor extensão, encontra-se o Latossolo Vermelho Distrófico, com 23,2%, seguido pelo Argissolo Vermelho, que representa 1,8%. Outras variedades de solos compreendem os 0,4% restantes da região analisada.

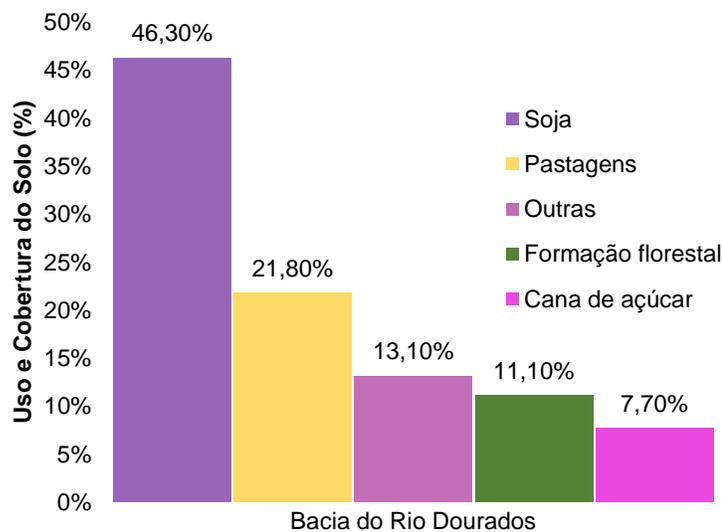
**Figura 1.** Tipos de solos predominantes na BHRD.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Oliveira *et al.* (2000).

A região da BHRD é marcada por uma intensa atividade agropecuária. De acordo com dados do MapBiomas coleção 5 (Souza Júnior *et al.*, 2020), em 2019 a cobertura vegetal da BHRD era composta por florestas (11,1%), pastagens (21,8%), plantações de soja (46,3%), cana-de-açúcar (7,7%) e outras categorias (13,1%). A Figura 2 demonstra a predominância de culturas como soja e cana-de-açúcar, que demandam um uso intensivo de pesticidas, ocupando uma parcela significativa da BHRD.

**Figura 2.** Cobertura vegetal na BHRD.

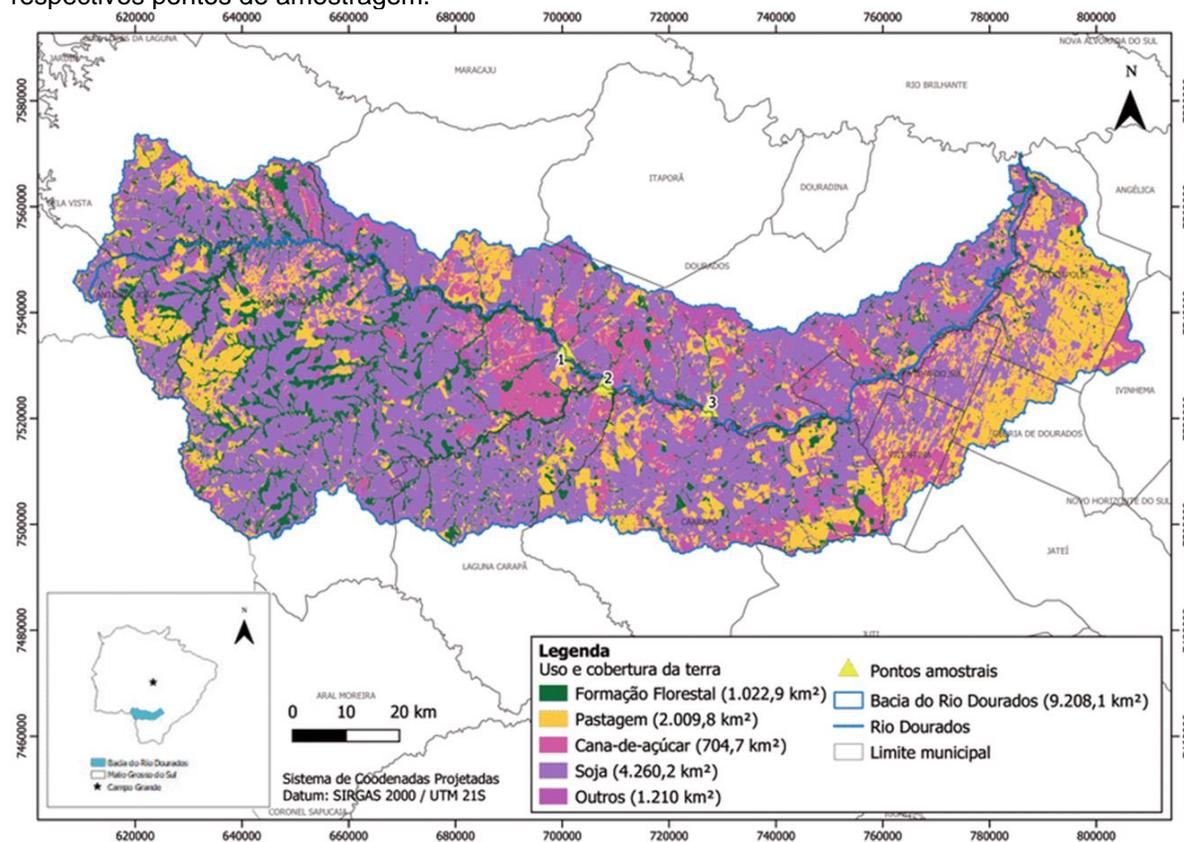


Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Souza Júnior *et al.*, (2020).

## 4.2. Procedimentos e pontos de coleta

A coleta e análise das amostras de água foram realizadas pela Embrapa, garantindo a precisão e confiabilidade dos dados obtidos. As amostras foram coletadas no Rio Dourados em três pontos estratégicos, com as seguintes coordenadas geográficas: 22°23'53"S e 54°47'28"O no ponto 1, localizado na ponte do Rio Dourados na rodovia BR 163; 22°21'33"S e 54°58'52"O no ponto 2, na ponte do Rio Dourados na rodovia MS 379; e 22°18'09"S e 55°03'12"O no ponto 3, na ponte do Rio Dourados na rodovia BR 267, conforme demonstrado na Figura 3.

**Figura 3.** Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, com os respectivos pontos de amostragem.



Fonte: Silva, G. B. S. (2020).

As coletas foram realizadas mensal ou quinzenalmente, sendo o primeiro ciclo de medidas e análises de 10 de dezembro de 2019 a 11 de dezembro de 2020, resultando em um total de 15 datas de amostragem, onde foram coletadas 135 amostras de água (3 locais x 15 datas de amostragem x 3 repetições).

Em 2021, foram coletadas 117 amostras de água e, em 2022, 90 amostras nos mesmos três locais. As coletas foram realizadas em 15 datas diferentes, com duas

replicatas por local, e os resultados foram expressos como médias dessas replicatas. As amostras foram coletadas em vidro ambar a 2m da margem a 30cm de profundidade.

As análises das amostras foram conduzidas no Laboratório de Análises Ambientais da Embrapa Agropecuária Oeste, localizado em Dourados, MS. Para identificar a presença de 46 diferentes pesticidas e/ou produtos de degradação utilizou-se método analítico multirresíduo, conforme descrito por Scorza Júnior e Paz, 2020.

O presente estudo realizou a análise das concentrações de pesticidas ou produtos de degradação encontrados com frequência igual ou superior a 80% das amostras de águas superficiais coletadas nos três pontos de estudo no Rio Dourados durante os anos de 2020, 2021 e 2022.

### **4.3. Análise de pluviosidade**

De acordo com a classificação de Köppen, a área em estudo apresenta o clima mesotérmico úmido (subtipo Cwa) caracterizado por duas estações bem definidas, sendo o inverno seco com temperaturas inferiores a 18°C e verão chuvoso com temperaturas superiores a 22°C. A região da BHRD possui uma média pluviométrica anual de 1.400 mm, e as chuvas ocorrem entre os meses de outubro a abril, e o período de seca é verificado com maior proporção nos meses de junho, julho e agosto, sendo o mês de agosto o mais seco (Peel *et al.*, 2007).

Para a análise dos padrões de pluviosidade da região, utilizou-se o banco de dados disponibilizado pelo Guia Clima da Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2024). Esta fonte oferece registros detalhados sobre as precipitações em diversas localidades, permitindo uma avaliação precisa das variações climáticas. O presente estudo focou especificamente na quantidade de pluviosidade mensal medida em milímetros (mm), para cada mês do ano. A presente abordagem permite compreender as tendências sazonais de chuvas, bem como identificar períodos de maior e menor precipitação.

### **4.4. Avaliação de risco para preservação da biota aquática**

A avaliação de risco ocorreu mediante ao cálculo do quociente de risco para análise da preservação da biota aquática. Essa avaliação considera o quociente de risco (RQ), calculados como a razão entre a soma das concentrações dos pesticidas

detectados nas amostras de água pelo limite máximo de contaminantes permitidos em água, adotados pela Comunidade Europeia, que considera que soma total de todos os pesticidas detectados na água não deve exceder 0,5 µg/L (Comissão Europeia, 2020).

Diversos estudos adotaram os valores estipulados pela legislação europeia, incluindo aqueles conduzidos por Portal *et al.* (2019), Chaves *et al.* (2020); Acayaba *et al.* (2021), e Brovini *et al.* (2021), que utilizaram essa regulamentação para fundamentar suas avaliações de qualidade da água e risco ambiental no contexto brasileiro.

A abordagem da União Europeia oferece uma perspectiva integrada de gestão de riscos, sendo amplamente aceita e aplicada em estudos científicos internacionais. Portanto, a utilização deste limite como referência proporciona uma base sólida e confiável para a avaliação dos riscos ambientais associados à presença de múltiplos pesticidas, assegurando a relevância e a comparabilidade dos resultados obtidos no contexto global de proteção dos recursos hídricos. A aplicação desta metodologia, conforme as diretrizes da Comissão Europeia, permite a identificação e avaliação de riscos ao considerar a soma dos contaminantes encontrados, proporcionando uma visão abrangente sobre os possíveis danos à biodiversidade aquática.

As águas das amostras foram classificadas como Classe II, categoria que visa garantir a preservação da vida aquática. Um valor RQ  $\geq 1$  indica um possível risco ecológico (Godoy, 2015). Valores de RQ mais altos indicam um alto risco potencial de efeitos prejudiciais à biota aquática (Evans *et al.*, 2015; Gustavsson *et al.*, 2017). Para o seguinte estudo os riscos para organismos aquáticos foram divididos em três classes: baixo risco (RQ  $< 0,1$ ), risco moderado ( $0,1 < \text{RQ} < 1$ ) e alto risco (RQ  $\geq 1$ ) (Sharma *et al.*, 2019). Os valores de RQ foram calculados de acordo com a equação 1:

$$\text{RQ} = \frac{\text{ÁGUA}}{\text{RfD}} \quad (1)$$

Onde:

RQ = quociente de risco;

Água = concentrações de cada pesticida ou produto de degradação detectado nas amostras de água;

RfD = Valor de referência para os contaminantes de interesse (µg/L) (Comissão Europeia, 2020).

#### **4.5. Comparativo de regulamentações referentes a contaminação por pesticidas**

A partir do levantamento quantitativo das concentrações de poluentes nos três pontos de coleta no Rio Dourados, foi conduzido o estudo que visou analisar as regulamentações vigentes sobre os limites máximos permitidos dos pesticidas em recursos hídricos nas jurisdições do Brasil, Canadá, China, Estados Unidos, Austrália, União Europeia, além das diretrizes propostas pela Organização Mundial da Saúde (OMS). A análise envolveu uma revisão das regulamentações referidas para identificar quais substâncias excedem os limites estabelecidos. Além disso, o estudo identificou a vulnerabilidade das normas atuais para impulsionar o desenvolvimento de regulamentações mais estritas para a proteção dos recursos hídricos contra contaminações por pesticidas.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentam que as avaliações de risco possibilitam a comparação com os limites máximos de poluentes em águas superficiais estabelecidos por diferentes legislações internacionais, considerando variações sazonais e diferenças nos locais de coleta, fatores que influenciam a concentração de pesticidas. Além disso, o estudo avaliou os riscos potenciais para a vida aquática, comparando os dados obtidos com os limites definidos por regulamentações ambientais, garantindo uma análise abrangente dos impactos dos poluentes nas águas superficiais.

### 5.1. Análise de concentração de poluentes

A Tabela 1 apresenta a análise das concentrações de pesticidas ou produtos de degradação encontrados com frequência maior ou igual a 80% das amostras de águas superficiais coletadas nos três pontos de estudo no Rio Dourados durante os anos de 2020, 2021 e 2022.

**Tabela 1.** Concentrações de pesticidas ou produtos de degradação encontrados com frequência maior ou igual a 80% das amostras de águas superficiais coletadas nos três pontos de estudo no Rio Dourados durante os anos de 2020, 2021 e 2022.

Ano	Pesticidas ou produtos de degradação	Tipo	LD (ug/L)	LQ (ug/L)	Amostras positivas (>LD)		Concentração (ug/L)		
					Total de amostras	Frequência (%)	Média <sup>(1)</sup>	Mediana	Maior
2020	Epoxiconazole	Fungicida	0,0001	0,002	39	87	0,006	0,007	0,008
	Atrazina	Herbicida	0,001	0,003	39	87	0,031	0,006	0,13
	Tebutirom	Herbicida	0,001	0,002	41	91	0,002	0,002	0,002
	Clorantianiliprole	Inseticida	0,0004	0,002	42	93	0,006	0,005	0,019
	Clotianidina	Inseticida	0,001	0,003	42	93	0,006	0,005	0,011
	Tiametoxam	Inseticida	0,001	0,003	36	80	0,021	0,008	0,077
	DEA (deetilatraxina)	Produto de Degradação	0,0006	0,002	45	100	0,01	0,003	0,047
	2-hidroxiatraxina	Produto de Degradação	0,002	0,006	45	100	0,018	0,014	0,074
2021	Epoxiconazole	Fungicida	0,0001	0,002	36	92	0,003	0,003	0,003
	Tebuconazole	Fungicida	0,0002	0,002	39	100	0,003	0,003	0,005
	Atrazina	Herbicida	0,001	0,003	39	100	0,028	0,013	0,188
	Clorantianiliprole	Inseticida	0,0004	0,002	39	100	0,003	0,003	0,007
	DEA (deetilatraxina)	Produto de Degradação	0,0006	0,002	35	90	0,006	0,004	0,024
	2-hidroxiatraxina	Produto de Degradação	0,002	0,006	38	97	0,012	0,01	0,021
2022	Epoxiconazole	Fungicida	0,0001	0,002	45	100	0,004	0,002	0,01
	Tebuconazole	Fungicida	0,0002	0,002	45	100	0,006	0,007	0,011
	Atrazina	Herbicida	0,001	0,003	45	100	0,071	0,016	0,254

Bentazona	Herbicida	0,0005	0,002	38	84	0,018	0,009	0,079
Imazetapir	Herbicida	0,0002	0,002	36	80	0,015	0,003	0,08
Clorraniliprole	Inseticida	0,0004	0,002	45	100	0,005	0,005	0,008
Fipronil	Inseticida	0,001	0,008	39	87	0,01	0,009	0,012
DEA (deetilatrazina)	Produto de Degradação	0,0006	0,002	41	91	0,014	0,007	0,04

<sup>(1)</sup>Para o cálculo da média e mediana foram excluídos valores < LQ. Nota: LD = limite de detecção; LQ = limite de quantificação.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Scorza Júnior e Paz (2020), Scorza Júnior *et al.* (2021) e Scorza Júnior *et al.* (2023).

Em 2020, os resultados indicam uma presença significativa de vários compostos nos cursos d'água, incluindo herbicidas, fungicidas, inseticidas e produtos de degradação. A atrazina e o tebutiuram, herbicidas amplamente utilizados em plantações de milho e cana-de-açúcar, foram detectados em respectivamente 87% e 91% das amostras. Essa alta frequência sugere o uso contínuo dessas substâncias na região, contribuindo para sua dispersão via escoamento superficial para a BHRD. Os metabólitos de atrazina, DEA (deetilatrazina) e 2-hidroxiatrazina, indicam uma degradação progressiva desse herbicida.

O clorraniliprole e a clotianidina, inseticidas utilizados em culturas como milho, cana-de-açúcar e soja, aparecem em 93% das amostras. O clorraniliprole é especialmente notável pelo seu uso no controle de pragas agrícolas importantes e pela aplicação através do tratamento de sementes, uma prática alternativa à aplicação direta nos campos (Moraes, 2017; Vicari *et al.*, 2017; Zanotelli *et al.*, 2020; Bispo; Lopes, 2022). Além disso, o clorraniliprole é aplicado por meio de pulverização foliar, injeção no solo ou irrigação, variando conforme a cultura e a praga alvo (Zanotelli *et al.*, 2020; Bispo; Lopes, 2022).

O epoxiconazole, um fungicida triazol, é comumente utilizado para controlar doenças fúngicas em culturas de cereais. Apesar de sua eficácia, há preocupações sobre seus efeitos em organismos não-alvo, ressaltando a necessidade de estudos continuados para assegurar práticas agrícolas sustentáveis. Este fungicida foi o mais frequentemente encontrado nas amostras da BHRD, sugerindo seu uso intensivo em áreas de cultivo.

No ano de 2021, a análise das concentrações de poluentes continuou a demonstrar a presença de uma ampla gama de pesticidas e produtos de degradação. Um dos aspectos notáveis em 2021 foi a redução na concentração de algumas substâncias em relação a 2020. Isso pode ser resultado de mudanças nas práticas

agrícolas ou de condições climáticas que afetaram a dispersão dos pesticidas. Neste período, houve uma queda na concentração média de atrazina de 0,031 para 0,028ug/L, sugerindo uma possível redução no uso ou maior controle na aplicação; entretanto, a substância foi detectada em 100% das amostras. Os produtos de degradação da atrazina, DEA (deetilatrazina) e 2-hidroxiatrazina, continuam com mais de 90% de frequência nas amostras, porém com concentrações reduzidas.

Outros compostos, como o fungicida tebuconazole, apresentaram aumento na frequência de detecção, sugerindo mudanças nas práticas agrícolas, como alteração de produtos aplicados, ou uma maior persistência acumulativa ambiental. Este aumento pode estar relacionado à ampla recomendação de uso do tebuconazole em diversas culturas, contribuindo tanto para sua maior persistência ambiental quanto para a observação de suas propriedades tóxicas. O tebuconazole é um fungicida sistêmico do grupo dos triazóis, recomendado para uma variedade de culturas, incluindo algodão, milho, soja e trigo, sendo considerado altamente perigoso para o ambiente e moderadamente tóxico (Klein, 2013; Wandscheer *et al.*, 2017).

Ao comparar os dados de 2020 a 2021, houve uma diminuição da concentração de alguns pesticidas, enquanto em 2022 diversos compostos, como o epoxiconazole, apresentaram aumento. Em 2022, os fungicidas epoxiconazole e tebuconazole, juntamente com o herbicida atrazina e o inseticida clorantraniliprole, foram detectados em 100% das amostras.

O herbicida imazetapir também apresentou um aumento significativo, sua evolução foi de 51% em 2020 para 54% em 2021 e 80% em 2022. O imazetapir é um herbicida empregado no controle de ervas daninhas em culturas como milho e capim sudão (Siqueira *et al.*, 2020). Pesquisas revelam que sua aplicação, seja sozinha ou combinada com outros herbicidas, pode causar a morte de plantas dessas culturas essenciais, afetando a viabilidade do herbicida e impactando a biodiversidade vegetal nos agroecossistemas (Stock, 2021). O imazetapir tem alta mobilidade e persistência no solo, podendo alcançar profundidades consideráveis (Kumar; Singh, 2015).

A Tabela 2 apresenta o DL50 dos pesticidas detectados em 80% ou mais das amostras de água coletadas na BHRD, juntamente com seus potenciais riscos à saúde humana e à biodiversidade.

**Tabela 2.** Toxidade e riscos à saúde humana e biodiversidade de pesticidas e produtos de degradação.

<b>Pesticidas ou Produtos de Degradação</b>	<b>Tipo</b>	<b>DL50 (mg/kg)</b>	<b>Riscos à Saúde Humana</b>	<b>Riscos à Biodiversidade</b>
Epoxiconazole	Fungicida	~2.000 <sup>(1)</sup>	Pode causar efeitos hepáticos e endócrinos (como inibição da aromatase) <sup>(10)</sup> .	Altamente tóxico para organismos aquáticos, persistente no solo <sup>(11)</sup> .
Tebuconazole	Fungicida	~1.700 <sup>(1)</sup>	Toxicidade hepática e reprodutiva <sup>(12)</sup> .	Altamente persistente no solo, e risco para organismos aquáticos <sup>(13)</sup> .
Atrazina	Herbicida	~1.870 <sup>(2)</sup>	Disruptor endócrino, efeitos no sistema reprodutivo, possível cancerígeno <sup>(14)</sup> .	Contaminação de águas subterrâneas, efeitos adversos em plantas aquáticas e anfíbios <sup>(15)</sup> .
Bentazona	Herbicida	~1.140 <sup>(3)</sup>	Irritação da pele e olhos, efeitos no sistema nervoso e hepático <sup>(16)</sup> .	Moderada persistência no solo, pode contaminar corpos d'água superficiais <sup>(16)</sup> .
Imazetapir	Herbicida	>5.000 <sup>(4)</sup>	Possível cancerígeno (cólon e bexiga), potencial de irritação ocular <sup>(17)</sup> .	Baixa toxicidade mas pode persistir no solo e afetar a biodiversidade local <sup>(18)</sup> .
Tebutiurum	Herbicida	~5.000 <sup>(5)</sup>	Irritação ocular, efeitos no sistema nervoso central <sup>(19)</sup> .	Altamente tóxico para plantas não-alvo, e persistente no solo <sup>(20)</sup> .
Clorantraniliprole	Inseticida	>5.000 <sup>(6)</sup>	Baixa toxicidade aguda, efeitos no sistema muscular <sup>(21)</sup> .	Tóxico para insetos não-alvo, incluindo abelhas e borboletas, persistente no solo <sup>(22)</sup> .
Clotianidina	Inseticida	~4.000 <sup>(7)</sup>	Toxicidade neurológica, efeitos no sistema reprodutivo <sup>(23)</sup> .	Altamente tóxico para abelhas, contaminação de água superficial <sup>(24)</sup> .
Fipronil	Inseticida	~97-100 <sup>(8)</sup>	Toxicidade neurológica, efeitos na função hepática, possível cancerígeno <sup>(25)</sup> .	Altamente tóxico para abelhas, peixes e organismos aquáticos e persistente no solo <sup>(26)</sup> .
Tiametoxam	Inseticida	~4.000 <sup>(9)</sup>	Toxicidade neurológica, efeitos imunológicos e reprodutivos <sup>(27)</sup> .	Tóxico para polinizadores, persistente no solo <sup>(28)</sup> .
2-hidroxiatrazina	Produto de Degradação	Dados indisponíveis	Potencial disruptor endócrino similar à atrazina <sup>(29)</sup> .	Persistente no solo, contribuindo para a contaminação da água <sup>(30)</sup> .
DEA (deetilatrazina)	Produto de Degradação	Dados indisponíveis	Potencial disruptor endócrino similar à atrazina <sup>(31)</sup> .	Persistente no solo, contribuindo para contaminação aquática <sup>(30)</sup> .

EFSA (2010)<sup>(1)</sup>; U.S. EPA (2006)<sup>(2)</sup>; EFSA (2012)<sup>(3)</sup>; European Commission (2002)<sup>(4)</sup>; PPDB (2024)<sup>(5)</sup>; U.S. EPA (2008)<sup>(6)</sup>; U.S. EPA (2017)<sup>(7)</sup>; U.S. EPA (2013)<sup>(8)</sup>; EFSA (2012)<sup>(9)</sup>; Chambers *et al.* (2014)<sup>(10)</sup>; Roman *et al.* (2021)<sup>(11)</sup>; Jensen *et*

---

*al.*(2013)<sup>(12)</sup>; Wattanayon *et al.*(2023)<sup>(13)</sup>; Bruce-Vanderpuije *et al.*(2019)<sup>(14)</sup>; Ou *et al.*(2018)<sup>(15)</sup>; Chambers *et al.*(2014)<sup>(16)</sup>; Koutros *et al.*(2007)<sup>(17)</sup>; Patil; Kumar; Bagvandas (2017)<sup>(18)</sup>; Semerjian *et al.*(2018)<sup>(19)</sup>; Aerts; Honnay; Van Nieuwenhuysse (2018)<sup>(20)</sup>; Richter *et al.*(2015)<sup>(21)</sup>; Rohr *et al.*(2019)<sup>(22)</sup>; Tao *et al.*(2019)<sup>(23)</sup>; Doerr-Macewen; Haight (2006)<sup>(24)</sup>; Ojo, Peng e Ng (2020)<sup>(25)</sup>; Patil; Kumar; Bagvandas (2017)<sup>(26)</sup>; Valcke *et al.*(2017)<sup>(27)</sup>; Boxall *et al.*(2012)<sup>(28)</sup>; Wang *et al.*(2020)<sup>(29)</sup>; Erickson; Lee; Sumner (1989)<sup>(30)</sup>; Hong *et al.*(2022)<sup>(31)</sup>.

---

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A Tabela 2 apresenta informações detalhadas sobre a toxicidade de diversos pesticidas e seus produtos de degradação, com base na medida de DL50, que é crucial para determinar a quantidade necessária para causar a morte de 50% de uma população de teste. Essa métrica é amplamente utilizada para avaliar a toxicidade aguda de pesticidas e outras substâncias químicas, sendo essencial para a classificação e regulamentação dos pesticidas (Cresswell, 2018).

Pesticidas com uma DL50 baixa são considerados mais tóxicos, pois uma menor quantidade é suficiente para causar a morte de metade dos organismos testados. Em contrapartida, pesticidas com uma DL50 alta são considerados menos tóxicos (Gallo; Dourson, 1998).

Pesticidas como o fipronil, que apresentam uma DL50 baixa (aproximadamente 97-100 mg/kg), são identificados como altamente tóxicos, não apenas para organismos alvo, mas também para abelhas, peixes e outros organismos aquáticos, além de terem propriedades cancerígenas potenciais. Por outro lado, substâncias como o clorotraniliprole, com uma DL50 superior a 5.000 mg/kg, demonstram baixa toxicidade aguda para os seres humanos, mas ainda representam riscos significativos para insetos não-alvo, como abelhas e borboletas.

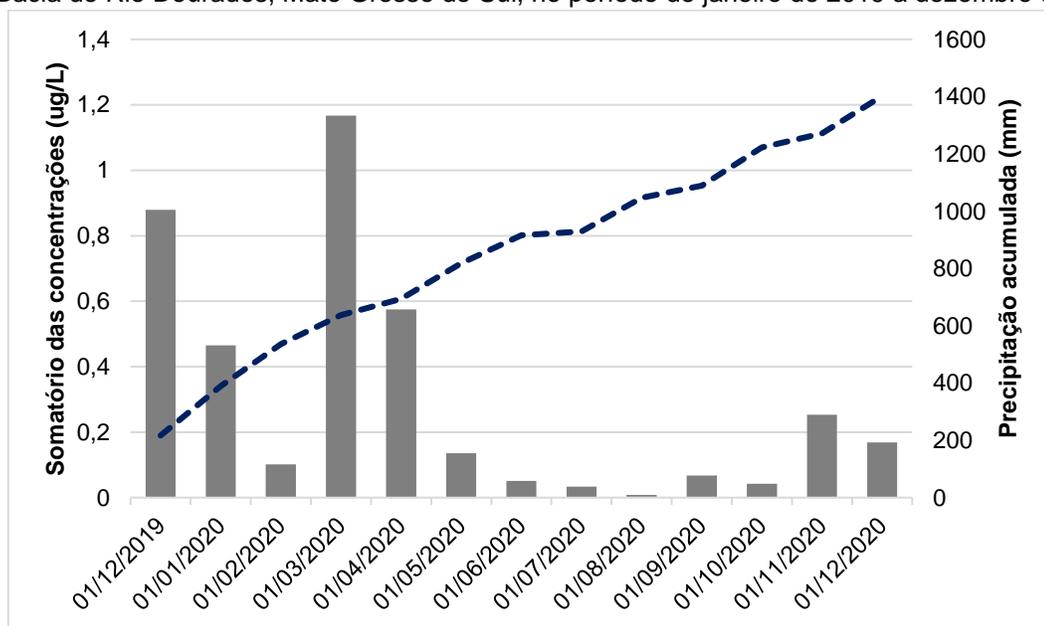
Além disso, os resultados apresentados evidenciam que, embora alguns pesticidas como o imazetapir possuam uma DL50 elevada, indicando baixa toxicidade aguda para seres humanos, eles podem apresentar riscos ambientais significativos, como a persistência no solo e a potencial contaminação da biodiversidade local. Esta análise sublinha a importância de considerar tanto a toxicidade direta quanto os efeitos ambientais ao avaliar o uso de pesticidas. A DL50, portanto, é um indicador vital não apenas para a classificação de risco à saúde humana, mas também para entender os impactos ambientais de longo prazo, especialmente em relação à contaminação de ecossistemas.

## **5.2. Análise de pluviosidade e somatório de concentrações de poluentes**

Na BHRD, a interação entre as atividades antrópicas e os processos naturais define um cenário complexo de influências na qualidade da água. Os gráficos apresentados nas Figuras 4, 5 e 6 demonstram de maneira eloquente o somatório das concentrações de poluentes por data de coleta, expressos em microgramas por litro (ug/L), e a precipitação acumulada, em milímetros (mm), ao longo de um ano. Esses dados são vitais para decifrar os padrões de poluição e sua correlação com eventos de precipitação.

Analisando os dados da Figura 4, é possível identificar tendências importantes relacionadas à concentração de poluentes na BHRD e à precipitação acumulada em determinados períodos. Essas tendências estão diretamente relacionadas às práticas agrícolas na região, em particular ao cultivo de milho, entre fevereiro e abril, e soja, entre outubro e novembro.

**Figura 4.** Somatório das concentrações de poluentes por data de coleta (ug/L) e precipitação acumulada (mm), Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de janeiro de 2019 a dezembro de 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Scorza Júnior e Paz (2020).

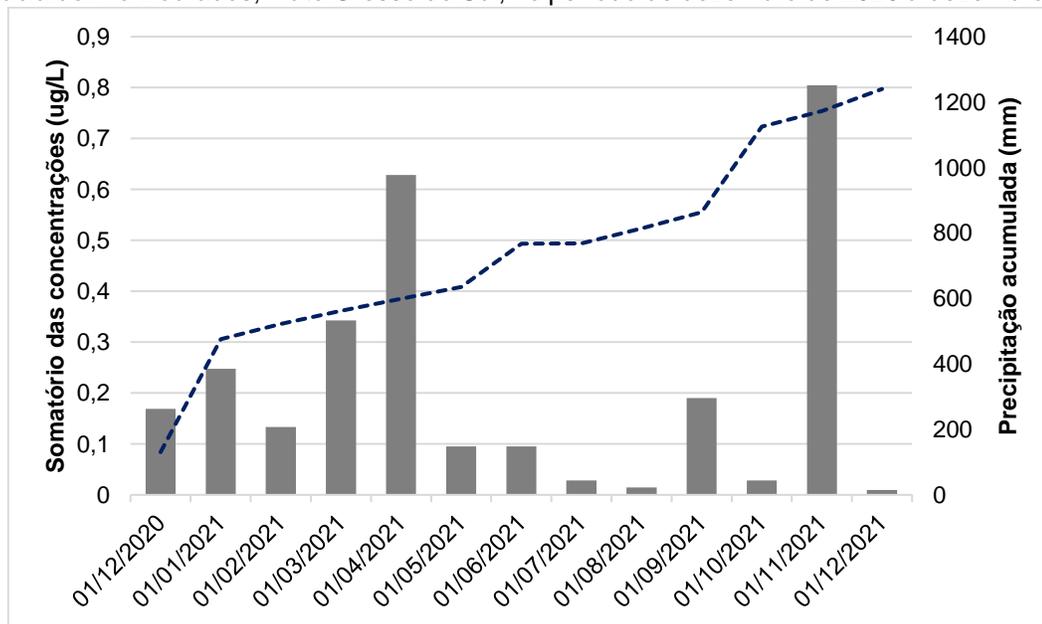
A distribuição das chuvas ao longo do ano tem um papel significativo na dispersão e diluição desses poluentes. É observado na Figura 4 que em 2020, as chuvas foram bem distribuídas de janeiro a junho, com uma redução em abril. Isso pode ter contribuído para uma menor concentração de poluentes durante esses meses, apesar do uso intensivo de pesticidas. No entanto, uma estiagem subsequente, especialmente nos meses de julho, setembro e novembro de 2020, podem resultar em menores

concentrações devido ao não escoamento superficial de pesticidas. O mês de maior pluviosidade do segundo semestre foi outubro podendo ter transportado os poluentes da superfície para o corpo hídrico gerado a maior concentração de pesticidas no segundo semestre no mês de novembro.

Do início do ano até o mês de março, observa-se uma alta nas concentrações de pesticidas, o que pode estar associado à utilização de atrazina antes do plantio. A atrazina é conhecida por sua persistência no ambiente e por ser um poluente frequente em áreas agrícolas. Além disso, o uso de fungicidas e inseticidas como tebuconazole e clorantraniliprole durante o cultivo de soja e milho contribuíram também para o aumento das concentrações de poluentes nesse período. O plantio de soja costuma ocorrer entre os meses de outubro e novembro, sendo que em novembro e dezembro são aplicados fungicidas e inseticidas resultando no aumento da concentração dos poluentes no corpo hídrico.

O ano de 2021 teve uma baixa precipitação no primeiro e segundo semestre, o que pode ter ocasionado a acumulação de poluentes durante o período crítico de aplicação de pesticidas. Uma exceção notável ocorreu em outubro de 2021, quando a precipitação foi significativamente alta, potencialmente afetando as concentrações de poluentes observadas no mês de novembro, como observado na Figura 5.

**Figura 5.** Somatório das concentrações de poluentes por data de coleta (ug/L) e precipitação acumulada (mm), Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de dezembro de 2020 a dezembro de 2021.



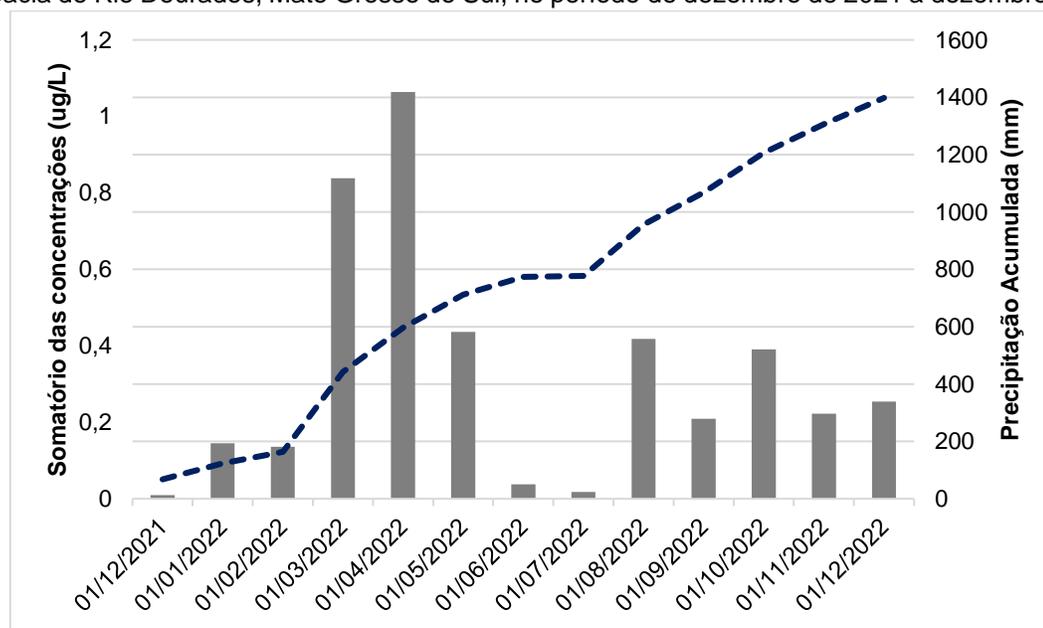
Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Scorza Júnior *et al.* (2021).

A relação entre as práticas de cultivo e o aumento nas concentrações de poluentes foi evidente em 2021, quando o crescimento nas concentrações de pesticidas coincidiu com o período de safra do milho, de fevereiro a maio, seguido pela colheita em junho e julho. Nesse período, a aplicação de produtos como herbicidas, fungicidas e inseticidas é mais intensa, contribuindo para o aumento de poluentes nas águas superficiais.

Em 2020, a precipitação foi distribuída ao longo dos meses de janeiro a junho, com uma baixa em abril, enquanto em 2021 houve uma baixa precipitação no primeiro semestre. A precipitação pode influenciar a concentração de poluentes por meio da diluição ou, inversamente, por meio do escoamento superficial que transporta poluentes para o corpo hídrico. As concentrações dos poluentes são maiores em 2020 onde a precipitação foi maior, podendo ter relação com o escoamento superficial.

A Figura 6 apresenta os dados de dezembro de 2021 a dezembro de 2022, onde pode-se observar vários postos-chaves que se destacam na análise das concentrações de poluentes na BHRD. O gráfico apresenta flutuações consideráveis nas concentrações de poluentes durante o período, com picos significativos que podem ser associados a períodos específicos de atividade agrícola.

**Figura 6.** Somatório das concentrações de poluentes por data de coleta (ug/L) e precipitação acumulada (mm), Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de dezembro de 2021 a dezembro de 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Scorza Júnior *et al.* (2023).

Para 2022, a seca nos primeiros dois meses seguida de alta precipitação em março, abril e maio e, posteriormente, uma nova estiagem poderia indicar um padrão de

concentração de poluentes afetado tanto pela aplicação de pesticidas quanto pela precipitação.

Os picos de concentração de pesticidas, coincidem com os períodos de plantio de milho, especialmente no início do ano até março. O uso de produtos como a atrazina, que é comumente utilizada no pré-plantio, junto com o uso subsequente de fungicidas e inseticidas como o tebuconazole e o clorantraniliprole, condiz com o aumento dos níveis de poluentes detectados na água. Além disso, a precipitação acumulada tem um papel crucial nessa discussão. A precipitação pode tanto diluir quanto facilitar o transporte de poluentes para os corpos d'água. Os dois primeiros meses de 2022 apresentaram baixa precipitação, seguidos por uma alta pluviosidade em março, abril e maio, podendo ter afetado na disponibilidade e no transporte dos poluentes da superfície para o corpo hídrico. Essas flutuações de concentração podem refletir a combinação de práticas agrícolas e variações climáticas.

Observando os dados do segundo semestre de cada ano, é possível identificar períodos de seca ou precipitação e como esses padrões podem ter influenciado nas concentrações de poluentes. Os dados sugerem que períodos de seca podem acarretar uma menor acumulação de poluentes, enquanto períodos com chuvas distribuídas, como no final de 2022, podem auxiliar no escoamento superficial de poluentes para o corpo hídrico, obtendo assim maiores concentrações de pesticidas.

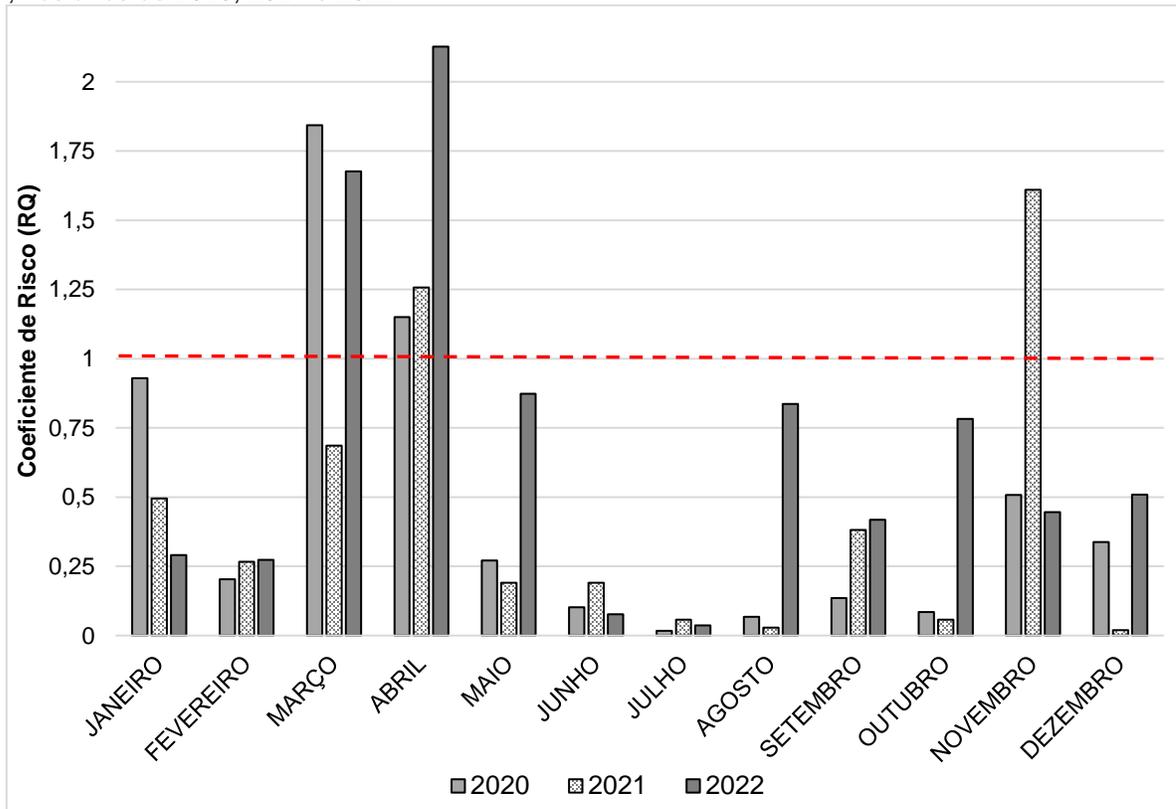
Essas observações são críticas para entender a gestão adequada da qualidade da água e para estabelecer práticas agrícolas sustentáveis que minimizem os impactos ambientais. Além disso, elas apontam para a necessidade de monitoramento contínuo da qualidade da água e do uso de pesticidas, bem como de estratégias de gestão que considerem a variabilidade climática e seu impacto no transporte e na concentração de poluentes.

### **5.3. Avaliação de risco para preservação da biota aquática**

A Figuras 7 apresenta a avaliação de risco para a preservação da biota aquática na BHRD, em função da somatória das concentrações de poluentes das águas superficiais coletadas durante os anos de 2020, 2021 e 2022. A Figuras demonstra uma análise detalhada dos riscos associados aos poluentes detectados nos diferentes períodos e um comparativo anual.

A análise de risco a biodiversidade ao longo dos anos de 2020, 2021 e 2022 apresenta variações no coeficiente que coincidem com a aplicação de pesticidas e eventos de precipitação. A linha vermelha apresentada na Figura 7 indica que os meses com valores de RQ iguais ou superiores a 1 representam alto risco para a biodiversidade aquática. Os maiores picos de risco à biodiversidade aquática, são apresentados nos meses de março, abril e novembro, onde a soma das concentrações de compostos excede os limites considerados seguros pela legislação da Comunidade Europeia (usada como referência para este cálculo), destacando a necessidade de estratégias para reduzir o escoamento desses pesticidas.

**Figura 7.** Avaliação de risco para preservação da biota aquática de acordo com a somatória das concentrações de poluentes das águas superficiais coletadas na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, nos anos de 2020, 2021 e 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A análise de risco à biodiversidade referente a 2020 revelou variações nos níveis de risco ao longo dos meses. Os meses de junho, julho, agosto e outubro apresentaram baixo risco, enquanto janeiro, fevereiro, maio, setembro, novembro e dezembro foram classificados como de risco moderado. Nos meses de março e abril, foi identificado risco elevado.

Em 2021, observou-se um padrão semelhante, com flutuações nos níveis de risco e um aumento geral nas concentrações de poluentes em comparação a 2020. Picos significativos de risco foram identificados em abril e novembro, conforme apresentado na Figura 7. Esses picos coincidiram com os períodos de cultivo de milho e soja, além de chuvas intensas, sugerindo uma correlação entre as práticas agrícolas e a precipitação no aumento dos níveis de poluentes. Nesse ano, os meses de julho, agosto, outubro e dezembro foram classificados como de baixo risco, enquanto janeiro, fevereiro, março, maio, junho e setembro apresentaram risco moderado.

A análise de 2022 indicou que os meses de junho e julho apresentaram baixo risco, enquanto janeiro, fevereiro, maio, agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro foram classificados como de risco moderado. Os meses de março e abril apresentaram alto risco a biodiversidade, com abril registrando a maior concentração de poluentes dos últimos três anos.

O risco à biodiversidade é diretamente influenciado pelo uso intensivo de pesticidas na agricultura local, incluindo herbicidas, fungicidas e inseticidas. Produtos como atrazina, epoxiconazole e tebuconazole foram frequentemente detectados nas amostras de água das análises, evidenciando sua ampla aplicação na região. Picos de concentração de atrazina, por exemplo, estão possivelmente relacionados às épocas de plantio e colheita de milho, refletindo o uso intensivo de pesticidas nesses períodos.

O herbicida atrazina foi o composto com maior concentração nas análises, estando presente em 87% das amostras coletadas em 2020 e em 100% das amostras analisadas nos anos de 2021 e 2022. Dore e De-Lamonica-Freire (2001) e Silva e Azevedo (2008), indicam que a atrazina tem moderada adsorção à matéria orgânica e argila, alta persistência no solo e um potencial de escoamento superficial que pode contaminar solos e águas, inclusive fontes de abastecimento público. A mobilidade desses compostos é influenciada por fatores climáticos e características do solo, sendo que a degradação microbiana da atrazina é mais rápida em solos úmidos e com temperaturas elevadas (Fenner et al., 2007). No entanto, em condições mais secas ou frias, a atrazina pode persistir por longos períodos, aumentando o risco de contaminação das águas subterrâneas. Sene et al. (2010) apontam que esse herbicida pode ser mineralizado por meio de bioaugmentação e bioestimulação da microbiota.

Embora a atrazina e a simazina sejam consideradas de baixa toxicidade, com risco ambiental moderado (Komatsu, 2004), seus resíduos podem permanecer estáveis no leite e na água, com potenciais efeitos adversos na saúde humana, incluindo danos neurológicos e reprodutivos (Gilden et al., 2010 apud Abass et al., 2012). Além disso, Coelho e Vazzoler (2013) e Fischer et al. (2021) classificam a atrazina como potencialmente carcinogênica e disruptora endócrina, sendo frequentemente detectada em águas superficiais e subterrâneas.

Técnicas de tratamento, como o uso de carvão ativado, têm sido eficazes na remoção da atrazina da água de abastecimento (Coelho; Vazzoler, 2013). Alternativas biotecnológicas, como o uso de fungos de decomposição branca, também estão sendo investigadas para minimizar os efeitos tóxicos desse herbicida nos recursos hídricos (Monteiro, 2013). Matias et al. (2021) indicam que a atrazina é altamente tóxica para organismos aquáticos, causando impactos adversos à biodiversidade em rios e córregos.

A atrazina e seus metabólitos, como DEA e 2-hidroxiatrazina, apresentam alta persistência em ambientes aquáticos, elevando o risco de contaminação prolongada e de exposição a organismos aquáticos (Gonçalves, 2010). Essa toxicidade estendida representa uma ameaça significativa à vida aquática e à biodiversidade dos ecossistemas (Monteiro, 2013).

A clotianidina é um insetida que obteve 93% de frequência nas amostras de água coletadas, sua utilização é restrita em muitos países devido aos danos a abelhas e outros polinizadores, ilustra os desafios no manejo de pesticidas, demandando práticas agrícolas responsáveis para evitar impactos ambientais adicionais (Silva et al., 2019; Zanotelli et al., 2020; Bispo; Lopes, 2022).

O fungicida epoxiconazole, foi detectado em águas superficiais da BHRD nas análises dos três anos do estudo com frequência de 87, 92 e 100% das amostras. Este composto levanta preocupações sobre seu impacto em organismos não-alvo, com estudos demonstrando efeitos adversos em peixes e nematoides (Li et al., 2016; Reis et al., 2024). Esse fungicida é considerado perigoso para o meio ambiente e moderadamente tóxico. Estudos mostram seus efeitos adversos em organismos aquáticos (Wandscheer et al., 2017) e análises histológicas revelam alterações no fígado de ratos Wistar, sugerindo potencial hepatotóxico (Klein, 2013).

O herbicida imazetapir foi detectado em mais de 80% das amostras de água analisadas em 2022, demonstrando sua ampla presença no ambiente. Sua mobilidade no solo é um fator crítico, pois pode contaminar águas superficiais e subterrâneas, especialmente em zonas de recarga de aquíferos (Gomes et al., 2008). Estudos indicam que características do solo, como condutividade hidráulica, afetam o movimento vertical do imazetapir, aumentando o risco de contaminação (Bundt et al., 2010). Embora não haja dados diretos sobre seus impactos em organismos aquáticos, estudos com a minhoca *Eisenia fetida* sugerem potencial toxicidade para espécies não-alvo (Gomes et al., 2008). Portanto, o uso de imazetapir, especialmente em combinação com outros produtos, pode representar um risco significativo à biodiversidade do solo e à diversidade vegetal em áreas agrícolas (Stock, 2021).

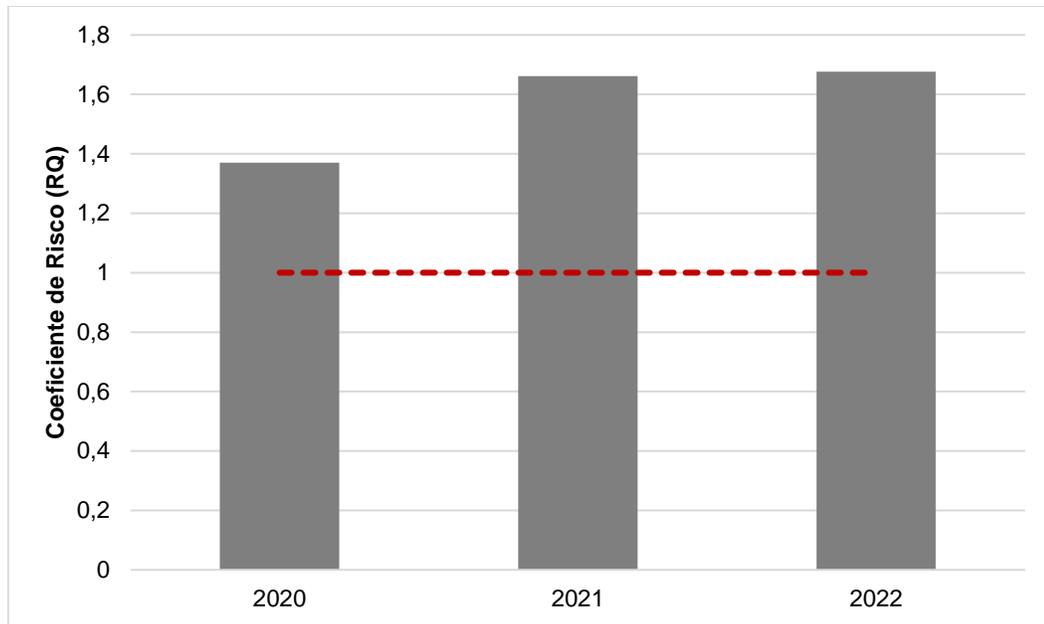
A utilização inadequada e o descarte incorreto de pesticidas continuam sendo uma preocupação ambiental significativa, com impactos potenciais tanto para a saúde humana quanto para os organismos aquáticos. Isso enfatiza a necessidade de práticas de manejo mais sustentáveis (Sousa et al., 2020; Silva, 2021).

Ao analisar os anos observados, identificou-se uma correlação entre o calendário agrícola e os níveis de risco à biodiversidade. Os meses de junho, julho e agosto, que apresentaram baixo risco nos três anos, coincidem com o período de colheita do milho, quando há uma redução no uso de pesticidas. Em contraste, os meses de março e abril, que foram classificados como de alto risco em todos os anos, coincidem com a aplicação de produtos como atrazina, epoxiconazole e clomazona nas lavouras de milho e cana-de-açúcar, elevando o potencial de contaminação ambiental e impacto na biodiversidade.

### **5.3.1. Comparativo de somatórias de concentrações de poluentes por ano**

O comparativo de somatórias de concentrações de poluentes por ano é apresentado na Figura 10, onde é observado que o risco a biodiversidade aquática é evidenciado em todos os anos de análise, apresentando tendência de crescimento com o passar do tempo.

**Figura 8.** Avaliação de risco para preservação da biota aquática de acordo com a somatória das concentrações de poluentes das águas superficiais coletadas na Bacia do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, nos anos de 2020, 2021 e 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Devido ao excedente e crescente risco a biodiversidade aquática, é essencial que estratégias de manejo ambiental e práticas agrícolas sustentáveis sejam implementadas e rigorosamente monitoradas para mitigar esses riscos. Diversas estratégias podem ser desenvolvidas e implementadas com sucesso para atingir esse objetivo.

Uma estratégia eficaz para diminuir o uso de pesticidas é a rotação de culturas, que consiste em alternar diferentes tipos de culturas no mesmo campo ao longo do tempo. Essa prática ajuda a interromper o ciclo de vida das pragas e minimiza a adaptação das ervas daninhas, reduzindo assim a necessidade de herbicidas e outros pesticidas. Além disso, a rotação de culturas promove a saúde do solo e aumenta a resistência das plantas a doenças e pragas (Nazarko; Acker; Entz, 2005).

Outra abordagem que pode ser realizada é o Manejo Integrado de Pragas (MIP), que combina métodos de controle biológico, práticas culturais e o uso seletivo de pesticidas apenas quando necessário. O MIP é uma abordagem holística que visa não apenas o controle de pragas, mas também a redução da dependência de pesticidas químicos, favorecendo o uso de inimigos naturais das pragas e técnicas de manejo que previnem a proliferação de organismos nocivos. Essa estratégia pode reduzir significativamente a aplicação de pesticidas, tornando o manejo das culturas mais sustentável (Settheetham; Nathapindhu; Laohasiriwong, 2008; Tudi *et al.*, 2021).

O avanço tecnológico também desempenha um papel importante na redução do uso de pesticidas, especialmente com o desenvolvimento de sistemas de pulverização de precisão. Essas tecnologias utilizam sensores e sistemas automatizados para detectar pragas e aplicar pesticidas apenas nas áreas afetadas. Isso não só reduz a quantidade de produtos químicos utilizados, mas também minimiza o impacto ambiental e a exposição dos trabalhadores agrícolas a substâncias tóxicas (Mahmud *et al.*, 2021).

O uso de biopesticidas tem ganhado destaque como uma alternativa de substituir os pesticidas sintéticos. Os biopesticidas são derivados de fontes naturais, como plantas, bactérias e minerais, e são geralmente menos tóxicos para os seres humanos e o meio ambiente. Essa abordagem não só contribui para a redução do uso de produtos químicos, como também pode ser integrada em programas de MIP para aumentar a eficácia do controle de pragas de maneira ecologicamente responsável (Schreinemachers *et al.*, 2017; Raffa; Chiampo, 2021).

A educação e conscientização dos agricultores sobre o uso seguro e eficiente dos pesticidas são fundamentais para reduzir sua aplicação excessiva e inadequada. Treinamentos sobre técnicas de aplicação de pesticidas, juntamente com políticas de incentivo à adoção de melhores práticas de manejo, podem resultar em uma redução significativa no uso de pesticidas e na mitigação de seus efeitos adversos ao meio ambiente (Reimer; Prokopy, 2012; Yang *et al.*, 2014).

Além disso, é crucial que haja um aumento na fiscalização por parte dos órgãos ambientais quanto ao uso de pesticidas, assegurando que as legislações sejam devidamente cumpridas. O fortalecimento das fiscalizações, aliado à aplicação de penalidades para infrações, pode contribuir significativamente para a redução do uso inadequado de pesticidas, minimizando os impactos negativos na biodiversidade e promovendo práticas agrícolas mais sustentáveis. Dessa forma, o papel dos órgãos ambientais é imprescindível para garantir que as normas de uso de pesticidas sejam eficazmente implementadas e seguidas (Tudi *et al.*, 2021).

#### **5.4. Comparativo de regulamentações ambientais referentes ao limite máximo de poluentes permitidos em água (ug/L)**

A Tabela 3 apresenta um comparativo entre as legislações ambientais de diferentes regiões do mundo em relação aos limites máximos de contaminantes

permitidos em água superficial, medidos em microgramas por litro ( $\mu\text{g/L}$ ). A análise permite compreender as normas internacionais e a variabilidade nos padrões de qualidade da água, particularmente no que diz respeito a resíduos de pesticidas, oferecendo uma visão sobre a diversidade nas políticas de qualidade da água e a variabilidade nos padrões regulatórios para contaminantes específicos como atrazina, alacloro, e diversos outros pesticidas e inseticidas.

**Tabela 3.** Limite máximo de contaminantes permitidos em água superficial ( $\mu\text{g/L}$ ) de acordo com legislação internacional.

Pesticidas ou produtos de degradação	Tipo	Limite máximo de contaminantes permitidos em água superficial ( $\mu\text{g/L}$ )						
		BRASIL <sup>(1;2)</sup>	CANADÁ <sup>(3)</sup>	OMS <sup>(4)</sup>	CHINA <sup>(5)</sup>	EUA <sup>(6)</sup>	AUSTRÁLIA <sup>(7)</sup>	UNIÃO EUROPEIA <sup>(8)</sup>
Tiram	Fungicida						7	0,1
Tebuconazole	Fungicida	180						0,1
Carbendazim	Fungicida	120					90	0,1
Ametrina	Herbicida						70	0,1
Atrazina	Herbicida	2	5	2	2	3	20	0,1
Bentazona	Herbicida	300			300		400	0,1
Cianazina	Herbicida			0,6				0,1
Diuron	Herbicida	90					20	0,1
Haloxifope-P-metilico	Herbicida						1	0,1
Imazetapir	Herbicida						9000	0,1
Metribuzim	Herbicida		80				70	0,1
Simazina	Herbicida	2		2		4	20	0,1
Metsulfurom-metilico	Herbicida						40	0,1
Hexazinona	Herbicida						400	0,1
Alacloro	Herbicida	20		20		2		0,1
Clorantraniliprole	Inseticida						6000	0,1
Fipronil	Inseticida						0,7	0,1
Metomil	Inseticida						20	0,1
Carbofurano	Inseticida	7		7	7	40	10	0,1
2-hidroxiatrazina	Produto de Degradação			200				0,1
Haloxifope-P	Produto de Degradação						1	0,1
<b>Total de pesticidas</b>								<b>0,5</b>

BRASIL(2005)<sup>(1)</sup>; (BRASIL, 2011)<sup>(2)</sup>; HEALTH CANADA (2008)<sup>(3)</sup>; WORLD HEALTH ORGANIZATION (2022)<sup>(4)</sup>; MINISTRY OF HEALTH (2006)<sup>(5)</sup>; UESEPA (2014)<sup>(6)</sup>; NHMRC (2011)<sup>(7)</sup>; COMISSÃO EUROPEIA (2020)<sup>(8)</sup>.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Em relação aos padrões específicos, a legislação brasileira apresenta limites como  $2 \mu\text{g/L}$  para atrazina e  $20 \mu\text{g/L}$  para alacloro, refletindo um compromisso regulatório com a proteção da saúde humana e dos ecossistemas aquáticos, porém ao observarmos os

46 compostos encontrados nos relatórios somente 8 possuem parâmetro de valor máximo permitido nessa regulamentação.

No Brasil, alguns agrotóxicos são permitidos para uso na agricultura, mas não possuem um valor máximo permitido (VMP) estabelecido para sua presença em águas superficiais. Isso ocorre devido a definição desses limites depende de estudos científicos sobre os impactos ambientais e à saúde humana, e nem todos os produtos foram suficientemente avaliados nesse contexto. A ausência de VMP para certos agrotóxicos reflete a necessidade de ampliar a regulamentação e o monitoramento, visando garantir uma proteção mais efetiva dos recursos hídricos e da saúde pública.

No Canadá somente 2 compostos encontrados nas águas da BHRD estão apresentados na legislação, metribuzim e a atrazina. A OMS estabelece padrões utilizados como referência global. Neste caso a atrazina possui valor permitido de 2 µg/L, assim como na regulamentação brasileira, evidenciando um consenso sobre este contaminante.

Na China, os padrões são comparáveis aos da OMS e Brasil para certos pesticidas, enquanto nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) mostra limites em alguns casos mais flexíveis. A Austrália possui padrões menos rigorosos para alguns contaminantes, com o limite para atrazina em 20 µg/L, substancialmente mais alto do que outras regiões. Por fim, a União Europeia, geralmente conhecida por suas rigorosas regulações ambientais, apresenta poucos dados específicos (Tabela 3), mas mantém padrões estritos para pesticidas como a simazina em 0,1µg/L.

As variações nos limites entre diferentes países e regiões refletem as diferenças nas avaliações de risco, na prevalência de uso de pesticidas e nas prioridades políticas de proteção ambiental e saúde pública. Contudo, as discrepâncias nos padrões regulatórios podem impactar o comércio internacional de produtos agrícolas, pois resíduos de pesticidas que são aceitáveis em uma jurisdição podem exceder os limites em outra, levando a possíveis barreiras comerciais.

A análise dos limites de contaminantes permitidos nas diversas legislações reflete a complexidade da regulação de pesticidas e destaca a importância de uma abordagem harmonizada, especialmente em um contexto globalizado. As diferenças nas regulamentações sugerem a necessidade de um diálogo contínuo e colaboração entre

as nações para proteger de maneira eficaz tanto a saúde humana quanto os ecossistemas aquáticos.

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O presente estudo revelou os riscos à vida aquática e à saúde humana devido à presença significativa de pesticidas e seus produtos de degradação nas águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Dourados, destacando a influência das atividades agrícolas na contaminação do ecossistema aquático. A análise das concentrações dos contaminantes ao longo dos três anos mostrou variações sazonais e identificou compostos que frequentemente excedem os limites estabelecidos pelas legislações ambientais de diversas jurisdições globais.

A comparação entre as legislações de diferentes países e as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) permitiu identificar discrepâncias nos limites permitidos, indicando vulnerabilidades que precisam ser abordadas para garantir a proteção dos recursos hídricos e da biodiversidade. A avaliação de risco à biodiversidade realizada destacou os potenciais danos à biota aquática, reforçando a importância de monitorar continuamente os níveis de contaminação e de implementar medidas de mitigação eficazes.

Os resultados obtidos evidenciam a necessidade de uma regulamentação mais rigorosa e de práticas agrícolas sustentáveis, como rotação de culturas, Manejo Integrado de Pragas (MIP), uso de biopesticidas, tecnologias de pulverização de precisão, educação ambiental para agricultores e fiscalização rigorosa pelos órgãos competentes.

Estudos futuros que investiguem a eficácia de tecnologias emergentes de controle biológico e práticas agrícolas inovadoras podem fornecer subsídios sobre como reduzir a utilização de pesticidas químicos, promovendo o controle de pragas de forma eficiente e com menor impacto ambiental. Em suma, este estudo aprofundou a compreensão dos impactos dos pesticidas na qualidade da água e na saúde dos ecossistemas aquáticos, fornecendo subsídios importantes para a formulação de políticas públicas mais eficazes.

## 7. REFERÊNCIAS

ABASS, K. et al. Characterization of human cytochrome P450 induction by pesticides. **Toxicology**, v. 294, n. 01, p. 17-26, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.01.010>.

ABUBAKAR, Y. et al. Pesticides History and Classification. 2020. p. 29-42. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-819304-4.00003-8>.

ACAYABA, R. D. et al. Occurrence of pesticides in waters from the largest sugar cane plantation region in the world. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 28, n. 8, p. 9824-9835, fev. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11428-1>.

AERTS, R.; HONNAY, O.; VAN NIEUWENHUYSE, A. Biodiversity and human health: mechanisms and evidence of the positive health effects of diversity in nature and green spaces. **British Medical Bulletin**, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/bmb/ldy021>.

ALBUQUERQUE, F. E. et al. Programas de monitoramento de pesticidas em águas superficiais: uma abordagem preventiva e de remediação. **Revista Brasileira de Engenharia Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 623-632, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662016000400013>.

AL-MAMUN, A. Pesticide Degradations Residues and Environmental Concerns. 2017. p. 87-102. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-52683-6\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-52683-6_5).

BAKER, R. Toxicity and Environmental Impact of Pesticides. **Environmental Science & Technology**, v. 40, n. 1, p. 1-8, 2006.

BEAUMELLE, L. et al. Diversidade da fauna do solo e estressores químicos: uma revisão das lacunas de conhecimento e roteiro para pesquisas futuras. **Ecografia**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ECOG.05627>.

BECKER, R. et al. Pesticidas em águas superficiais da região transfronteiriça do Brasil e Paraguai: Triagem usando LC-QTOF MS e correlação com uso e ocupação do solo por meio de análise multivariada. **Microchemical Journal**, v. 168, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.MICROC.2021.106502>.

BELLES, A. et al. Vias de transferência e fluxos de pesticidas solúveis em água em vários compartimentos da bacia agrícola do rio Canche (norte da França). **Água**, v. 11, n. 7, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/W11071428>.

BERESTETSKIY, A. Modern Approaches for the Development of New Herbicides Based on Natural Compounds. **Plants**, 12, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants12020234>.

BISPO, A.; LOPES, R. D. Eficácia do clorantraniliprole no manejo de pragas em diferentes sistemas agrícolas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 57, p. 12-19, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2022000100001>.

BOXALL, A. et al. Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: What Are the Big Questions? **Environmental Health Perspectives**, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.1104477>.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) – Resolução no 357, de 17 março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Disponível em: [http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html).

BRENDEL, M. et al. Long-term exposure to persistent pollutants in the environment and the estimation of their adverse effects. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 1, p. 1-10, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04433>.

BROVINI, E. et al. Três pesticidas mais vendidos no Brasil: concentrações em água doce e potenciais riscos ambientais. **The Science of the Total Environment**, v. 771, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144754>.

BROVINI, E. M. et al. Three-bestseller pesticides in Brazil: Freshwater concentrations and potential environmental risks. **Science of The Total Environment**, v. 771, 1 jun. 2021, p. 144754. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.144754>.

BRUCE-VANDERPUIJE, P. et al. State of POPs in Ghana: A review of persistent organic pollutants exposure in the general population and occupationally exposed workers. **Environment International**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.008>.

BUNDT, J.; SILVA, R. F.; SOUZA, A. G.; FERREIRA, M. C. Influência da condutividade hidráulica e composição do solo no movimento vertical do imazetapir: riscos para a contaminação de aquíferos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1175-1184, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400025>.

CANUTO, T. G.; GAMA, A. F.; BARRETO, F. M. de S.; ALENCAR NETO, M. da F. A. Estimativa do risco potencial de contaminação por pesticidas de águas superficiais e subterrâneas do município de Tianguá-CE com aplicação do método de GOSS e índice de GUS. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 16.;

ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 17., 2010, São Luis. **Anais...** São Luis: ABAS, 2010. p. 01-20.

CARAZO-ROJAS, E. et al. Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agro-ecosystem. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 800-809, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.020>.

CASTRO, M. et al. A scientometric analysis of ecotoxicological studies with the herbicide atrazine and microalgae and cyanobacteria as test organisms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 25196-25206, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12213-w>.

CCANCCAPA, A. et al. Padrões espaço-temporais de resíduos de pesticidas nos rios Turia e Júcar (Espanha). **A Ciência do Meio Ambiente Total**, v. 540, p. 200-210, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.063>.

CHAMBERS, J. E. et al. Human risk assessment for crop protection chemicals: A case study for bentazone. **Toxicology**, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tox.2014.01.008>.

CHAMBERS, J. et al. Human and ecological risk assessment of a crop protection chemical: a case study with the azole fungicide epoxiconazole. **Critical Reviews in Toxicology**, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3109/10408444.2013.855163>.

CHANDRAN, C.; THOMAS, S.; UNNI, M. Pesticides: Classification, Detection and Degradation. **Organic Farming**, 2019. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-04657-6\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-030-04657-6_5).

CHAUDHARY, V.; ARYA, S.; SINGH, P. Effects of pesticides on biodiversity and climate change. **International Journal on Environmental Sciences**, v. 12, n. 2, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.53390/ijes.v12i2.1>.

CHAVES, M. J. S. et al. Pharmaceuticals and personal care products in a Brazilian wetland of international importance: Occurrence and environmental risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 734, 10 set. 2020, p. 139374. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139374>.

COELHO, E. R. C.; VAZZOLER, H. Emprego do carvão ativado para remoção de atrazina de água de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000400007>.

COMISSÃO EUROPEIA. Anexos à proposta de diretiva do Parlamento Europeu e do Conselho sobre a qualidade da água destinada ao consumo humano (reformulação). Bruxelas, 2020. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52017PC0753>.

COSTA, J. et al. Physicochemical Characterization of Water Quality - Lagoa dos Índios in Macapá, Brazil. **American Chemical Science Journal**, v. 5, n. 2, p. 122-134, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.9734/ACSJ/2015/11705>.

CRESSWELL, J. Three cardinal numbers to safeguard bees against pesticide exposure: LD50, NOEC (revised) and the Haber exponent. **Julius-Kühn-Archiv**, p. 18-24, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5073/JKA.2018.462.003>.

DAYAN, F. Current Status and Future Prospects in Herbicide Discovery. **Plants**, v. 8, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/plants8090341>.

DEWHURST, I.; MARRS, T. Toxicologia de Pesticidas. **Toxicologia Geral Aplicada e de Sistemas**, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9780470744307.GAT140>.

DIBARTOLOMEIS, M. et al. An assessment of acute insecticide toxicity loading (AITL) of chemical pesticides used on agricultural land in the United States. **PLoS ONE**, v. 14, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220029>.

DIDONÉ, E. et al. Mobilização e transporte de pesticidas com escoamento superficial e sedimentos suspensos durante eventos de inundação em uma bacia agrícola do sul do Brasil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 39370-39386, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13303-z>.

DOERR-MACEWEN, N. A.; HAIGHT, M. Expert Stakeholders' Views on the Management of Human Pharmaceuticals in the Environment. **Environmental Management**, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/S00267-005-0306-Z>.

DORES, E. F. G. de C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – análise preliminar. **Química Nova**, v. 24, n. 01, p. 27-36, 2001. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000100007>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Guia Clima. Disponível em: <https://www.embrapa.br/guiaclima>.

ERICKSON, L.; LEE, K. H.; SUMNER, D. Degradation of atrazine and related s-triazines. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 1989. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10643388909388356>.

EUROPEAN COMMISSION. Review report for the active substance imazethapyr. SANCO/1183/2002 – Final. 2002. Disponível em: <https://ec.europa.eu>.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance epoxiconazole. **EFSA Journal**, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1523>.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance tebuconazole. **EFSA Journal**, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1603>.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance bentazone. **EFSA Journal**, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2927>.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance thiamethoxam. **EFSA Journal**, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2508>.

EVANS, R. M.; SCHOLZE, M.; KORTENKAMP, A. Examining the feasibility of mixture risk assessment: A case study using a tiered approach with data of 67 pesticides from the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR). **Food and Chemical Toxicology**, v. 84, p. 260-269, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2015.08.015>.

FENNER, K. et al. Relating atrazine degradation rate in soil to environmental conditions: implications for global fate modeling. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 41, n. 8, p. 2840-2846, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ES061923I>.

FISCHER, A. K. et al. Efeitos sinérgicos da atrazina e glifosato no desenvolvimento embrionário de Gallus gallus. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12213-w>.

GALLO, M. A.; DOURSON, M. L. The use of the LD50 in risk assessment. **Environmental Health Perspectives**, 1998.

GANDY, M. et al. An interactive database to explore herbicide physicochemical properties. **Organic & Biomolecular Chemistry**, v. 13, n. 20, p. 5586-5590, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c5ob00469a>.

GARCÍA, M. Á.; SANTAEUFEMIA, M.; MELGAR, M. J. Triazine residues in raw milk and infant formulas from Spanish northwest by a diphasic dialysis extraction. **Food and Chemical Toxicology**, v. 50, n. 03-04, p. 503-510, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2011.11.019>.

GIKAS, G.; PARLAKIDIS, P.; MAVROPOULOS, T.; VRYZAS, Z. Particularities of Fungicides and Factors Affecting Their Fate and Removal Efficacy: A Review. **Sustainability**, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su14074056>.

GILDEN, R. C.; HUFFLING, K.; SATTY, D. A. Pesticides and human reproduction: the epidemiologic evidence of adverse effects. **Environmental Health Perspectives**, v. 118, n. 2, p. 164-170, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.0901586>.

GODOY, A. A.; KUMMROW, F.; PAMPLIN, P. A. Z. Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to Lemna minor L. (1753) individually and in binary mixtures. **Ecotoxicology**, v. 24, n. 5, p. 1112-1123, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1455-3>.

GODOY, S. Ecological Risk Assessment of Pesticides in Aquatic Ecosystems. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 3, p. 123-135, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es504392c>.

GOMES, M. A. et al. Movimento do herbicida imazetapir em um neossolo quartzarênico típico e em um latossolo de textura média das nascentes do rio Araguaia, município de Mineiros (GO). 2008.

GONÇALVES, M. S. Lixiviação, formação de resíduos ligados e biorremediação de atrazina em solo subtropical submetido à aplicação de água residuária da suinocultura. 2010.

GRANDI, A. L. de et al. Avaliação do risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos no Brasil. In: **MEIO AMBIENTE: Preservação, saúde e sobrevivência**, 2021.

GUNSTONE, T. et al. Pesticidas e invertebrados do solo: uma avaliação de risco. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847>.

GUSTAVSSON, M. et al. Pesticide mixtures in the Swedish streams: environmental risks, contributions of individual compounds, and consequences of single-substance oriented risk mitigation. **Science of the Total Environment**, v. 598, p. 973-983, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.122>.

HAMADACHE, M. et al. A Quantitative Structure Activity Relationship for acute oral toxicity of pesticides on rats: Validation, domain of application and prediction. **Journal of Hazardous Materials**, v. 303, p. 28-40, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.021>.

HAMILTON, D. et al. Regulatory limits for pesticide residues in water (IUPAC Technical Report). **Pure and Applied Chemistry**, v. 75, n. 8, p. 1123-1155, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1351/PAC200375081123>.

HASSAAN, M.; NEMR, A. Poluição por pesticidas: classificações, impacto na saúde humana, técnicas de extração e tratamento. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 46, p. 207-220, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.08.007>.

HEALTH CANADA. Water Quality: reports and publications. Guidelines for Canadian drinking water quality. Chemical/Physical Parameters. Ottawa, 2008. Disponível em:

<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality.html>.

HONG, J. et al. Degradation of residual herbicide atrazine in agri-food and washing water. **Foods**, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/foods11162416>.

ITO, H. et al. Combined impact of pesticides and other environmental stressors on animal diversity in irrigation ponds. **PLoS ONE**, v. 15, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229052>.

JENSEN, B. H. et al. Probabilistic assessment of the cumulative dietary exposure of the population of Denmark to endocrine disrupting pesticides. **Food and Chemical Toxicology**, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.01.002>.

KARLSSON, A. et al. Pesticide contamination of the upper Elbe River and an adjacent floodplain area. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, p. 2067-2081, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02571-w>.

KHUMAN, S.; CHAKRABORTY, P. Air-water exchange of persistent organic pollutants pesticides in the lower stretch of the transboundary river Ganges, India. **Chemosphere**, v. 233, p. 966-974, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.223>.

KIM, K.; KABIR, E.; JAHAN, S. Exposure to pesticides and the associated human health effects. **The Science of the Total Environment**, v. 575, p. 525-535, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>.

KLEIN, V. Tebuconazole: uma revisão sobre seu uso na agricultura e impactos ambientais. **Revista Brasileira de Agroquímica**, v. 9, n. 4, p. 67-75, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1984-82502013000400009>.

KOMATSU, E. Desenvolvimento de metodologia para determinação de alguns pesticidas em águas empregando microextração em fase sólida (SPME). 2004. 72f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

KOUTROS, S. et al. Cancer incidence among imazethapyr-exposed pesticide applicators in the agricultural health study cohort. **Cancer Epidemiology and Prevention Biomarkers**, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1158/1055-9965.EPI-06-1077>.

KUMAR, A.; SINGH, A. Behavior of imazethapyr in soil and its effect on crop growth. **Journal of Environmental Biology**, v. 36, n. 4, p. 849-855, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.083>.

LEPOM, P. et al. Needs for reliable analytical methods for monitoring chemical pollutants in surface water under the European Water Framework Directive. **Journal of Chromatography A**, v. 1216, n. 3, p. 302-315, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.06.017>.

LI, Z.; JENNINGS, A. Global variations in pesticide regulations and health risk assessment of maximum concentration levels in drinking water. **Journal of Environmental Management**, v. 212, p. 384-394, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.083>.

LIESS, M. et al. Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. **Water Research**, v. 201, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>.

LIMA, J. et al. "Modern agriculture" transfers many pesticides to watercourses: A case study of a representative rural basin in southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 10581-10598, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06550-8>.

LOOS, R. et al. EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. **Water Research**, v. 47, n. 17, p. 6475-6487, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.029>.

LUSHCHAK, V.; MATVIISHYN, T.; HUSAK, V.; STOREY, J.; STOREY, K. Toxicidade de pesticidas: uma abordagem mecanicista. **Diário EXCLI**, v. 17, p. 1101-1136, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.17179/excli2018-1710>.

MAHMOOD, I. et al. Effects of Pesticides on Environment. In: **Pesticides in Crop Production: Physiological and Biochemical Action**, 2016. p. 253-269. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-27455-3\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-319-27455-3_13).

MAHMUD, M. et al. Opportunities and possibilities of developing an advanced precision spraying system for tree fruits. **Sensors (Basel, Switzerland)**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/s21093262>.

MATIAS, G. C.; SANTOS, L. M.; OLIVEIRA, J. P. Efeitos tóxicos da atrazina em organismos aquáticos: implicações para a biodiversidade em rios e córregos. **Journal of Environmental Toxicology**, v. 36, n. 4, p. 475-483, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvtox.2021.03.007>.

MENTZEL, S. et al. Development of a Bayesian network for probabilistic risk assessment of pesticides. **bioRxiv**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ieam.4533>.

MILLER, M.; HAMANN, M.; KROON, F. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. **PLoS ONE**, v. 15, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792>.

MINISTRY OF HEALTH OF THE PEOPLE'S REPUBLIC OF CHINA. GB 5749-2006: Standards for Drinking Water Quality. Beijing, 2006. Disponível em: <https://www.nhmrc.gov.au/sites/default/files/documents/reports/aust-drinking-water-guidelines.pdf>.

MOJIRI, A. et al. Pesticides in aquatic environments and their removal by adsorption methods. **Chemosphere**, v. 253, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126646>.

MONTEIRO, M. B. Remoção de atrazina por fungos de decomposição branca: uma alternativa biotecnológica para a minimização de impactos ambientais. **Revista Brasileira de Biotecnologia**, v. 26, n. 2, p. 58-64, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1517-83822013000200002>.

MORAES, R. Tratamento de sementes com clorantraniliprole: uma alternativa para o manejo integrado de pragas. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 5, p. 67-75, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5539/jas.v10n5p67>.

MORILLO, E.; VILLAVERDE, J. Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils. **The Science of the Total Environment**, v. 586, p. 576-597, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.020>.

MUTURI, E. J. et al. Effect of pesticides on microbial communities in container aquatic habitats. **Scientific Reports**, v. 7, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/srep44565>.

NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL (NHMRC). Australian Drinking Water Guidelines 6. Canberra ACT: National Health and Medical Research Council, 2011. Disponível em: <https://www.nhmrc.gov.au/sites/default/files/documents/reports/aust-drinking-water-guidelines.pdf>.

NAZARKO, O.; ACKER, R. V.; ENTZ, M. Strategies and tactics for herbicide use reduction in field crops in Canada: A review. **Canadian Journal of Plant Science**, 2005, v. 85, p. 457-479. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/P04-158>.

NEGRETE-BOLAGAY, D. et al. Persistent organic pollutants: The trade-off between potential risks and sustainable remediation methods. **Journal of Environmental Management**, v. 300, 113737, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113737>.

NOWELL, L. H. et al. Complex mixtures of dissolved pesticides show potential aquatic toxicity in a synoptic study of Midwestern U.S. streams. **The Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 1469-1488, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.156>.

OJO, A. F.; PENG, C.; NG, J. Assessing the human health risks of per- and polyfluoroalkyl substances: A need for greater focus on their interactions as mixtures. **Journal of Hazardous Materials**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124863>.

OLIVEIRA, H.; URCHEI, M. A.; FIETZ, C. R. Aspectos físicos e socioeconômicos da Bacia Hidrográfica do Rio Ivinhema. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2000. 52 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Documentos 25). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/243710>.

OU, W. et al. Meta-analysis to predict atrazine sorption in soils by soil properties. **Science of the Total Environment**, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.011>.

PATIL, R.; KUMAR, C.; BAGVANDAS, M. Biodiversity loss: Public health risk of disease spread and epidemics. **Annals of Tropical Medicine and Public Health**, 2017. Disponível em: [https://doi.org/10.4103/ATMPH.ATMPH\\_269\\_16](https://doi.org/10.4103/ATMPH.ATMPH_269_16).

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Update World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification. **Hidrology and Earth System Sciences**, Göttingen, 2007. v. 11, p. 1633-1644. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>.

PENG, X. et al. Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 55-65, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.035>.

PESTICIDE PROPERTIES DATABASE (PPDB). Tebutiuron: Chemical and environmental properties. 2024. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/619.htm>.

PESTICIDES AND HERBICIDES. Types, Uses and Determination of Herbicides, 2016. p. 326-332. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384947-2.00536-5>.

PETERSON, R. Comparing ecological risks of pesticides: the utility of a Risk Quotient ranking approach across refinements of exposure. **Pest Management Science**, v. 62, n. 1, p. 46-56, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/PS.1126>.

POOLE, N.; ARNAUDIN, M. The role of fungicides for effective disease management in cereal crops. **Canadian Journal of Plant Pathology**, v. 36, p. 1-11, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07060661.2013.870230>.

PORTAL, T. P. et al. An integrated assessment of water quality in a land reform settlement in northern Rio de Janeiro state, Brazil. **Heliyon**, v. 5, mar. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01489>.

QI, L. et al. Perfluorooctanesulfonate Degrades in a Laccase-Mediator System. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 18, p. 10617-10626, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00839>.

RAFFA, C.; CHIAMPO, F. Bioremediation of agricultural soils polluted with pesticides: A review. **Bioengineering**, 2021, v. 8. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/bioengineering8070092>.

RAMALHO, F. L. et al. Spatial and Temporal Evaluation of Water Streams Using Quality Indexes: A Case Study. **Water**, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14213526>.

RAWTANI, D. et al. Nanotechnology-based recent approaches for sensing and remediation of pesticides. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 749-762, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.037>.

REIMER, A.; PROKOPY, L. Environmental attitudes and drift reduction behavior among commercial pesticide applicators in a U.S. agricultural landscape. **Journal of Environmental Management**, 2012, v. 113, p. 361-369. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.009>.

REIS, L. A. et al. Impacto do epoxiconazole em organismos aquáticos não alvo: uma análise dos efeitos em peixes e nematoides. **Aquatic Toxicology**, v. 215, p. 105987, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2024.105987>.

RICHTER, C. H. et al. Intensified food production and correlated risks to human health in the Greater Mekong Subregion: a systematic review. **Environmental Health**, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12940-015-0033-8>.

RICO, A. et al. Developing ecological scenarios for the prospective aquatic risk assessment of pesticides. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 12, p. 510-521, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ieam.1718>.

RIEDO, J. et al. Widespread occurrence of pesticides in organically managed agricultural soils—the ghost of a conventional agricultural past?. **Environmental Science & Technology**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06405>.

ROCHA, M. J. et al. A influência dos resíduos industriais e agrícolas na qualidade da água do córrego Água Boa (Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 1-12, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4475-9>.

ROHR, J. et al. Towards common ground in the biodiversity–disease debate. **Nature Ecology & Evolution**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1060-6>.

ROMAN, D. et al. Effects of Triazole Fungicides on Soil Microbiota and on the Activities of Enzymes Found in Soil: A Review. **Agriculture**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/agriculture11090893>.

ROSE, J. Europe to toughen drinking-water standards. **Environmental Science & Technology**, v. 29, n. 4, p. 171A, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es00004a735>.

RUMSCHLAG, S. L. et al. Consistent effects of pesticides on community structure and ecosystem function in freshwater systems. **Nature Communications**, v. 11, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20192-2>.

SARKER, S. et al. Pesticide contamination level in major river systems: A review on South Asia perspectives. **Heliyon**, v. 7, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07270>.

SCHREINEMACHERS, P. et al. Too much to handle? Pesticide dependence of smallholder vegetable farmers in Southeast Asia. **The Science of the Total Environment**, 2017, v. 593-594, p. 470-477. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.181>.

SCHÜTTE, G. et al. Herbicide resistance and biodiversity: agronomic and environmental aspects of genetically modified herbicide-resistant plants. **Environmental Sciences Europe**, v. 29, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0100-y>.

SCORZA JÚNIOR, R. P. et al. Resíduos de agrotóxicos em águas do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2021. 30 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 87). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1130741>.

SCORZA JÚNIOR, R. P. et al. Monitoramento dos resíduos de agrotóxicos em Mato Grosso do Sul: Rio Dourados – Ano: 2022. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2023. 6 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/doc/1143455/1/Monit-1-2022.pdf>.

SCORZA JÚNIOR, R. P.; PAZ, R. B. S. Método analítico multirresíduo para determinação de agrotóxicos e seus produtos de degradação em águas superficiais. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2020. 36 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 86). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1126682>.

SEMERJIAN, L. et al. Human health risk assessment of pharmaceuticals in treated wastewater reused for non-potable applications in Sharjah, United Arab Emirates. **Environment International**, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.048>.

SENE, L. et al. New aspects on Atrazine biodegradation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 02, p. 487-496, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132010000200030>.

SETTHEETHAM, D.; NATHAPINDHU, G.; LAOHASIRIWONG, W. The problems of pesticide use and interventions to reduce pesticide risks for Thai farmers. **Journal of Public Health Research**, 2008, v. 1. Disponível em: <https://consensus.app/papers/problems-pesticide-interventions-reduce-pesticide-settheetham/44668cf822f353828d227c8b7db26af7/>.

SHARMA, B. M. et al. Health and ecological risk assessment of emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, and artificial sweeteners) in surface and groundwater (drinking water) in the Ganges River basin, India. **Science of the Total Environment**, v. 646, p. 1459-1467, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.235>.

SHUMAN-GOODIER, M.; PROPPER, C. R. A meta-analysis synthesizing the effects of pesticides on swimming speed and activity of aquatic vertebrates. **The Science of the Total Environment**, v. 565, p. 758-766, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.205>.

SILVA, J. M. R. et al. Aplicação de geotecnologias na dinâmica de uso e ocupação agrícola no município Nova Canaã do Norte – MT. **Agrarian Academy**, 2019.

SILVA, R. G. da. Efeitos colaterais ao meio ambiente durante a pandemia da COVID-19 no Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 2021.

SILVA, T. R. da; AZEVEDO, D. de A. Monitoramento de atrazina, simazina e seus metabólitos no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas. In: **REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA**, 31., 2008, Águas de Lindóia. Resumos. São Paulo: SBQ, 2008.

SILVA, V. et al. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unveiled. **The Science of the Total Environment**, v. 653, p. 1532-1545, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>.

SINGH, S.; KUMAR, V.; DHANJAL, D.; SINGH, J. Herbicides and Plant Growth Regulators: Current Developments and Future Challenges. 2020. p. 67-81. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-981-15-3024-1\\_5](https://doi.org/10.1007/978-981-15-3024-1_5).

SIQUEIRA, R. A.; SANTOS, G. A.; OLIVEIRA, M. L. Aumento do uso de imazetapir no controle de ervas daninhas em culturas de milho e capim sudão. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 19, n. 3, p. 210-217, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2236-10652020000300005>.

SOBERÓN, M.; BRAVO, A.; BLANCO, C. Strategies to Reduce Insecticide Use in Agricultural Production, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.03063-8>.

SOUSA, P. M. C. A. et al. Efeitos do descarte de medicamentos no meio ambiente. **Research, Society and Development**, 2020.

SOUZA JÚNIOR, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, p. 2735, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.

SOUZA, R. 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. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.12.035>.

STALEY, Z. R.; HARWOOD, V. J.; ROHR, J. R. A synthesis of the effects of pesticides on microbial persistence in aquatic ecosystems. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 45, n. 10, p. 813-836, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3109/10408444.2015.1065471>.

STEHLE, S.; SCHULZ, R. Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 18, p. 5750-5755, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>.

STOCK, D. Impacto do uso de imazetapir na biodiversidade vegetal e sua persistência no solo. **Journal of Agricultural Science**, v. 13, n. 2, p. 125-132, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5539/jas.v13n2p125>.

SUN, S. et al. Pesticide pollution in agricultural soils and sustainable remediation methods: A review. **Current Pollution Reports**, v. 4, p. 240-250, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40726-018-0092-x>.

SYAFRUDIN, M. et al. Pesticides in drinking water – A review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>.

TABASSUM, H. et al. Multi-organ toxicological impact of fungicide propiconazole on biochemical and histological profile of freshwater fish *Channa punctata* Bloch. **Ecological Indicators**, v. 63, p. 359-365, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2015.11.052>.

TAN, H. et al. Pesticides in surface water of tropical river basins draining areas with rice-vegetable rotations in Hainan, China: Occurrence, relation to environmental factors and risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 283, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117100>.

TANG, F.; MAGGI, F. Global perspective of pesticide mixtures in soil. **Environmental Research Letters**, v. 16, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe5d6>.

TAO, Y. et al. Characteristics of neonicotinoid imidacloprid in urine following exposure of humans to orchards in China. **Environment International**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105079>.

TLEUOVA, A. et al. Recent advances and remaining barriers to producing novel formulations of fungicides for safe and sustainable agriculture. **Journal of Controlled Release**, v. 324, p. 1-12, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2020.07.035>.

TOPPING, C.; ALDRICH, A.; BERNY, P. Overhaul environmental risk assessment for pesticides. **Science**, v. 367, p. 360-363, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aay1144>.

TÓTH, G. et al. Cytotoxicity and hormonal activity of glyphosate-based herbicides. **Environmental Pollution**, v. 265, Pt B, 115027, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115027>.

TUDI, M. et al. Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Atrazine: Updated Toxicological Profile. 2006. Disponível em: <https://www.epa.gov>.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Chlorantraniliprole Insecticide Risk Assessment. 2008. Disponível em: <https://www.epa.gov>.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Clothianidin: Human Health Risk Assessment. 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov>.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Fipronil: Ecological Risk Assessment. 2013. Disponível em: <https://www.epa.gov>.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Guidelines for proper disposal of solid and liquid waste and monitoring requirements. Washington, D.C.: USEPA, 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/guidelines-disposal>.

VALCKE, M. et al. Human health risk assessment on the consumption of fruits and vegetables containing residual pesticides: A cancer and non-cancer risk/benefit perspective. **Environment International**, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.023>.

VICARI, C. et al. Efeito do inseticida clorotraniliprole no desenvolvimento larval e na determinação de rainha da abelha sem ferrão *Plebeia droryana*. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132010000200030>.

WANDSCHEER, A. C. D. et al. Impacto do uso de fungicidas e inseticidas sobre organismos aquáticos não alvos em lavouras de arroz irrigado. **Ciencia Rural**, v. 47, p. 1-7, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20170113>.

WANG, C. et al. Review of emerging contaminant tris(1,3-dichloro-2-propyl)phosphate: Environmental occurrence, exposure, and risks to organisms and human health. **Environment International**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105946>.

WANG, Q. et al. Bioaccumulation and biomagnification of emerging bisphenol analogues in aquatic organisms from Taihu Lake, China. **The Science of the Total Environment**, v. 598, p. 814-820, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.167>.

WATTANAYON, R. et al. An integrated One Health framework for holistic evaluation of risks from antifungal agents in a large-scale multi-city study. **The Science of the Total Environment**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4395237>.

WOLFRAM, J. et al. Insecticide risk in US surface waters: drivers and spatio-temporal modeling. **Environmental Science & Technology**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04285>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for Drinking-Water Quality. 4th edition incorporating first and second addenda. Geneva: WHO, 2022. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>. Acesso em: abr. 2024.

YANG, X. et al. Farmer and retailer knowledge and awareness of the risks from pesticide use: a case study in the Wei River catchment, China. **The Science of the Total Environment**, 2014, v. 497-498, p. 172-179. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.118>.

ZANOTELLI, L. A. et al. Uso de clorotraniliprole no tratamento de sementes: impacto na produtividade e na proteção contra pragas. **Crop Protection**, v. 132, p. 104-112, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105020>.

ZHENG, Y.; NOWACK, B. Meta-analysis of Bioaccumulation Data for Nondissolvable Engineered Nanomaterials in Freshwater Aquatic Organisms. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 41, p. 1202-1214, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.5312>.

ZHOU, Y. et al. Occurrence, source and ecotoxicological risk assessment of pesticides in surface water of Wujin district (northwestern Taihu Lake), China. **Environmental**

**Pollution**, v. 265, Pt A, 2020. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114953>.

ZUBROD, J. et al. Fungicides: An Overlooked Pesticide Class? **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 3347-3365, 2019. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04392>.

## ANEXOS

**Tabela 4.** Concentrações dos pesticidas e produtos de degradação em amostras de água superficial coletadas no Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de dezembro de 2019 a dezembro de 2020.

Pesticidas ou produtos de degradação	Tipo	LD (ug/L)	LQ (ug/L)	Amostras positivas (>LD)		Concentração (ug/L)		
				Total de amostras	Frequência (%)	Média <sup>(1)</sup>	Mediana	Maior
Carbendazim	Fungicida	0,003	0,01	32	71	0,012	0,012	0,012
Epoxiconazole	Fungicida	0,0001	0,002	39	87	0,006	0,007	0,008
Flutriafol	Fungicida	0,0003	0,002	0	0			
Tebuconazole	Fungicida	0,0002	0,002	35	78	<LQ	<LQ	<LQ
Tram	Fungicida	0,001	0,008	0	0			
Alacloro	Herbicida	0,003	0,01	0	0			
Ametrina	Herbicida	0,001	0,003	2	4	0,008	0,008	0,008
Atrazina	Herbicida	0,001	0,003	39	87	0,031	0,006	0,13
Bentazona	Herbicida	0,0005	0,002	16	36	0,011	0,006	0,028
Cianazina	Herbicida	0,00005	0,002	0	0			
Cletodim	Herbicida	0,00005	0,002	9	20	0,004	0,004	0,005
Clornazona	Herbicida	0,001	0,004	18	40	0,01	0,01	0,013
Clorimurrom-etílico	Herbicida	0,0001	0,002	5	11	0,016	0,017	0,029
Diurrom	Herbicida	0,005	0,016	18	40	0,023	0,022	0,028
Fluasifope-P-butílico	Herbicida	0,002	0,003	5	11	0,004	0,004	0,004
Halossulfurom-metilico	Herbicida	0,00003	0,002	0	0			
Haloxifope-P-metilico	Herbicida	0,00006	0,002	3	7	<LQ	<LQ	<LQ
Hexazinona	Herbicida	0,0003	0,002	26	58	0,004	0,004	0,005
Imazaquim	Herbicida	0,001	0,002	0	0			
Imazetapir	Herbicida	0,0002	0,002	23	51	0,003	0,002	0,006
Mesotriona	Herbicida	0,002	0,005	4	9	<LQ	<LQ	<LQ
Metribuzim	Herbicida	0,004	0,012	0	0			
Metsulfurom-metilico	Herbicida	0,00004	0,002	0	0			
Nicossulfurom	Herbicida	0,00005	0,002	9	20	0,007	0,006	0,01
Quincloraque	Herbicida	0,006	0,018	0	0			
Simazina	Herbicida	0,0001	0,002	0	0			
Sulfentrazone	Herbicida	0,002	0,02	3	7	<LQ	<LQ	<LQ
Tebuturom	Herbicida	0,001	0,002	41	91	0,002	0,002	0,002
Trifloxissulfurom-sódico	Herbicida	0,0005	0,002	0	0			
Carbofurano	Inseticida	0,0001	0,002	2	4	<LQ	<LQ	<LQ
Clorantranilprole	Inseticida	0,0004	0,002	42	93	0,006	0,005	0,019
Clotianidina	Inseticida	0,001	0,003	42	93	0,006	0,005	0,011
Fipronil	Inseticida	0,001	0,008	11	24	0,013	0,011	0,023
Imidacloprido	Inseticida	0,007	0,02	23	51	0,042	0,037	0,072
Metomil	Inseticida	0,003	0,009	4	9	<LQ	<LQ	<LQ
Tiametoxam	Inseticida	0,001	0,003	36	80	0,021	0,008	0,077
Tiodicarbe	Inseticida	0,001	0,003	5	11	0,009	0,005	0,023

DEA (deetilatrazina)	Produto de Degradação	0,0006	0,002	45	100	0,01	0,003	0,047
DIA (deisopropilatrazina)	Produto de Degradação	0,001	0,003	15	33	0,013	0,013	0,029
2-hidroxiatrazina	Produto de Degradação	0,002	0,006	45	100	0,018	0,014	0,074
Fipronil sulfona	Produto de Degradação	0,001	0,003	13	29	<LQ	<LQ	<LQ
Fipronil sulfeto	Produto de Degradação	0,0001	0,004	6	13	<LQ	<LQ	<LQ
Fipronil dessulfenil	Produto de Degradação	0,0007	0,002	0	0			
Fluasifope-P	Produto de Degradação	0,002	0,006	0	0			
Haloxifope-P	Produto de Degradação	0,002	0,007	18	40	0,013	0,014	0,022
Quizalofope	Produto de Degradação	0,001	0,004	0	0			

<sup>(1)</sup>Para o cálculo da média e mediana foram excluídos valores < LQ. Nota: LD = limite de detecção; LQ = limite de quantificação.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Scorza Júnior e Paz (2020).

**Tabela 5.** Concentrações dos pesticidas e produtos de degradação em amostras de água superficial coletadas no Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de janeiro a dezembro de 2021.

Pesticidas ou produtos de degradação	Tipo	LD (ug/L)	LQ (ug/L)	Amostras positivas (>LD)		Concentração (ug/L)		
				Total de amostras	Frequência (%)	Média <sup>(1)</sup>	Mediana	Maior
Carbendazim	Fungicida	0,003	0,01	2	5	<LQ	<LQ	<LQ
Epoxiconazole	Fungicida	0,0001	0,002	36	92	0,003	0,003	0,003
Flutriafol	Fungicida	0,0003	0,002	3	8	0,008	0,008	0,008
Tebuconazole	Fungicida	0,0002	0,002	39	100	0,003	0,003	0,005
Tiram	Fungicida	0,001	0,008	0	0			
Alacloro	Herbicida	0,003	0,01	0	0			
Ametrina	Herbicida	0,001	0,003	0	0			
Atrazina	Herbicida	0,001	0,003	39	100	0,028	0,013	0,188
Bentazona	Herbicida	0,0005	0,002	22	56	0,07	0,009	0,28
Cianazina	Herbicida	0,00005	0,002	0	0			
Cletodim	Herbicida	0,00005	0,002	4	10	<LQ	<LQ	<LQ
Clomazona	Herbicida	0,001	0,004	9	23	0,083	0,083	0,102
Clorimurrom-etílico	Herbicida	0,0001	0,002	8	21	0,002	<LQ	0,003
Diurrom	Herbicida	0,005	0,016	26	67	0,016	0,017	0,026
Fluasifope-P-butílico	Herbicida	0,002	0,003	0	0			
Halossulfurom-metilico	Herbicida	0,00003	0,002	0	0			
Haloxifope-P-metilico	Herbicida	0,00006	0,002	0	0			
Hexazinona	Herbicida	0,0003	0,002	11	28	<LQ	<LQ	<LQ
Imazaquim	Herbicida	0,001	0,002	0	0			
Imazetapir	Herbicida	0,0002	0,002	21	54	0,007	0,007	0,012
Mesotriona	Herbicida	0,002	0,005	0	0			
Metribuzim	Herbicida	0,004	0,012	0	0			
Metsulfurom-metilico	Herbicida	0,00004	0,002	0	0			
Nicossulfurom	Herbicida	0,00005	0,002	1	3	<LQ	<LQ	<LQ

Quincloraque	Herbicida	0,006	0,018	0	0			
Simazina	Herbicida	0,0001	0,002	3	8	<LQ	<LQ	<LQ
Sulfentrazone	Herbicida	0,002	0,02	0	0			
Tebutiurum	Herbicida	0,001	0,002	23	59	0,002	0,002	0,003
Trifloxissulfurom-sódico	Herbicida	0,0005	0,002	0	0			
Carbofurano	Inseticida	0,0001	0,002	7	18	<LQ	<LQ	<LQ
Clorantranilprole	Inseticida	0,0004	0,002	39	100	0,003	0,003	0,007
Clotianidina	Inseticida	0,001	0,003	10	26	<LQ	<LQ	<LQ
Fipronil	Inseticida	0,001	0,008	24	62	0,019	<LQ	0,019
Imidacloprido	Inseticida	0,007	0,02	9	23	0,026	0,024	0,034
Metomil	Inseticida	0,003	0,009	1	3	<LQ	<LQ	<LQ
Tiametoxam	Inseticida	0,001	0,003	13	33	0,007	0,007	0,011
Tiodicarbe	Inseticida	0,001	0,003	5	13	0,025	0,015	0,067
DEA (deetilatrazina)	Produto de Degradação	0,0006	0,002	35	90	0,006	0,004	0,024
DIA (deisopropilatrazina)	Produto de Degradação	0,001	0,003	10	26	0,009	0,009	0,01
2-hidroxiatrazina	Produto de Degradação	0,002	0,006	38	97	0,012	0,01	0,021
Fipronil sulfona	Produto de Degradação	0,001	0,003	7	18	<LQ	<LQ	<LQ
Fipronil sulfeto	Produto de Degradação	0,0001	0,004	3	8	<LQ	<LQ	<LQ
Fipronil dessulfenil	Produto de Degradação	0,0007	0,002	0	0			
Fluasifope-P	Produto de Degradação	0,002	0,006	0	0			
Haloxifope-P	Produto de Degradação	0,002	0,007	3	8	0,008	0,008	0,008
Quizalofope	Produto de Degradação	0,001	0,004	0	0			

(<sup>1</sup>)Para o cálculo da média e mediana foram excluídos valores < LQ. Nota: LD = limite de detecção; LQ = limite de quantificação.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Scorza Júnior *et al.* (2021).

**Tabela 6.** Concentrações dos pesticidas e produtos de degradação em amostras de água superficial coletadas no Rio Dourados, Mato Grosso do Sul, no período de janeiro a dezembro de 2022.

Pesticidas ou produtos de degradação	Tipo	LD (ug/L)	LQ (ug/L)	Amostras positivas (>LD)		Concentração (ug/L)		
				Total de amostras	Frequência (%)	Média ( <sup>1</sup> )	Mediana	Maior
Carbendazim	Fungicida	0,003	0,01	0	0			
Epoxiconazole	Fungicida	0,0001	0,002	45	100	0,004	0,002	0,01
Flutriafol	Fungicida	0,0003	0,002	9	20	<LQ	<LQ	<LQ
Tebuconazole	Fungicida	0,0002	0,002	45	100	0,006	0,007	0,011
Tiram	Fungicida	0,001	0,008	0	0			
Alacloro	Herbicida	0,003	0,01	0	0			
Ametrina	Herbicida	0,001	0,003	1	2	0,03	0,03	0,03
Atrazina	Herbicida	0,001	0,003	45	100	0,071	0,016	0,254
Bentazona	Herbicida	0,0005	0,002	38	84	0,018	0,009	0,079
Cianazina	Herbicida	0,00005	0,002	0	0			

Cletodim	Herbicida	0,00005	0,002	12	27	0,002	0,002	0,003
Clomazona	Herbicida	0,001	0,004	26	58	0,083	0,083	0,102
Clorimurom-etílico	Herbicida	0,0001	0,002	7	16	0,015	0,008	0,043
Diurrom	Herbicida	0,005	0,016	21	47	0,024	0,022	0,033
Fluasifope-P-butílico	Herbicida	0,002	0,003	0	0			
Halossulfurom-metílico	Herbicida	0,00003	0,002	0	0			
Haloxifope-P-metílico	Herbicida	0,00006	0,002	0	0			
Hexazinona	Herbicida	0,0003	0,002	15	33	0,003	0,003	0,004
Imazaquim	Herbicida	0,001	0,002	0	0			
Imazetapir	Herbicida	0,0002	0,002	36	80	0,015	0,003	0,08
Mesotriona	Herbicida	0,002	0,005	9	20	0,008	0,008	0,011
Metribuzim	Herbicida	0,004	0,012	0	0			
Metsulfurom-metílico	Herbicida	0,00004	0,002	3	7	0,003	0,003	0,003
Nicossulfurom	Herbicida	0,00005	0,002	7	16	<LQ	<LQ	<LQ
Quincloraque	Herbicida	0,006	0,018	0	0			
Simazina	Herbicida	0,0001	0,002	6	13	<LQ	<LQ	<LQ
Sulfentrazone	Herbicida	0,002	0,02	3	7	<LQ	<LQ	<LQ
Tebutiurrom	Herbicida	0,001	0,002	2	44	0,005	0,004	0,009
Triclopir	Herbicida	0,001	0,004	9	43	0,021	0,016	0,04
Trifloxissulfurom-sódico	Herbicida	0,0005	0,002	0	0			
Carbofurano	Inseticida	0,0001	0,002	10	22	0,002	0,002	0,002
Clorantranilprole	Inseticida	0,0004	0,002	45	100	0,005	0,005	0,008
Clotianidina	Inseticida	0,001	0,003	11	24	<LQ	<LQ	<LQ
Fipronil	Inseticida	0,001	0,008	39	87	0,01	0,009	0,012
Imidacloprido	Inseticida	0,007	0,02	6	13	<LQ	<LQ	<LQ
Metomil	Inseticida	0,003	0,009	3	7	0,01	0,01	0,01
Tlameoxam	Inseticida	0,001	0,003	13	29	0,006	0,006	0,008
Tiodicarbe	Inseticida	0,001	0,003	0	0			
DEA (deetilatrazina)	Produto de Degradação	0,0006	0,002	41	91	0,014	0,007	0,04
DIA (deisopropilatrazina)	Produto de Degradação	0,001	0,003	12	27	0,01	0,01	0,011
2-hidroxiatrazina	Produto de Degradação	0,002	0,006	24	53	0,015	0,014	0,024
Fipronil sulfona	Produto de Degradação	0,001	0,003	22	49	0,006	0,006	0,008
Fipronil sulfeto	Produto de Degradação	0,0001	0,004	9	20	<LQ	<LQ	<LQ
Fipronil dessulfenil	Produto de Degradação	0,0007	0,002	10	22	0,003	0,003	0,003
Fluasifope-P	Produto de Degradação	0,002	0,006	0	0			
Haloxifope-P	Produto de Degradação	0,002	0,007	12	27	0,009	0,009	0,011

<sup>(1)</sup>Para o cálculo da média e mediana foram excluídos valores < LQ. Nota: LD = limite de detecção; LQ = limite de quantificação.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024), com base em Scorza Júnior *et al.* (2023).