

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ  
CAMPUS DE CASCAVEL  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**SEDIMENTO AQUÁTICO E MEL DE *Apis mellifera* COMO INDICADORES DE  
RESÍDUOS DE PESTICIDAS**

**LUANA GUERRA**

**CASCAVEL – PARANÁ  
2023**

**LUANA GUERRA**

**SEDIMENTO AQUÁTICO E MEL DE *Apis mellifera* COMO INDICADORES DE  
RESÍDUOS DE PESTICIDAS**

Tese apresentada como cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio

**CASCADEL – PARANÁ  
2023**

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Guerra, Luana  
SEDIMENTO AQUÁTICO E MEL DE APIS MELÍFERA COMO  
INDICADORES DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS / Luana Guerra;  
orientador Silvio César Sampaio. -- Cascavel, 2023.  
77 p.

Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade  
Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e  
Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola,  
2023.

1. Pesticidas. 2. Atividade apícola. 3. Contaminação. I.  
César Sampaio, Silvio , orient. II. Título.



**unioeste**

Universidade Estadual do Oeste do Paraná  
CNPJ 78.680.337/0001-84  
Rua Universitária, 1619, Jardim Universitário  
Tel.: (45) 3220-3000 - Fax: (45) 3225-4590 - www.unioeste.br  
CEP: 85819-110 - Cx. P.: 701  
Cascavel - PARANÁ



## LUANA GUERRA

### SEDIMENTO AQUÁTICO E MEL DE APIS MELÍFERA COMO INDICADORES DE RESÍDUOS DE PESTICIDAS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Recursos Hídricos, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:

Orientador(a) - Silvio César Sampaio

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** JIAM PIRES FRIGO  
Data: 23/10/2023 19:48:29-0300  
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Jiam Pires Frigo

Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila)

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** DIVAIR CHRIST  
Data: 27/10/2023 10:20:16-0300  
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Divair Christ

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Ralphe Rinaldo dos Reis

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Vladimir Pavan Margarido

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 18 de agosto de 2023.

## **BIOGRAFIA**

Nascida em Terra Roxa no dia 5 de abril de 1993. Possui graduação em Engenharia Ambiental, pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná – Toledo (2016). Trabalhou em laboratório de análises nos setores de meio ambiente, alimentos e na produção de produtos biológicos. Mestra em Engenharia Agrícola pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI) com pesquisa voltada ao monitoramento de contaminação ambiental sob orientação do Professor Dr. Silvio César Sampaio. Realizou o doutorado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI) na área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Cascavel, sob orientação do professor Dr. Silvio César Sampaio, com pesquisa voltada a presença de pesticidas no mel e em sedimento.

“A persistência é o menor caminho do êxito”.  
(Charles Chaplin)

Dedico primeiramente a Deus  
e a minha família.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela dádiva da vida e por me dar força, ânimo e disposição durante esse trajeto.

Aos meus pais, Odanir e Marinês, pelo apoio e o incentivo que em mim depositaram.

Ao meu orientador, professor Dr. Silvio César Sampaio, e ao professor Dr. Vladimir Pavan Margarido exemplos de profissionalismo e dedicação, pela orientação e ensinamentos, pelo apoio no desenvolvimento do trabalho, pela enorme contribuição com o meu aprendizado e pela amizade.

Ao Euro, pela ajuda nos períodos de coleta das amostras de mel e sedimento e aos produtores por nos receber e disponibilizar as amostras;

A todos os meus amigos e familiares que, direta ou indiretamente, auxiliaram e não foram citados acima;

Aos colegas de turma, pelo companheirismo e amizade ao longo do curso.

À universidade UNIOESTE, por disponibilizar o acesso para realização dos estudos e, em especial, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola - PGAGRI.

Aos órgãos de fomento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - CAPES, Fundação Araucária, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico = CNPq e a Fundação Grupo Boticário, pelo apoio financeiro no desenvolvimento do trabalho.

A todos, MUITO OBRIGADA!



GUERRA, Luana. **Sedimento aquático e mel de *Apis mellifera* como bioindicadores de resíduos de pesticidas**. Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2023.

## RESUMO

O Brasil é o maior consumidor mundial de pesticidas, sendo que o uso excessivo desses compostos tem impactos negativos na vida animal, humana, meio ambiente e em alimentos seguros. As abelhas, fundamentais para a polinização, são expostas a pesticidas durante a coleta de néctar e pólen, causando riscos à sua saúde e à cadeia alimentar, incluindo a contaminação do mel. Os sedimentos aquáticos também são afetados, prejudicando a qualidade da água e a microbiota. A análise de sedimentos aquáticos e mel de abelha é uma das formas para identificar a contaminação ambiental e monitorar os ecossistemas. O objetivo deste trabalho foi utilizar amostras de mel de abelha (*Apis mellifera*) e sedimento aquático como bioindicadores de contaminação ambiental por pesticidas e sua relação com o uso agrícola nas áreas. As coletas das amostras de sedimento e mel foram realizadas em duas etapas. A primeira etapa foi feita na região do município de Bituruna, no segundo semestre do ano de 2022, e a segunda etapa realizou-se na região dos municípios de Laranjeiras do Sul, Quedas do Iguaçu e Nova Laranjeiras, no primeiro semestre do ano de 2023. No total, foram 10 pontos de coleta, sendo 5 pontos na primeira etapa e 5 pontos na segunda etapa, e em cada ponto foi coletado uma amostra de sedimento e uma amostra de mel, totalizando 20 amostras. As amostras de mel e sedimento foram analisadas no Laboratório do Instituto de Tecnologia do Paraná, sendo dez de mel e dez de sedimento. O método de extração selecionado foi o de QuEChERS e a análise dos componentes presentes na amostra foi realizada por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas sequencial (LC-MS/MS). Foram detectados os pesticidas Azoxistrobina, Epoxiconazol, Boscalida, Carbendazim, Haloxifope, Fomesafem, Fipronil, Clorantniliprole, Imidacloprido e Bifentrina nas amostras de sedimento da área de estudo no município de Laranjeiras do Sul, Paraná, sendo o Carbendazim o composto que obteve maior concentração ( $0,47\text{mg.kg}^{-1}$ ). As amostras de mel obtidas dos apiários mostraram resultados satisfatórios, pois não apresentaram qualquer detecção ou quantificação dos pesticidas analisados, exceto no Ponto 9, que obteve o fungicida tebuconazol mas com concentração  $<\text{LQM}$  (Limite de Quantificação do método). No município de Bituruna não foram detectados pesticidas. Dessa forma, pode-se concluir que pesticidas em amostras de mel e sedimento indicam contaminação ambiental relacionada atividade agrícola, proximidade com áreas agrícolas intensivas e uso de pesticidas. A ausência de pesticidas não garante ausência total, e outras fontes de contaminação devem ser consideradas. Regiões com pouca agricultura e vegetação densa podem apresentar menor presença de pesticidas devido à exposição limitada e à barreira natural da vegetação. Pesticidas detectados em amostras de mel e de sedimento é um indicativo de contaminação do ambiente ao entorno e, desta forma, podem ser considerados bioindicadores de qualidade ambiental.

**Palavras-chave:** Agroquímicos; Atividade apícola; Contaminação.

GUERRA, Luana. **Aquatic sediment and honey of *Apis mellifera* as bioindicators of pesticide residues** Advisor: Prof. Dr. Silvio César Sampaio. Thesis (Doctor in Agricultural Engineering) – Western Paraná State University, Cascavel – Paraná, 2023.

## ABSTRACT

Brazil is the world's largest consumer of pesticides. The excessive use of these compounds has negative impacts on animal and human life, the environment, and food security. Bees, crucial for pollination, are exposed to pesticides during the collection of nectar and pollen, posing risks to their health and the food chain, including honey contamination. Aquatic sediments are also affected, impairing water quality and the microbiota. Therefore, the analysis of aquatic sediments and bee honey is essential to identify environmental contamination and monitor ecosystems. The aim of this study was to use samples of honey from honeybees (*Apis mellifera*) and aquatic sediment as bioindicators of environmental contamination by pesticides and their relationship with agricultural use in the surrounding areas. The sample collections of sediment and honey were carried out in two stages. The first stage was conducted in the Bituruna municipality region in the second half of the year 2022, and the second stage took place in the regions of Laranjeiras do Sul, Quedas do Iguaçu, and Nova Laranjeiras in the first half of the year 2023. In total, 10 collection points were selected, with 5 points in the first stage and 5 points in the second stage, where one sediment sample and one honey sample were collected for each point, totaling 20 samples. The honey and sediment samples were analyzed at the Laboratory of the Paraná Institute of Technology, with ten samples of honey and ten samples of sediment. The selected extraction method was QuEChERS, and the analysis of the components present in the sample was performed using liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry (LC-MS/MS). The pesticides Azoxystrobin, Epoxiconazole, Boscalid, Carbendazim, Haloxifopropyl, Fomesafen, Fipronil, Chlorantraniliprole, Imidacloprid, and Bifenthrin were detected in the sediment samples from the study area in Laranjeiras do Sul, Paraná, with Carbendazim being the compound with the highest concentration (0.47 mg/kg). The honey samples obtained from the apiaries showed satisfactory results, as they did not show any detection or quantification of the analyzed pesticides, except for Point 9, which had the fungicide tebuconazole but with a concentration <LOQ. In the Bituruna municipality, no pesticides were detected in the analyzed samples. Thus, it can be concluded that pesticides in honey and sediment samples indicate environmental contamination related to agricultural activity, proximity to intensive agricultural areas, and pesticide use. The absence of pesticides does not guarantee their total absence, and other sources of contamination should be considered. Regions with less agriculture and dense vegetation may show lower pesticide presence due to limited exposure and the natural barrier of vegetation. Therefore, pesticides detected in honey and sediment samples are indicative of environmental contamination in the surrounding area and, thus, can be considered bioindicators of environmental quality.

**Key-words:** Contamination; Agrochemicals; Beekeeping Activity.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>ix</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS .....</b>	<b>xi</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
3.1 PESTICIDAS.....	4
3.1.1 Histórico e legislação.....	4
3.1.2 Uso de agrotóxicos no Brasil .....	6
3.1.3 Classificação dos pesticidas.....	8
3.2 SEDIMENTOS.....	12
3.2.1 Pesticidas em sedimento.....	13
3.3 ABELHAS.....	15
3.3.1 Polinização.....	17
3.3.2 Mel .....	18
3.3.3 Pesticida em mel .....	20
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>22</b>
4.1 Área de Estudo.....	22
4.2 Coleta e preservação das amostras de sedimento aquático e mel de abelha.....	23
4.3 Determinação de pesticidas nas amostras de mel e em sedimento.....	24
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>27</b>
<b>6 CONCLUSÕES .....</b>	<b>34</b>
<b>7 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS.....</b>	<b>35</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>36</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>54</b>
<b>APÊNDICE A PESTICIDAS ANALISADOS NESTE ESTUDO .....</b>	<b>55</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b>	Principais culturas agrícolas dos 4 maiores produtores do Brasil - Safra 2021/2022 .....	6
<b>Tabela 2</b>	Classe de pesticidas mais utilizados no Brasil .....	9
<b>Tabela 3</b>	Produção das principais culturas nos municípios paranaenses de Bituruna, Laranjeiras do Sul, Nova Laranjeiras e Quedas do Iguaçu, no ano de 2021 .....	23
<b>Tabela 4</b>	Concentração de pesticidas nas amostras de sedimento nos pontos 6 e 7 .....	27
<b>Tabela 5</b>	Pesticidas detectados em amostras de sedimento e produtos derivados de abelha, conforme a literatura .....	28

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b>	Classificação de periculosidade ambiental para os agrotóxicos, seus componentes e afins.....	7
<b>Figura 2</b>	Volume de agrotóxicos comercializados por ano no estado Paraná. ....	8
<b>Figura 3</b>	Fórmula estrutural da classe dos herbicidas: a) Haloxifope-p metílico b) Fomesafem c) Glifosato.....	10
<b>Figura 4</b>	Fórmula estrutural da classe dos fungicidas: a) Carbendazim b) Tebuconazol. .	11
<b>Figura 5</b>	Fórmula estrutural da classe dos inseticidas: a) Fipronil b) Imidacloprido.....	11
<b>Figura 6</b>	Rainha, operárias e zangões adultos de uma colmeia <i>Apis mellífera</i> . ....	17
<b>Figura 7</b>	Mercado brasileiro x exportação de mel. ....	20
<b>Figura 8</b>	Localização geográfica da área de estudo.....	22
<b>Figura 9</b>	Coletas das amostras: a) Coleta de sedimento aquático. b) Coleta de mel de abelha.....	24
<b>Figura 10</b>	Cromatógrafo a líquido com espectrometria de massas sequencial (LC-MS/MS) Agilent modelo 1100.....	25
<b>Figura 11</b>	Espectrômetro de massas marca Sciex modelo API 4000.....	26
<b>Figura 12</b>	Imagem de satélite da região de Bituruna - PR.....	33

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ACN	Acetronitrila
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BHC	Hexaclorociclohexano
CONAMA	Conselho Nacional Do Meio Ambiente
DDT	Dicloro-difenil-tricloroetano
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LC-MS/MS	Cromatografia Líquida Acoplada à Espectrometria de Massas Sequencial (Lc-Ms/Ms)
LMR	Limites Máximos de Resíduos
LQM	Limite de quantificação do método
MAPA	Ministério da Agricultura e Pecuária
MO	Matéria Orgânica
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MS	Ministério da Saúde
mg.kg-1	Miligramas por quilo
mg.L-1	Miligramas por litro
ng.L-1	Nanograma por Litro
OCs	Organoclorados
PH	Potencial hidrogeniônico
POPs	Poluentes orgânicos persistentes
PSA	Amina primária secundária
TECPAR	Instituto de Tecnologia do Paraná

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil é reconhecido como a décima primeira maior economia global (IBGE, 2022f) e é um dos principais produtores agropecuários do mundo, beneficiando-se de características climáticas favoráveis e extensas áreas de terras cultiváveis. A fim de sustentar essa produção, o país faz o uso intenso de sementes transgênicas e insumos químicos, como fertilizantes e pesticidas (PIGNATI et al., 2017), tornando-se o maior consumidor desses insumos globalmente (DIAS et al., 2023).

O uso excessivo, frequente e, muitas vezes, sem controle de pesticidas traz impactos negativos tanto para os animais quanto para os seres humanos (COELHO; COELHO, 2017), além de causar danos ambientais e contaminação dos alimentos (VRYZAS, 2018; BRUGNEROTTO et al., 2023). Essa preocupação é importante quando se verifica que 35% da produção agrícola mundial depende de polinizadores (GOÑALONS; FARINA, 2018).

As abelhas (*Apis mellifera* L.) são polinizadoras essenciais e podem entrar em contato com poluentes presentes no ar, na água e nas plantas ao coletarem néctar e pólen. Esses poluentes podem incluir pesticidas, metais pesados, produtos químicos e até mesmo poluentes atmosféricos. Quando as abelhas processam o néctar e o transformam em mel, essas substâncias podem se acumular no produto final (SANCHEZ-BAYO; GOKA, 2016; MARTINELLO et al., 2020). O mel é um alimento que possui propriedades terapêuticas e funcionais e é composto por carboidratos (BUCEKOVA et al., 2020; JIANG et al., 2020; CUCU et al., 2021), água, proteínas, minerais, ácidos orgânicos, vitaminas e enzimas (HOSSAIN et al., 2022; YOUNG; BLUNDELL, 2023). Portanto, assim como outros alimentos, o mel deve estar livre de contaminantes para garantir a segurança no consumo humano (OLIVEIRA et al., 2016b). As abelhas e seus produtos são considerados bioindicadores ambientais de contaminação, sendo utilizados no monitoramento do ambiente (MALHAT et al., 2015). As pesquisas sobre a contaminação do mel por pesticidas estão se tornando cada vez mais relevantes e ganhando destaque globalmente. Como exemplos, pode-se citar pesquisas realizadas por Gawel et al. (2019), Raimets et al. (2020), Lazarus et al. (2021) e Mahdavi et al. (2022), com fungicidas; Basa Cesnik et al. (2019), Wang et al. (2022a) e Brugnerotto et al. (2023), com inseticidas; Zheng et al. (2018), Bommuraja et al. (2019), com herbicidas.

Os pesticidas também podem atingir os sedimentos aquáticos, afetando a sua qualidade e trazendo efeitos adversos à microbiota (ZAFARANI et al., 2022). Os sedimentos são depósitos de partículas minerais e orgânicas encontrados em rios, lagos, mares e outros corpos d'água (BAIRD; CANN, 2011). Podem acumular uma variedade de substâncias, como os pesticidas, que podem ser absorvidos pelos organismos aquáticos e se depositarem nos

sedimentos, tornando-os uma fonte valiosa de informação sobre a contaminação do ambiente (AKCIL et al., 2015). Há estudos que demonstraram o acúmulo de pesticidas em sedimentos aquáticos, como os de Zafarani et al. (2023), Said et al. (2023) e Leal-Acosta et al. (2022), com inseticidas; Fernandez San Juan et al. (2023), Peris et al. (2022) e Prajapati et al. (2022), com herbicidas; Wang et al. (2022b) e Wijntjes et al. (2022), com fungicidas.

Tanto a análise de sedimentos aquáticos quanto a análise do mel de abelha são técnicas utilizadas na área da ecotoxicologia para avaliar a contaminação ambiental e monitorar a qualidade dos ecossistemas aquáticos e terrestres. Essas abordagens podem fornecer informações importantes sobre a presença e os efeitos dos poluentes, auxiliando na identificação de áreas contaminadas e no desenvolvimento de estratégias de gestão ambiental para reduzir a contaminação e proteger a saúde dos ecossistemas e dos seres vivos (RAIMETS et al., 2020; PEJMAN et al., 2015; BETTINETTI et al., 2016).

Tendo em vista a importância que a agricultura representa para o Brasil e, ao mesmo tempo, os efeitos adversos que o uso generalizado de pesticidas pode trazer para o meio ambiente, este trabalho teve como objetivo avaliar os pesticidas em amostras de mel de abelha *Apis mellifera* e em sedimento aquático como bioindicadores de contaminação ambiental por pesticidas, relacionando as concentrações com a ocupação e o uso das áreas do entorno.



## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Identificar os pesticidas presentes em sedimentos aquáticos e em mel de abelhas *Apis mellifera*.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Detecção e quantificação de pesticidas no sedimento aquático das regiões selecionadas.
- Detecção e quantificação de pesticidas em mel de abelhas *Apis mellifera* coletados nas regiões selecionadas.
- Identificação de fatores que contribuem para a presença ou ausência de pesticidas nas áreas estudadas.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 PESTICIDAS

##### 3.1.1 Histórico e legislação

No século XX, durante o período armamentista, foram realizadas pesquisas para a concepção de novos produtos que resultaram na criação de moléculas tóxicas concentradas para fins de uso como arma de guerra. A criação dos pesticidas ocorre após o período das grandes guerras, quando as indústrias químicas de fabricação de armas e medicamentos passaram a desenvolver e estabelecer processos de fabricação de pesticidas com o intuito de aproveitar os estudos desenvolvidos na guerra, bem como instaurar um novo mercado para esses produtos. Dessa forma, as indústrias químicas europeias e norte-americanas, diante do cenário e tendo em vista o poder de seus novos produtos, iniciaram o desenvolvimento técnico e comercial de agrotóxicos. Nesse período, agrotóxicos como o Dicloro Difenil Tricloroetano (DDT), o Hexaclorociclohexano (BHC) e o Paration predominaram no mercado (BULL; HATHAWAY, 1986).

Entre os anos 1940 e 1970, nos Estados Unidos, houve um rápido crescimento e interesse pela utilização de insumos químicos, com o intuito de auxiliar o crescimento da produção agrícola por meio de sementes de melhor qualidade produtiva, irrigação, mecanização rural e pelo uso de fertilizantes e agrotóxicos. Esse período ficou conhecido como a revolução verde (PINOTTI; SANTOS, 2013). Assim, após a Segunda Guerra Mundial, ocorreram grandes mudanças na produção agrícola e consequentes impactos no ambiente e na saúde humana. A inserção e o uso de novas tecnologias, disponibilizadas para os agricultores, acarretaram o aumento da produtividade pelo controle de doenças e proteção contra pragas (RIBAS; MATSUMURA, 2009).

Em 1939, foram descobertas as propriedades inseticidas como as do organoclorado DDT, que foi um marco de mudança nas técnicas de controle fitossanitário das culturas agrícolas. No Brasil, os pesticidas organossintéticos chegaram somente em 1943, com as primeiras amostras do pesticida DDT (SPADOTTO et al., 2004).

O DDT é um pesticida pertencente ao grupo dos organoclorados, amplamente utilizado para combater insetos causadores de doenças como a malária e a febre amarela (SNOW et al., 2012). Por ser altamente persistente e com lenta degradação, mostrou-se muito eficaz e

econômico, pois não necessitava de muita quantidade no uso, porquanto esse pesticida permanecia agindo por um longo período de tempo (FERREIRA et al., 2007).

Diante desse cenário, a bióloga norte-americana Rachel Carson publicou um livro chamado *Primavera silenciosa* (1962), retratando o uso excessivo de pesticidas e suas respectivas consequências, como a mudanças nos processos celulares das plantas, que afeta os animais e coloca em risco a saúde humana. O livro motivou a opinião pública que, através de movimentos ambientalistas, estimulou a iniciativa de reavaliação dos agrotóxicos por órgãos públicos. A indústria química agiu rapidamente contra as afirmações apresentadas no livro, com campanhas a fim de negar as conclusões da autora (BONZI, 2013).

A bióloga, por meio de observações e pesquisas laboratoriais, identificou que existiam elevadas concentrações de DDT nos testículos e ovários de pássaros em fase de reprodução e que, por esse motivo, não conseguiam se reproduzir. Rachel Carson tinha conhecimento que a utilização de pesticidas resultava em impactos negativos significativos ao meio ambiente, ao ar, ao solo, aos rios e mares, sendo que, em sua maioria, são impactos irreversíveis. Devido ao amplo uso e sua distribuição pelo mundo dos pesticidas sintéticos eles podem ser encontrados em praticamente todos os lugares (CARSON, 2013).

No Brasil, a modernização da agricultura se deu a partir de 1965, com o surgimento do Sistema Nacional de Crédito Rural (SNCR), que tinha como finalidade conceder crédito rural a juros baixos, ajudando os agricultores a adquirirem agrotóxicos e maquinários agrícolas (LOPES, LOWERY, PEROBA, 2016). A contínua modernização agrícola acarretou o crescimento da produtividade, ocasionando um maior consumo de agrotóxicos.

Nessa época, o Decreto n.º 24.114, de 12 de abril de 1934, era o dispositivo normativo vigente no Brasil, o qual não determinava nenhum tipo de controle sobre a toxicidade dos agrotóxicos. Com o acesso aos agrotóxicos, surgiram preocupações a respeito das consequências negativas que os agentes químicos causavam sobre o meio ambiente e à saúde humana, acarretando o surgimento de novas Portarias esparsas e contraditórias dos Ministérios da Agricultura e da Saúde, desde o final dos anos 1970 (PELAEZ et al., 2015).

Em 1989 foi aprovada a Lei dos Agrotóxicos, 7.802, de 11 de julho de 1989, que estabeleceu regras mais rigorosas para a concessão de registro aos agrotóxicos, que só poderiam ser produzidos, exportados, importados, comercializados e utilizados se possuíssem registros em órgão federal. Além disso, essa Lei define o termo agrotóxico como sendo:

a) os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos (BRASIL, 1989, Art. 2º, Alínea a).

No ano de 2002, o Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, regulamentou a Lei Federal 7.802, de 11 de julho de 1989, estabelecendo competências ao Ministério da Saúde (MS), para realizar análises toxicológicas, ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), para determinar a eficácia agrônômica e o Ministério do Meio Ambiente (MMA), por meio do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), para classificar o potencial de periculosidade ambiental dos agrotóxicos e afins (BRASIL, 2002).

Em se tratando de Norma estadual do estado do Paraná a regulamentação se faz pelo Decreto nº 6.107, de 2010, que surgiu para alterar as atribuições do Decreto nº 3.876 de 1984, que dispõe sobre a distribuição e comercialização dos agrotóxicos.

### 3.1.2 Uso de agrotóxicos no Brasil

O crescimento do setor agropecuário no Brasil se deu pela expansão das fronteiras agrícolas, pela introdução de novos métodos de produção e insumos químicos, pela utilização de máquinas agrícolas e pelo desenvolvimento de sementes melhoradas geneticamente (CAMPANHOLA; BETTIOL, 2003).

A produção brasileira de grãos na safra 2021/2022 alcançou 272.428,6 milhões de toneladas, um acréscimo de, aproximadamente, 6,11%, quando comparada ao ciclo anterior, com destaque para as culturas de soja, milho e trigo com produções que atingiram um total de 154.810,7, 125.535,9 e 9.559,5 milhões de toneladas, respectivamente (CONAB, 2023).

Na Tabela 1 são apresentados os maiores produtores das principais culturas agrícolas brasileiras.

**Tabela 1** Principais culturas agrícolas dos 4 maiores produtores do Brasil - Safra 2021/2022

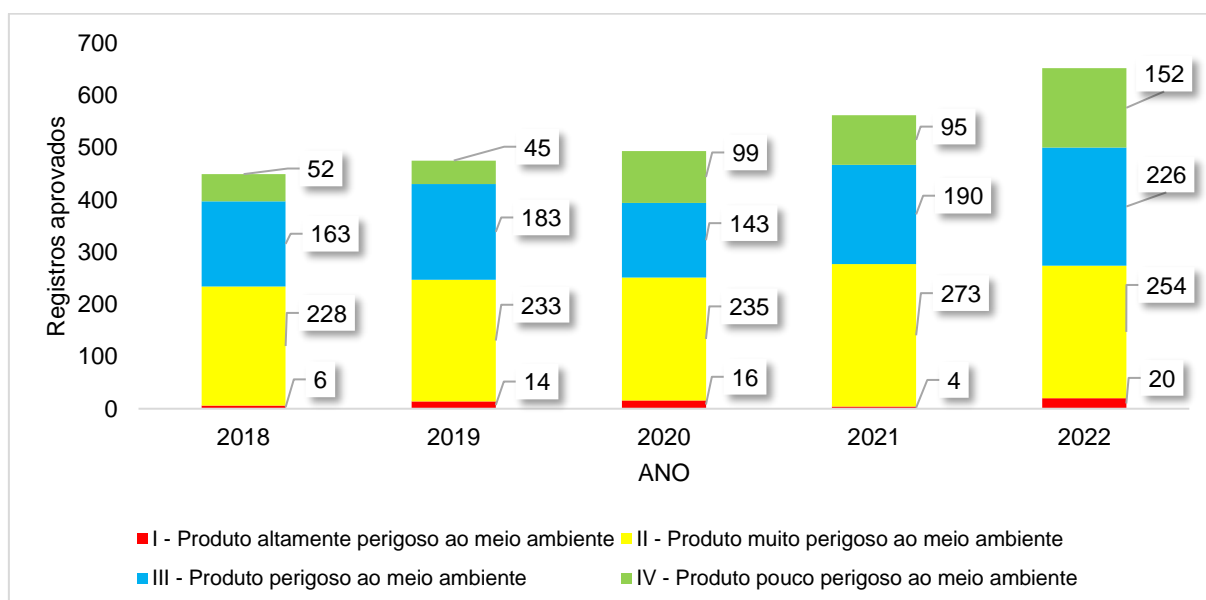
Estados	Culturas		
	Produção (em mil toneladas)		
	Milho	Soja	Trigo
Mato Grosso	41.620,1	41.490,2	-
Mato Grosso do Sul	12.460,3	8.932,7	48,6
Goiás	9.744,6	17.389,9	135,0
Paraná	16.421,6	12.250,3	3.501,3

**Fonte:** CONAB (2023).

O Brasil é um dos maiores consumidores mundiais de pesticidas. Segundo dados levantados em 2021 pelo IBAMA, o consumo atingiu 720,87 mil toneladas (BRASIL, 2023). Esses produtos são utilizados sobretudo na agricultura, mas também em ambientes urbanos, hídricos e industriais, incluindo o controle de pragas domésticas, a preservação de madeiras, a desinsetização e o controle de endemias (PEVASPEA, 2021).

A aprovação de novos pesticidas, componentes e afins no Brasil em 2022 atingiu o maior número dos últimos anos, com 652 novos registros, um aumento de, aproximadamente, 16%, em relação ao ano de 2021. Segundo dados, em 2018, 2019, 2020 e 2021 foram registrados 449, 475, 493 e 562 novos produtos, respectivamente (BRASIL, 2023).

A Lei nº 7.802/1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências, estabeleceu como competência do IBAMA classificar os agrotóxicos, seus componentes e afins, quanto ao Potencial de Periculosidade Ambiental - PPA. Nesse sentido, o IBAMA desenvolveu um sistema de classificação quanto ao PPA, em que o produto pode variar de pouco perigoso à altamente perigoso ao meio ambiente (Figura 1).



**Figura 1** Classificação de periculosidade ambiental para os agrotóxicos, seus componentes e afins.

**Fonte:** BRASIL (2023).

Na Figura 1, é possível observar que, no ano de 2022, houve 20 registros aprovados e classificados como de produto altamente perigoso ao meio ambiente, um aumento de 16 novos registros em comparação ao ano de 2021.

De acordo com o Mapa de Potencialidade Agrícola Natural das Terras do Brasil, o Paraná tem as suas terras classificadas com 12,2% para potencialidade agrícola muito boa e 34,1% para potencialidade agrícola moderada (IBGE, 2022d).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022e), o Produto Interno Bruto (PIB) do estado do Paraná totalizou R\$ 579,3 bilhões no ano de 2021. Em 2022, o estado do Paraná comercializou um total de 121.246,3 milhões de toneladas de agrotóxicos,

representando um aumento de, aproximadamente, 4,86%, em relação ao ano de 2021, conforme ilustrado na Figura 2. Entre os 399 municípios paranaenses, Tibagi, Guarapuava e Cascavel se destacaram pelo maior volume de agrotóxicos comercializados em 2021, com quantidades de 2.252,0, 2.231,0 e 2.094,1 mil toneladas, respectivamente (ADAPAR, 2022).



**Figura 2** Volume de agrotóxicos comercializados por ano no estado Paraná.

**Fonte:** ADAPAR (2022).

### 3.1.3 Classificação dos pesticidas

Os pesticidas são classificados em diferentes categorias, conforme seu alvo específico. Alguns desses grupos incluem herbicidas, inseticidas, fungicidas, acaricidas, formicidas e bactericidas (RANI; SHANKER, 2017). São compostos que apresentam diversas propriedades físico-químicas. Muitos deles são altamente seletivos e direcionados a espécies específicas, enquanto outros não possuem essa seletividade, sendo eficazes contra uma ampla variedade de plantas, sendo chamados de pesticidas de amplo espectro. Os cientistas categorizam os pesticidas em diferentes famílias químicas, como organoclorados, organofosforados, carbamatos, triazinas e cloroacetanilidas, entre outros. Essas categorias são baseadas na estrutura química dos compostos e incluem inibidores, inibidores de aminoácidos, reguladores de crescimento, inibidores do metabolismo de nitrogênio e outros (VAGI; PETSAS, 2020).

De acordo com dados do Siagro (ADAPAR, 2022), no Brasil, os herbicidas, fungicidas e inseticidas têm sido as classes de agroquímicos mais utilizadas nos últimos anos. No entanto, em 2022, observou-se uma redução na taxa de utilização de herbicidas em relação aos anos anteriores e um aumento nos fungicidas e inseticidas no mesmo período (Tabela 2).

**Tabela 2** Classe de pesticidas mais utilizados no Brasil

	2019	2020	2021	2022
Herbicida	64,37%	64,25%	62,56%	59,16%
Fungicida	15,52%	14,52%	14,85%	16,08%
Inseticida	10,18%	12,17%	14,41%	16,44%

Fonte: ADAPAR (2022).

### 3.1.3.1 Herbicidas

O uso de herbicidas é benéfico para o controle de ervas daninhas e tem aumentado significativamente a produtividade das colheitas. No entanto, os herbicidas de primeira geração apresentam efeitos adversos no meio ambiente e na saúde humana, devido à sua persistência e toxicidade em objetos não alvo, tornando crucial que os herbicidas desenvolvidos sejam específicos para o alvo, seletivos, com baixa toxicidade, taxas de aplicação reduzidas, econômicos e ecologicamente sustentáveis (GIANESSI, 2013).

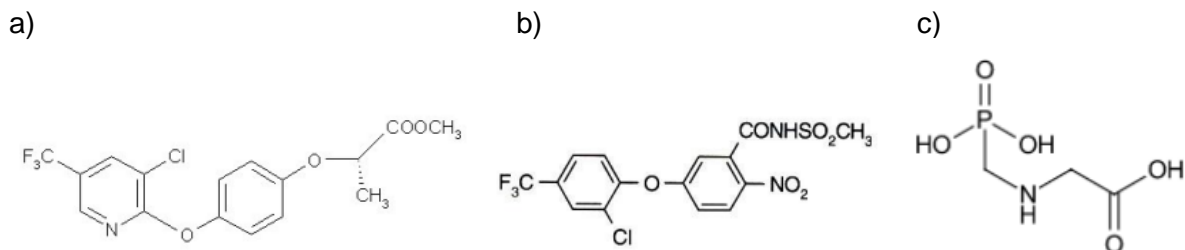
Os herbicidas atuam bloqueando a síntese de aminoácidos, carotenoides ou lipídios, ou interrompendo o fluxo de elétrons no processo de fotossíntese. O uso excessivo de herbicidas e outros pesticidas resulta na contaminação de solos agrícolas, sistemas fluviais e águas subterrâneas, o que causa alterações na estrutura e função das comunidades microbianas presentes no solo. Além dos seus alvos primários, os herbicidas também afetam direta ou indiretamente outros organismos, incluindo os seres humanos (PILEGGI; PILEGGI; SADOWSKY, 2020).

As formulações de herbicidas contêm ingredientes ativos com estruturas químicas que interagem de maneiras distintas com matrizes ambientais, como solo, sedimentos, partículas e água, bem como com microrganismos capazes de degradar esses compostos. Essas interações podem ter consequências significativas para o destino dos produtos químicos no meio ambiente, os caminhos de degradação ou a formação e a disponibilidade de metabólitos mais tóxicos (SILVA et al., 2007).

A destinação e o transporte de pesticidas são afetados por múltiplos processos. Os herbicidas podem alcançar a água por deriva, escoamento, lixiviação no solo ou aplicação direta em corpos d'água (BRECKELS; KILGOUR, 2019; IPPOLITO; FAIT, 2019; YANG et al., 2019). Alguns herbicidas se dissolvem bem em água, como o glifosato, enquanto outros se dissolvem melhor em solventes orgânicos, como o diclofope-metílico (ROMAM et al., 2005).

Os herbicidas são uma categoria de pesticida formulados para serem tóxicos às plantas. No entanto, também podem apresentar toxicidade para os organismos não alvo, especialmente em ambientes aquáticos. Estudos de laboratório demonstraram que pequenas quantidades dessas substâncias podem ter efeitos graves na vida aquática não-alvo (BRECKELS; KILGOUR, 2019).

A eficácia dos herbicidas normalmente está relacionada à quantidade de substância que penetra as células das plantas e à duração em que sua forma ativa permanece disponível para interagir com o local de ação específico (GAINES et al., 2020). Na Figura 3 estão apresentados 3 exemplos de pesticidas da classe de herbicidas (ANVISA, 2022c, d, e).



**Figura 3** Fórmula estrutural da classe dos herbicidas: a) Haloxifope-p metílico b) Fomesafem c) Glifosato.

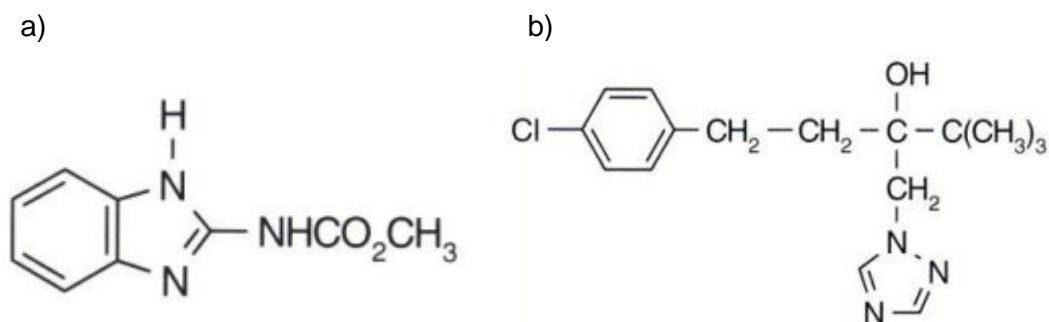
**Fonte:** ANVISA (2022c, d, e).

### 3.1.3.2 Fungicidas

Os fungicidas, sejam de origem natural ou sintética, protegem as plantas contra fungos e combatem infecções estabelecidas. Esses agroquímicos preservam o rendimento das culturas ao impedirem a invasão de uma ampla gama de organismos, como fungos verdadeiros, bactérias, vírus e nematoides (OLIVER; HEWITT, 2014).

Esses pesticidas podem entrar nos ecossistemas aquáticos através de fontes pontuais e difusas, podendo ser tóxicos para organismos não-alvo (STENERSEN, 2004; MALTBY; BROCK; VAN DEN BRINK, 2009). São amplamente utilizados em frutas e vegetais, aplicados nas sementes ou diretamente nas plantações. Alguns fungicidas possuem ação sistêmica, sendo absorvidos pelas plantas e oferecendo proteção contra pragas e patógenos (KAHLE et al., 2008; MCCORNACK; RAGSDALE, 2006). No entanto, podem persistir em baixas concentrações por meses nas plantas ou na rizosfera. O uso de fungicidas em lavouras tridimensionais, como árvores e videiras, pode aumentar o risco de transporte desses produtos para sistemas aquáticos adjacentes (LEFRANCQ et al., 2013). Na Figura 4 estão dispostos 2 exemplos de pesticidas da classe de fungicidas (ANVISA, 2022b; 2023b).





**Figura 4** Fórmula estrutural da classe dos fungicidas: a) Carbendazim b) Tebuconazol.

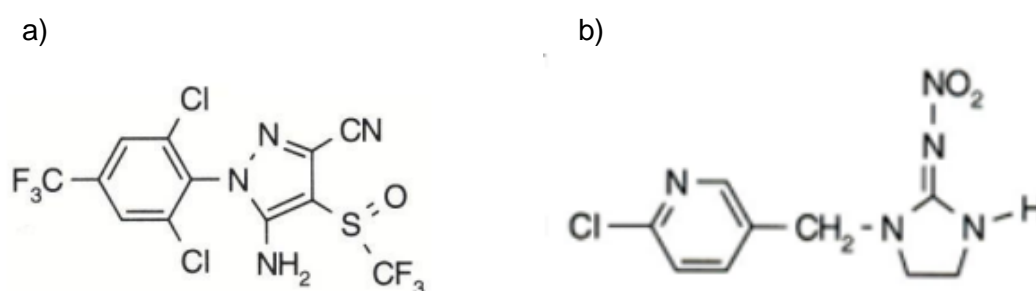
Fonte: ANVISA (2022a, 2023b).

### 3.1.3.3 Inseticidas

Inseticidas são substâncias sintéticas utilizadas para controlar, destruir ou prevenir insetos pragas. Esses produtos desempenham um papel importante em diversas áreas, como na indústria, na medicina, na agricultura e no uso doméstico. São categorizados em diferentes famílias com base em sua estrutura química. Alguns exemplos dessas famílias são: cloronicotoides, organoclorados, carbamatos, organofosforados, rotenoides, formamidinas, piretrinas, fenilpirazois, piridinacarboxamidas, anilinas e organoestanhos, entre outros. Cada família possui propriedades químicas e modo de ação específico (VAGI, PETSAS, 2020).

Os inseticidas podem ser sistêmicos, com distribuição em toda a planta e atividade de longo prazo ou de contato, tóxicos apenas com contato direto (BRILLAS, 2014).

Na Figura 5, estão representados dois exemplos de pesticidas pertencentes à classe de fungicidas, segundo a ANVISA (2022a; 2023a).



**Figura 5** Fórmula estrutural da classe dos inseticidas: a) Fipronil b) Imidacloprido.

Fonte: ANVISA (2022a; 2023a).

Os inseticidas sistêmicos são caracterizados por se espalharem por todo o organismo vegetal (PISA et al., 2015). Podem ser utilizados para diferentes funções, como no controle de pragas nas culturas agrícolas, estoque de grãos, atividades em horta, reflorestamento, silvicultura, conservação da madeira e no controle de doenças oriundas de insetos e vetores em animais domésticos e na aquicultura. A aplicação pode ocorrer através da blindagem de

sementes, imersões, pulverização foliar, aplicações nos sulcos e covas do solo antes do plantio e pincelamento nos caules e troncos (SIMON-DELSO et al., 2015). Sua ação ocorre por meio da absorção das raízes e folhas das plantas e são transportados ao longo de todo o vegetal, tornando-o tóxico para os insetos, pois agem na transmissão do inseticida para o sistema neurológico central dos invertebrados (JESCHKE; NAUEN, 2008).

Os compostos sistêmicos possuem grande eficiência na produtividade agrícola no combate a insetos. Porém, apenas 5% dos componentes ativos desses inseticidas são aproveitados pelos vegetais sendo o restante liberado no ecossistema (WOOD; GOULSON, 2017) alcançando e contaminando organismos não-alvos e o meio ambiente (BERNHARDT et al., 2017; CHANGNON et al., 2015; KÖHLER; TRIEBSKORN, 2013). Além disso, também podem ser contaminados por meio de partículas de sementes a serem plantadas (DOUGLAS; TOOKER, 2015; GIROLAMI et al., 2012), pelo acúmulo dos compostos no meio ambiente após a aplicação (GOULSON, 2013; KREUTZWEISER et al., 2013), pela contaminação das águas superficiais e subterrâneas através da lixiviação (CHRÉTIEN et al. 2017; HUSETH; GROVES, 2014; WETTSTEIN et al., 2016), pela deriva de pulverização, pólen e néctar contaminados e pela absorção de agrotóxicos por plantas não-alvos (VAN DER SLUIJS et al., 2015).

Conseqüentemente, o uso excessivo desses compostos pode ocasionar a contaminação de solos agricultáveis, corpos d'água, manguezais, vegetação, estuários e sistemas fluvio-deltaicos, colocando a biota em risco (CHAGNON et al., 2015; GOULSON, 2013; WHITEHORN et al., 2012).

### **3.2 SEDIMENTOS**

Os sedimentos são formados por pequenos fragmentos de rocha e solo, originados pelo processo de intemperismo que, no decorrer do tempo, sofrem transporte mecânico na superfície. Podem ser transportados e depositados para outras áreas de tal forma que passam por processos de compactação, cimentação ou recristalização, originando as rochas sedimentares (CALIJURI, CUNHA, 2013). Sua estrutura é constituída por camadas de partículas minerais e orgânicas e estão localizados no fundo de corpos d'água como lagos, rios e oceanos (BAIRD, CANN, 2011).

Os sedimentos aquáticos funcionam como arquivos ambientais e são muito utilizados para a avaliação da contaminação antrópica. São capazes de retratar as mudanças ambientais, registros históricos das atividades humanas mais recentes e avaliar o acúmulo de substâncias químicas, pois agrega contaminantes presentes na atmosfera, na água e no solo.

Dessa forma, podem ser utilizados como ferramenta para o monitoramento de ecossistemas objetivando a gestão de recursos hídricos (PEJMAN et al., 2015; BETTINETTI et al., 2016).

Em sistemas aquáticos, os sedimentos atuam como nichos, havendo acúmulo de partículas e substâncias dissolvidas na coluna d'água, devido à presença de componentes de adsorção e agentes limpadores (AKCIL et al., 2015).

Na região das bacias hidrográficas, as alterações de origem natural ou antrópica provocam modificações na quantidade de produção de sedimentos, assim como na sua qualidade. O tamanho da bacia hidrográfica está ligado a essas mudanças, em função do tempo de sedimentação, da mobilização e do transporte dos sedimentos. As modificações que ocasionam o aumento da produção de sedimentos são agressivas ao meio aquático, em razão da sua capacidade adsorptiva, assim como a redução do oxigênio dissolvido. No entanto, as mudanças que provocam a redução da quantidade de sedimentos, como construção de barragens e represas, podem modificar características hidromorfológicas do curso de um rio. A qualidade do sedimento pode estar relacionada à contaminação por elementos-traços ou pesticidas, originados de manejo incorreto em locais com agricultura ou indústria em atividade, assim como na variabilidade das concentrações de nutrientes, como o fósforo e o nitrogênio que, em excesso, podem causar eutrofização das bacias hidrográficas (OWENS; PETTICREW; PERK, 2010).

Dessa maneira, o sedimento é visto como um relevante mecanismo para a detecção de poluentes, por terem grande habilidade em adsorver uma variedade de substâncias orgânicas e inorgânicas (KAFILZADEH, 2015), o que os torna um depósito de compostos químicos perigosos e com origem secundária de poluição do ambiente aquático (MOLAMOHEYEDDIN, GLAFOURIAN, SADATIPOUR, 2017; RESONGLES et al., 2014). Alguns estudos voltados para a sedimentologia têm mudado de foco, sendo direcionado para a produção, quantificação e transporte de sedimentos (VANZELA et al., 2014), visando o impacto que o sedimento contaminado pode causar na qualidade ambiental (PEJMAN et al., 2015; CEMBRANEL et al., 2017).

### **3.2.1 Pesticidas em sedimento**

Quando os pesticidas são aplicados no solo, seus resíduos e metabólitos podem se acumular em grandes níveis nas partículas desse solo (CHENG et al., 2016). Além disso, podem ser absorvidos pelas raízes das plantas ou por organismos vivos, sofrerem degradação química ou biológica, serem volatilizados ou se manterem dissolvidos na água contida no solo, indicando grande potencial de lixiviação ou carreamento pela água da chuva ou de irrigação (DORES; FREIRE, 1999).

Grande parte dos pesticidas passa por processos bióticos e abióticos, alterando sua estrutura química, tornando-se substâncias inofensivas ou compostos mais danosos para organismos alvo e não alvo (BURATINI, 2008; MAJUMDER; DAS, 2016).

Os sedimentos aquáticos são capazes de adsorver uma grande diversidade de componentes orgânicos e inorgânicos, tornando-se grandes fontes de substâncias químicas perigosas (ZHOU et al., 2011; KAFILZADEH, 2015), ou migrarem do sedimento para os organismos bentônicos ou para o corpo hídrico (ARAÚJO et al., 2008).

A disponibilidade dos pesticidas em ambientes aquáticos é dependente de interações da matéria em suspensão e dos sedimentos de fundo, influenciada pelo nível de solubilidade do pesticida, bem como das propriedades do sedimento (matéria orgânica, % argila e pH). Quando associado à matéria em suspensão, o pesticida se deposita no sedimento, que pode ser absorvido ou degradado por organismos, permanecer imóvel (DORES; FREIRE, 1999) ou ser disponibilizado novamente para a água e ser adsorvido outra vez ou mineralizado. A matéria orgânica (MO) tem comportamento adsortivo e a influência da sorção entre a MO e os pesticidas está ligada com suas características físico-químicas (PETTER et al., 2016). Portanto, a MO facilita a sorção das moléculas e torna o processo e ligação com o contaminante mais estável. O tempo do processo de sorção é maior que no processo de dessorção, reduzindo a quantidade de moléculas que voltam para a solução do solo (CHRISTOFFOLETI et al., 2008).

O processo de biodegradação utiliza microrganismos para a transformação de substâncias orgânicas. Determinadas características do solo, assim como fatores climáticos, influenciam na atividade dos microrganismos, como: umidade, temperatura, pH e potencial de redução-oxidação (MAJUMDER; DAS, 2016).

A capacidade adsortiva do solo por pesticidas é essencial para subentender o potencial de lixiviação em água subterrânea, visto que ocorre a redução da biodisponibilidade e do contato com o sedimento ao longo do tempo. A perda de agrotóxicos no solo é contínua no decorrer do tempo. O solo anula a atividade biológica dos pesticidas, tornando-os mais resistentes à degradação. A retenção de pesticidas no solo ou em sedimentos é caracterizada pelos processos de sorção, absorção, dessorção e adsorção, em que esta última é a transferência de moléculas do pesticida da fase líquida ou gasosa para a fase imóvel junto às partículas do solo, enquanto que na dessorção ocorre o processo inverso. Assim, a retenção estabelece a eficácia dos agrotóxicos, sendo fundamental para a qualidade ambiental (SILVA; FAY, 2004).

Os sedimentos bem como os materiais em suspensão exercem um papel significativo no destino ambiental de pesticidas em águas superficiais. Procedimentos físicos, químicos e biológicos em sedimentos aquáticos definem a distribuição temporal e espacial da concentração de pesticidas nos corpos d'água superficiais. Um exemplo são os compostos organoclorados, que apesar de seu uso ter sido proibido, ainda são encontradas em

sedimentos amostras dessa substância, décadas após sua última utilização (GALVAO et al., 2014; KANZARI et al., 2014; ZHOU et al., 2014a; OLIVEIRA et al., 2016a).

Por apresentarem baixa solubilidade em água e elevados valores do coeficiente de partição octanol-água, os pesticidas organoclorados (OCs) são adsorvidos por partículas em suspensão e, posteriormente, aderem aos sedimentos (HU et al., 2010; LI; LI; LIU, 2015). Os resíduos de compostos OCs em sedimentos superficiais representam contaminação atual ao passo que os resíduos situados em núcleos de sedimentos são capazes de ocasionar danos durante décadas (WU; ZHANG; LIU, 2013).

### 3.3 ABELHAS

A apicultura no Brasil é viável em diversas regiões, devido à diversidade da flora, tamanho do país e variações climáticas, favorecendo a produção de mel durante todo o ano. Essa atividade gera empregos diretos e indiretos, impulsionando a renda, especialmente na agricultura familiar, melhorando a qualidade de vida e promovendo a fixação do homem no meio rural. A apicultura não requer grandes extensões de terra, proporcionando flexibilidade de horário aos apicultores, sem exigir habilidades especializadas, podendo ser combinada com outras atividades sem prejudicar a atividade principal da propriedade (TOMAZINI; GROSSI, 2019).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021b), com base na Produção Agrícola Municipal, a produção de mel no Brasil alcançou 55,8 mil toneladas, em 2021, registrando um aumento de 6,4% em relação a 2020. No estado do Paraná, a produção de mel atingiu a marca de 8.404.843 toneladas, consolidando-o como o segundo maior produtor do Brasil, ficando atrás apenas do Rio Grande do Sul, que registrou a produção de 9.212.224 toneladas de mel.

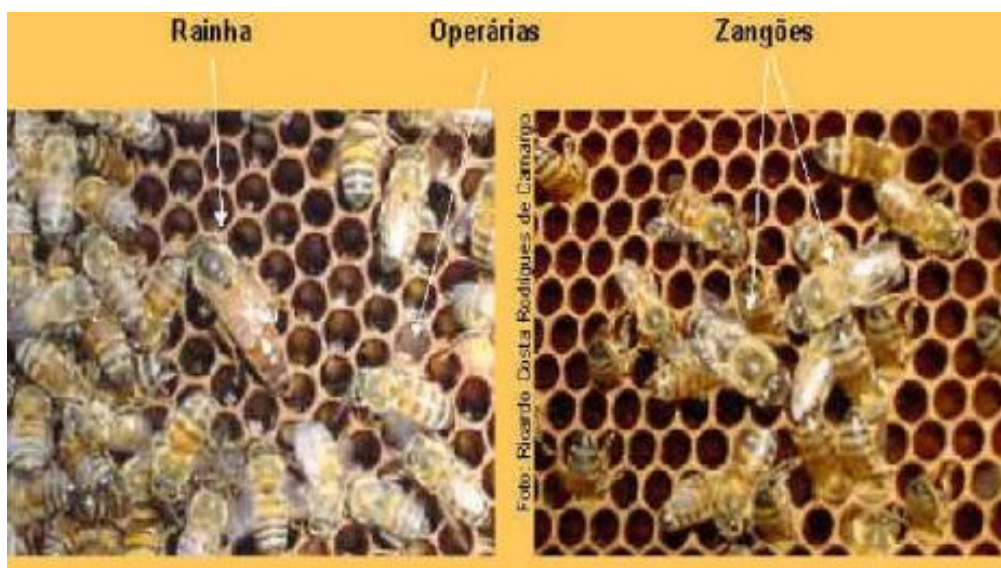
As abelhas vivem em comunidade e repartem as atividades para a sobrevivência da colônia. Seus enxames podem ser encontrados dentro de ocos de árvores, galhos, buracos no solo ou pedras, cupinzeiros, telhados de residências e em caixas específicas no caso de criação comercial (FOGUEL, 2019). São seres que possuem grande número de espécies com elevada presença em todos os biomas existentes (CGEE, 2017).

As abelhas do gênero *Apis mellifera* são as mais famosas e difundidas entre as espécies que produzem mel. Originárias da Europa, chegaram ao Brasil no ano de 1840 trazidas pelo Padre Antônio Carneiro (CAMARGO, PEREIRA, LOPES, 2002). São dependentes das visitas às flores, onde capturam o pólen e o néctar para a alimentação e energia para o voo (CGEE, 2017).

*Apis mellifera* são abelhas notáveis e se caracterizam por serem grandes, escuras e com listras amarelas. Adaptáveis e produtivas, ajustam-se facilmente a diferentes ambientes. Possuem mecanismos de proteção eficazes contra predadores e condições climáticas adversas, como se abrigarem em buracos de árvores e a presença de abelhas operárias como guardiãs. Seu principal método de ataque é o “ferrão”, que contém uma bolsa de veneno na extremidade do abdômen. No entanto, após picar, a abelha acaba perdendo sua vida devido à hemorragia e danos aos órgãos (OLIVEIRA, 2020).

A metamorfose das abelhas tem início com os ovos, que são depositados pela mãe no ninho em local protegido e se desenvolvem para a fase larval, na qual são alimentadas pela mãe ou por outras abelhas fêmeas da colônia. No estágio da pupa pode-se observar a cabeça, o tórax e o abdome, logo em seguida alcançando a fase adulta (MARQUES et al., 2015). O corpo da *Apis mellifera* é composto por cabeça, tórax e abdome. Na cabeça, encontram-se os olhos compostos, ocelos, antenas e cavidades olfativas, mais desenvolvidas nos machos para detectar o odor da rainha durante o voo. No tórax, destacam-se as estruturas locomotoras para transporte de pólen, manipulação da cera, própolis e limpeza do corpo, além das asas para o voo. O tórax também abriga o sistema respiratório e parte do digestivo. No abdome, localizam-se órgãos digestivos, circulatórios, reprodutores, excretores, defesa e glândulas produtoras de cera (SOUZA; RUVOLLO-TAKASUSUKI, 2019).

As abelhas vivem em colmeias e se dividem três tipos de indivíduos diferentes: a rainha, o zangão e a operária (Figura 6). Em uma colônia só existe uma rainha e que é a mãe de todos os indivíduos da comunidade, com expectativa de vida de até dois anos. Sua principal função é a postura de ovos e a manutenção da organização social na colmeia. Os zangões são os indivíduos machos da colmeia e têm como função fecundar a abelha rainha, morrendo logo em seguida, devido aos seus órgãos sexuais ficarem presos na genitália da rainha. Não possuem “ferrão” e órgãos para realizar as atividades, porém detêm de olhos compostos mais avançados, antenas mais eficientes e asas maiores. Já as operárias realizam todas as atividades da parte externa e interna da colônia, como buscar alimentos, vigiar, limpar e cuidar das larvas, vivendo não mais que 40 dias. Seus órgãos são atrofiados, o que as impede de reproduzir (CAMARGO, PEREIRA, LOPES, 2002; SENAR, 2010).



**Figura 6** Rainha, operárias e zangões adultos de uma colmeia *Apis mellífera*.

**Fonte:** EMBRAPA (2002).

As abelhas são capazes de localizar recursos florais, como néctar e pólen e recrutar abelhas operárias para capturá-los (SILVA, FILHO, FREITAS, 2015). São atraídas pela coloração e pelo formato das flores, quando estão próximas a uma (GAZZONI, 2017).

O ninho das abelhas é composto por favos formados por alvéolos hexagonais, permitindo melhor aproveitamento do espaço. Assim, nos alvéolos maiores ficam localizadas as larvas dos zangões, que precisam de 24 dias para completarem seu ciclo de desenvolvimento do ovo para a fase adulta (CAMARGO, PEREIRA, LOPES, 2002). As abelhas são capazes de produzir diversos produtos, dentre eles o mel, a cera, a própolis, o pólen apícola, a geleia real e a apitoxina (FOGUEL, 2019).

No Brasil, existem mais de 1.500 espécies de abelhas nativas, distribuídas em quase 300 gêneros. Além da espécie *Apis mellífera* africanizada, que é um híbrido entre abelhas africanas e europeias, essas abelhas nativas desempenham um papel fundamental na polinização da flora nativa. Dependendo do ecossistema, elas são responsáveis pela polinização de 30% a 90% das plantas, contribuindo para a biodiversidade e o equilíbrio dos ecossistemas brasileiros (PIRES et al., 2016).

### 3.3.1 Polinização

A polinização é a transferência do pólen entre as partes masculinas (antras) e femininas das flores (estigmas), ocorrendo a fertilização e a reprodução vegetal (DELAPLANE et al., 2013). Grande parte das plantas têm necessidade de polinização para o desenvolvimento de sementes e frutos, sendo que 87% depende de seres vivos polinizadores. A polinização é de extrema importância para o ecossistema e pode ocorrer pela

autopolinização, através da chuva e do vento, ou pode acontecer por meio de seres vivos, como aves, abelhas, borboletas, vespas e morcegos, entre outros, que procuram flores na busca por alimento (FREITAS, SILVA, 2015).

As abelhas desempenham um papel crucial na agricultura e no meio ambiente, pois sua polinização contribui para o aumento da quantidade e/ou qualidade dos frutos e grãos (RUCKER; THURMAN; BURGETT, 2012; ROUBIK, 2018). São responsáveis por polinizar 50% das espécies de plantas nas florestas tropicais e 80% das espécies vegetais no cerrado brasileiro (FREITAS; SILVA, 2015).

Esse processo realizado pelos insetos é considerado fundamental, sendo os principais responsáveis pelas diversas culturas agrícolas e cooperando para maior variabilidade genética de plantas, maior produtividade e melhoramento dos alimentos e no desenvolvimento de sementes (RUSSO et al., 2015; DICKS et al., 2015; GRAYSTOCK et al., 2016; MENEZES, 2018). São responsáveis por 35% do volume da produção agrícola mundial (WOOD, GOULSON, 2017; KLEIN et al., 2007), sendo as abelhas consideradas os polinizadores com a melhor e maior representatividade (POTTS et al., 2010), aproximadamente 90% das culturas agrícolas (CGEE, 2017).

No Brasil, os polinizadores têm contribuição de até 30% do total da produção agrícola anual em culturas dependentes de polinizadores, com destaque para a cultura de soja, café, tomate, algodão, cacau e laranja (GIANNINI et al., 2015a). Existem cultivos que são totalmente dependentes dos polinizadores para se desenvolverem, como o maracujá que na ausência das mamangavas, abelhas polinizadoras desta planta, acarretam o aumento dos custos com a produção, devido à polinização manual realizada pelo homem (MARQUES et al., 2015).

Entretanto, muitos estudos apontam o declínio dos polinizadores, o que preocupa o atendimento da crescente demanda por alimento, pois nos últimos anos vem crescendo a necessidade de mais polinizadores na produção agrícola (BREEZE et al., 2011). O desmatamento da vegetação nativa, o uso inadequado de pesticidas e fungicidas (FREITAS; SILVA, 2015), eventos e mudanças climáticas extremas e práticas agrícolas intensivas são alguns dos fatores que têm contribuído para o declínio dos polinizadores. A falta desses seres pode apresentar efeitos negativos para a produção de alimento, como em culturas que dependem, em grande parte, da polinização, como maçãs, peras, abóboras e abacates (FAO, 2019).

### **3.3.2 Mel**

O mel é um produto que pode ser consumido como adoçante, aromatizante, como produto com fins terapêuticos (MEO et al., 2017), devido à presença de propriedades



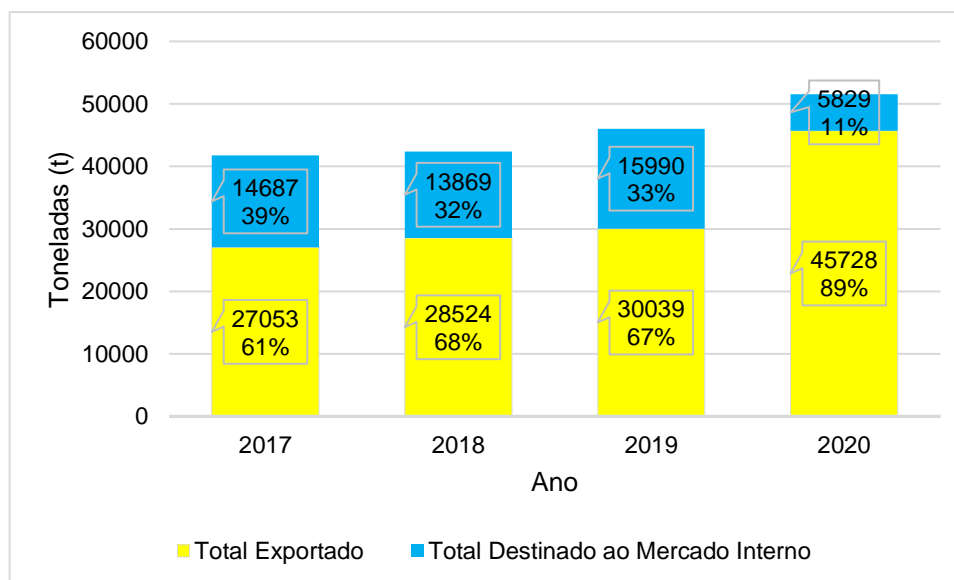
antibacterianas, antibióticas, anti-inflamatórias, antimicrobianas e cicatrizantes, entre outras (AL et al., 2009; ALVAREZ-SUAREZ; GIAMPIERI; BATTINO, 2013), como suplemento alimentar natural, contribuindo de forma benéfica para a saúde nutricional (NASCIMENTO et al., 2018).

Segundo o Regulamento Técnico de Identidade e Qualidade do Mel anexo à Instrução Normativa nº. 11/2000, do Ministério da Saúde, (BRASIL, 2000), o mel é um produto com fins alimentícios, produzido por abelhas por meio do néctar ou das secreções das flores ou, ainda, de excreções de insetos sugadores de plantas que, após serem recolhidos e levados pelas abelhas para os favos da colmeia, são transformados, combinados, armazenados e maturados para a sua alimentação. Sua composição é constituída principalmente de água (15-20%) e carboidratos (75-80%), com maiores concentrações para a glicose e frutose e pequenas quantidades em outros açúcares mais complexos. Também possui componentes como proteínas, substâncias antioxidantes, minerais, ácidos orgânicos e fenólicos, vitaminas (SHAPLA et al., 2018), aminoácidos e enzimas (ZHOU et al., 2014b).

A composição do mel depende, principalmente, das propriedades do néctar e do pólen das fontes vegetais, da época de coleta, fenótipos de abelhas, fatores ambientais e sazonais (ALVAREZ-SUAREZ et al., 2014) e da sua origem botânica e geográfica (PEREIRA et al., 2020). Portanto, a qualidade do mel está relacionada com as suas características físicas, químicas, sensoriais e microbiológicas (CARVALHO et al., 2017). De acordo com o estudo realizado por Alvarez-Suarez et al. (2010), o potencial antioxidante do mel possui forte correlação com a coloração. As cores escuras indicam maiores concentrações de fenólicos totais e, assim, maiores capacidades antioxidantes.

A China lidera a produção mundial de mel e é o maior exportador do produto. Com baixo custo de produção, o mel chinês é um dos mais baratos e competitivos no mercado global. Em 2020, a China foi responsável por 26,4% da produção mundial, que aumentou 4,4% em relação a 2019, com aumento, também, nas exportações (VIDAL, 2022).

A exportação brasileira de mel aumenta a cada ano. Em 2021, o índice de exportação foi de 91,5%, sendo os Estados Unidos o maior destino, com 71% das importações do mel brasileiro, enquanto que 8,5% do mel produzido foi o total destinado ao mercado nacional. Na Figura 7, visualiza-se um grande aumento na exportação de mel, em relação ao mercado interno. Em 2020, houve um salto de 22% em relação ao ano de 2019 (ABEMEL, 2021).



**Figura 7** Mercado brasileiro x exportação de mel.

Fonte: ABEMEL (2021).

### 3.3.3 Pesticida em mel

Nos últimos anos, têm-se observado índices de contaminação por substâncias químicas no mel. Estudos realizados detectaram contaminantes, como os pesticidas, gerando alertas alimentares, devido à possibilidade de apresentar riscos adversos para os consumidores (ARES et al., 2017; TETTE et al., 2016). Além do mais, essa contaminação pode acarretar problemas na polinização, afetando culturas de interesse agrícola (GIANNINI et al., 2015b) e a produção de produtos apícolas (RORTAIS et al., 2017).

O uso demasiado de compostos químicos na agricultura, como pesticidas, inseticidas, herbicidas e fungicidas é capaz de ocasionar a contaminação do meio ambiente, pois determinados compostos podem permanecer nas plantas que foram aplicados, afetando insetos diferentes dos de interesse (EVANS, SPIVAK, 2010).

A elevada diminuição de colônias de abelhas é um problema global resultante, principalmente, do excessivo uso de pesticidas (CALATAYUD-VERNICH et al., 2016). Determinados compostos químicos provocam complicações no sistema digestivo e endócrino das abelhas, tornando-as lentas e com dificuldades para voar (YANG et al., 2008), sendo altamente vulneráveis às mudanças ambientais e à contaminação do meio (HENRY et al., 2012).

As colônias de abelhas e suas atividades de forrageamento necessitam de imensos recursos florais, podendo ser por meio de plantas silvestres ou de culturas agrícolas (VILK et al., 2012; REQUIER et al., 2015). Porém, essas culturas enfrentam problemas com insetos-pragas (VEROMANN et al., 2012) e, por essa razão, são aplicadas grandes quantidades de pesticidas (KARISE; VILK; MAND, 2007), que podem sofrer desvios nos campos e alcançar

áreas naturais e vizinhas (HLADIK; VANDEVER; SMALLING, 2016; LONG; KRUPKE, 2016), atingindo plantas silvestres (CHIESA et al., 2016) tanto quanto as plantas daninhas (DAVID et al., 2016).

Devido ao rápido crescimento populacional, a demanda pelo consumo de mel aumentou (ZHENG et al., 2018). O mel pode conter substâncias consideradas danosas como os pesticidas, tanto para a saúde humana (CRENNA et al., 2020) como para as colônias de abelhas (CERVERA-CHINER et al., 2020). A contaminação do mel por pesticidas pode ocorrer por meio do contato das abelhas com o contaminante. Em razão das abelhas possuírem pelos em seus corpos, resíduos de pesticidas atmosféricos podem ser facilmente fixados e serem levados para as colmeias (LAMBERT et al., 2012; BONMATIN et al., 2015). Esses compostos também podem estar presentes na água, no néctar, no pólen, na poeira e na gutação e, também, advindos dos próprios apicultores, que utilizam produtos químicos para o controle de parasitas nas colmeias (SANCHEZ-BAYO, GOKA, 2014). como vírus e ácaros (JAMAL et al., 2020).

Dessa forma, os produtos apícolas podem ser utilizados como indicadores de poluição ambiental, auxiliando para uma amostragem efetiva (RAIMETS et al., 2020), devido à matéria-prima vir de plantas de origem silvestre ou de culturas agrícolas, durante o período de forrageamento (HLADIK; VANDEVER; SMALLING, 2016; KARISE et al., 2017).

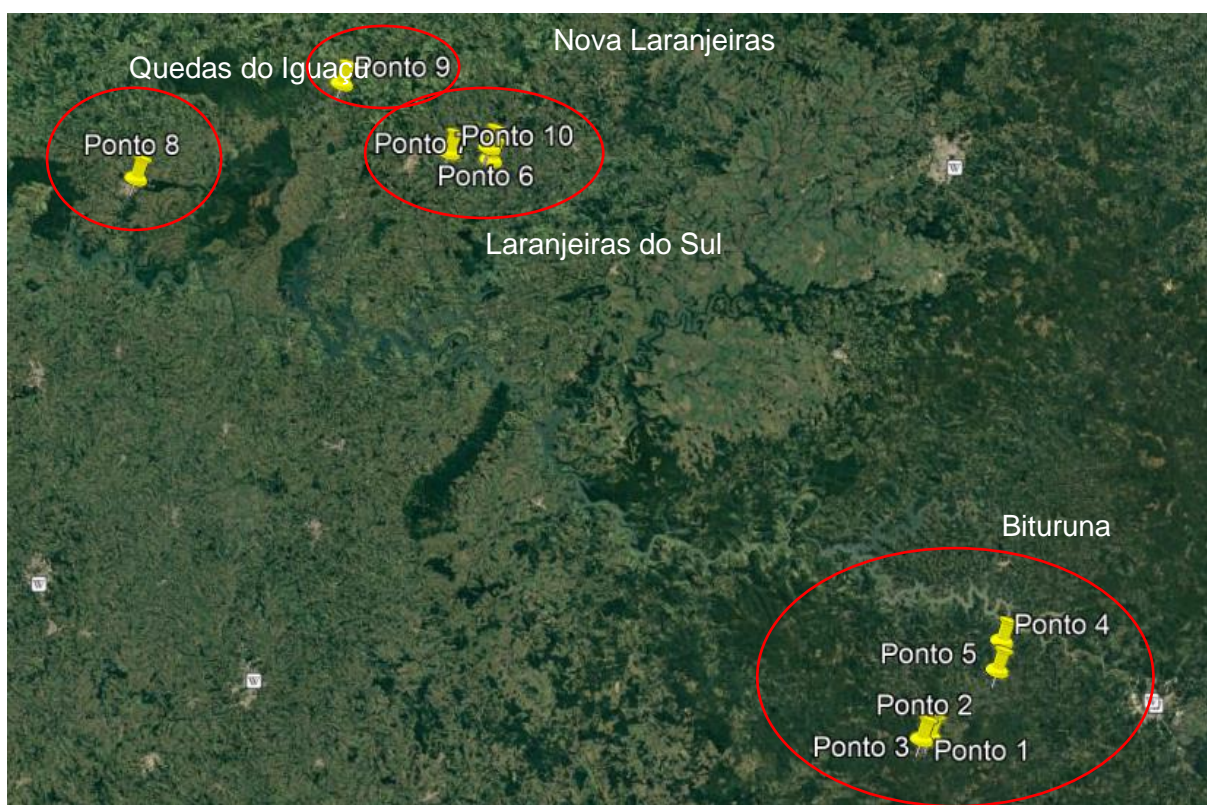
Os compostos químicos neonicotinoides e pirazol são as classes de maior relevância de compostos neurotóxicos, também conhecidos como inseticidas sistêmicos (GROSS, 2014). São extremamente tóxicos e quando utilizados próximos a apiários podem causar a morte e a desordem nas colmeias de abelhas (LU, WARCHOL, CALLAHAN, 2014).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de Estudo

O estado do Paraná está localizado na região Sul do Brasil e faz divisa com outras regiões do país, sendo sua capital o município de Curitiba. O estado é limitado por São Paulo, Santa Catarina, Mato Grosso do Sul, Paraguai e Argentina, sendo suas principais bacias hidrográficas as do Iguaçu, Ivaí, Piquiri e Tibagi (SEMA, 2013).

O estudo foi realizado nos municípios de Bituruna, Laranjeiras do Sul, Nova Laranjeiras e Quedas do Iguaçu localizados no Sudeste e Centro-Sul do estado do Paraná, pertencentes à bacia hidrográfica do Iguaçu e do bioma Mata Atlântica (SEMA, 2010). A localização geográfica dos pontos de coleta selecionados para a pesquisa pode ser visualizada na Figura 8.



**Figura 8** Localização geográfica da área de estudo.

Fonte: GOOGLE EARTH (2023).

Bituruna é um município localizado no Sudeste paranaense, com cerca de 16.411 habitantes. Sua economia é baseada na produção e comércio de madeira, além de

atividades pecuárias e agrícolas (Tabela 3), destacando-se a mandioca, a uva e a erva mate, sendo que a atividade ervateira atingiu uma produção de 31.200 mil toneladas no ano de 2021 (IPARDES, 2023a). O clima é temperado úmido, sem estação seca, com precipitação média anual entre 1.500 mm e 2.000 mm e temperaturas médias anuais de 10 °C a 22 °C (BITURUNA, 2020). O solo é derivado de rocha basáltica e classificado como Cambissolo, com textura argilosa a muito argilosa (CHAIMSOHN et al., 2023).

Os municípios de Nova Laranjeiras, Quedas do Iguaçu e Laranjeiras do Sul estão localizados no Centro-Sul paranaense. A população estimada para essas localidades é de 11.462, 34.707 e 32.167 mil habitantes com áreas territoriais que variam de 669.183, 823.032 e 1.208,843 km<sup>2</sup>, respectivamente. Nessas regiões, as principais culturas agrícolas desenvolvidas são a soja, o milho e o trigo e, em se tratando de produção de origem animal, destacam-se o leite e o mel de abelha (IBGE, 2022a, b, c; IPARDES, 2023b, c, d).

**Tabela 3** Produção das principais culturas nos municípios paranaenses de Bituruna, Laranjeiras do Sul, Nova Laranjeiras e Quedas do Iguaçu, no ano de 2021

	<b>Bituruna</b>	<b>Laranjeiras do Sul</b>	<b>Nova Laranjeiras</b>	<b>Quedas do Iguaçu</b>
Soja (t)	8.900	74.160	37.823	84.240
Milho (t)	6.900	21.520	10.909	33.670
Trigo (t)	950	11.528	7.644	7.936
Feijão (t)	1.120	1.607	903	1.643
Mandioca (t)	2.550	1.988	2.308	3.984
Uva (t)	1.100	16	24	40
Mel (kg)	330.000	35.000	95.000	30.000

**Fonte:** IBGE - Produção Agrícola Municipal - PAM (2021a).

**Legenda:** t: toneladas; kg: quilos.

#### 4.2 Coleta e preservação das amostras de sedimento aquático e mel de abelha

As coletas de amostras de sedimento e mel foram realizadas em duas etapas. A primeira etapa foi feita na região do município de Bituruna - PR, no segundo semestre do ano de 2022, e a segunda etapa realizou-se na região dos municípios paranaenses de Laranjeiras do Sul, Quedas do Iguaçu e Nova Laranjeiras, no primeiro semestre do ano de 2023. No total, foram 10 pontos de coleta, sendo 5 pontos na primeira etapa e 5 pontos na segunda etapa. Para cada ponto foi coletada uma amostra de sedimento de rio e uma amostra de mel de abelha, totalizando 20 amostras (Figura 9).

As amostras de sedimento foram acondicionadas em embalagens plásticas e transportadas em temperatura de 4 °C, posteriormente foram secas a temperatura ambiente em local fechado ao abrigo do sol. Em seguida, os sedimentos foram peneirados em peneira



de PVC e náilon com malha de 63 µm para a realização das análises, conforme recomendação de WHO (1982).

Um total de 10 amostras de mel foram coletadas de diferentes apiários com, aproximadamente, 70 mL cada uma. Após a coleta, as amostras foram transportadas para o Laboratório de Análises Agroambientais, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), localizado no *campus* de Cascavel – PR, onde foram armazenadas em frascos de vidro limpos e secos, em condições de temperatura reduzida de -5 °C, a fim de preservar suas propriedades físico-químicas, até o momento do processo de extração.



**Figura 9** Coletas das amostras: a) Coleta de sedimento aquático. b) Coleta de mel de abelha.

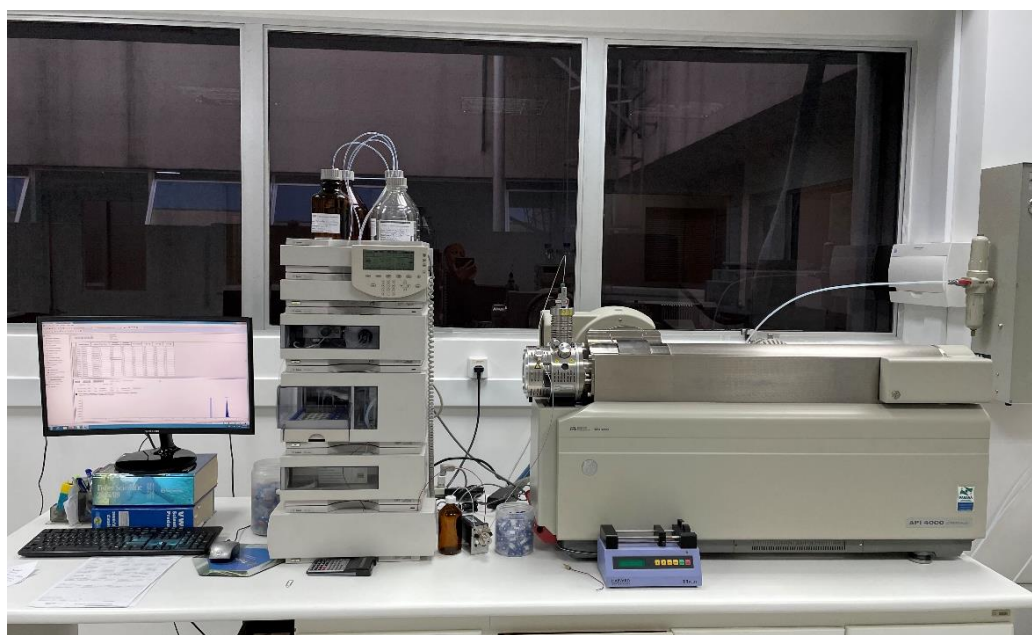
#### 4.3 Determinação de pesticidas nas amostras de mel e em sedimento

A extração e a determinação dos pesticidas nas amostras de sedimento aquático e mel de abelha foram realizadas pelo laboratório do Instituto de Tecnologia do Paraná localizado – TECPAR, no município de Curitiba – PR.

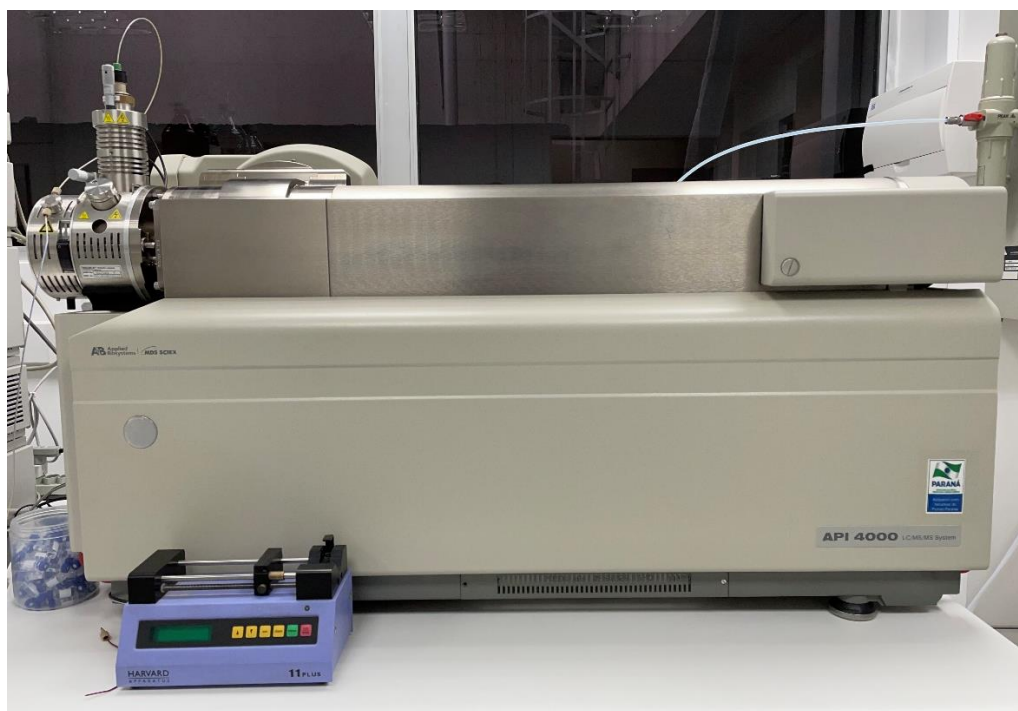
O método de extração selecionado foi o de QuEChERS, que consiste em um procedimento de extração que permite a análise direta do extrato da solução em amostras de diferentes matrizes, como alimentos, efluentes e amostras biológicas (CHEN et al., 2019). A acetonitrila é comumente utilizada como solvente de extração ecológico, seguido da adição de uma mistura de sais para obtenção da fase orgânica, realizada por agitação ultrassônica ou em vórtex (ANASTASSIADES et al., 2003; PERESTRELO et al., 2019). Os procedimentos

de limpeza permitem a minimização da complexidade da matriz, melhorando a identificação e quantificação de analitos específicos de interesse (CABRERA et al., 2016).

O método de QuEChERS consistiu na adição de 5,00 g de amostra a 5,00 mL de ACN e 3 mL de H<sub>2</sub>O em um tubo falcon, o qual foi agitado durante 1 minuto em vórtex. Posteriormente, QuEChERS foi adicionado ao tubo falcon e agitado em vórtex por 1 minuto, seguido de um banho de ultrassom por 5 minutos. A centrifugação foi realizada a 3000 rpm durante 5 minutos, em seguida, 1,5 mL do sobrenadante foi transferido para um tubo d-SPE, contendo 25 mg do sorvente PSA (Amina primária-secundária) e 150 mg de MgSO<sub>4</sub>. Após agitação em vórtex por 1 minuto e centrifugação por 5 minutos a 4000 rpm (clean-up), 500 µL do sobrenadante foram transferidos para um frasco vial. A análise dos componentes presentes na amostra foi realizada por cromatografia líquida, acoplada à espectrometria de massas sequencial (LC-MS/MS) (Figuras 10 e 11), permitindo a identificação e quantificação dos componentes. Esse método proporciona a extração, purificação e análise precisa dos componentes na amostra.



**Figura 10** Cromatógrafo a líquido com espectrometria de massas sequencial (LC-MS/MS) Agilent modelo 1100.



**Figura 11** Espectrômetro de massas marca Sciex modelo API 4000.

Os pesticidas analisados estão apresentados no quadro do Apêndice A.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados encontrados na avaliação de pesticidas em sedimento aquático estão dispostos na Tabela 4. Alguns pesticidas foram detectados apenas em um dos pontos, o que sugere uma possível fonte específica de contaminação nessa área. Observa-se que apenas o Ponto 6 e o Ponto 7, localizados em Laranjeiras do Sul - PR, apresentaram detecção de determinados compostos, sendo que o restante não apresentou presença de nenhum grupo de pesticida pesquisado.

**Tabela 4** Concentração de pesticidas nas amostras de sedimento nos pontos 6 e 7

Pesticida		Concentração encontrada	
		Ponto 6	Ponto 7
Fungicida	Azoxistrobina	-	0,01 mg.kg <sup>-1</sup>
Fungicida	Epoxiconazol	-	0,02 mg.kg <sup>-1</sup>
Fungicida	Boscalida	-	0,02 mg.kg <sup>-1</sup>
Fungicida	Carbendazim	0,47 mg.kg <sup>-1</sup>	0,06 mg.kg <sup>-1</sup>
Herbicida	Haloxifope	0,01 mg.kg <sup>-1</sup>	0,02 mg.kg <sup>-1</sup>
Herbicida	Fomesafem	-	<LQM
Inseticida	Fipronil	-	<LQM
Inseticida	Clorantraniliprole	0,01 mg.kg <sup>-1</sup>	0,02 mg.kg <sup>-1</sup>
Inseticida	Imidacloprido	-	<LQM
Inseticida	Bifentrina	0,02 mg.kg <sup>-1</sup>	0,04 mg.kg <sup>-1</sup>

**Nota:** <LQM – detectado abaixo do limite de quantificação do método.

A Resolução CONAMA 357/2005 possui disposições para a classificação dos corpos de água, diretrizes ambientais para seu enquadramento e estabelece as condições e padrões para o lançamento de efluentes, entre outras medidas relacionadas. No artigo 9º, inciso 2º, é mencionada a possibilidade de utilização dos sedimentos e/ou a biota aquática para investigar a presença de substâncias, quando a metodologia analítica disponível for considerada insuficiente para determinar suas concentrações nas águas (CONAMA, 2005). Porém, os compostos químicos estudados e detectados nesta pesquisa não constam na lista de substâncias com LMR estabelecida por essa Resolução.

O uso generalizado de pesticidas resulta em resíduos presentes na água, sedimentos e em organismos. Vários fatores, como clima, topografia, práticas agrícolas e propriedades químicas dos pesticidas afetam sua dinâmica no meio ambiente. O destino dos pesticidas depende de processos de degradação, retenção no solo e do transporte ou interações entre esses processos (SOUZA et al., 2022; GUARDA et al., 2020).

Na Tabela 5 é possível observar diferentes resultados encontrados para uma variedade de grupos de pesticidas em amostras de sedimento e produtos de abelha, como o mel, a cera e a geleia real.

**Tabela 5** Pesticidas detectados em amostras de sedimento e produtos derivados de abelha, conforme a literatura

País	Substrato	Pesticida	Concentração	Referência
Sérvia	Sedimento	Carbendazim	0,0024mg.kg <sup>-1</sup>	Bujagić et al. (2019)
Espanha	Sedimento	Carbendazim	0,066 mg.kg <sup>-1</sup>	Masiá et al. (2015)
China	Água	Carbendazim	29,85 ng.L <sup>-1</sup>	Zhu et al. (2023)
Estados Unidos	Sedimento	Fipronil	0,449 mg.kg <sup>-1</sup>	Du et al. (2022)
Estonia	Mel	Tebuconazol	0,005 mg.kg <sup>-1</sup>	Raimets et al. (2020)
Polônia	Mel	Tebuconazol	0,012 mg.kg <sup>-1</sup>	Gawel et al. (2019)
Itália	Mel	Tebuconazol	0,022 mg.kg <sup>-1</sup>	Saitta et al. (2017)
Sérvia	Mel	Neonicotinoides	Nd - 29.12 mg.kg <sup>-1</sup>	Jovanov et al. (2015)
-	Cera de abelha	Tebuconazol	0,082 mg.kg <sup>-1</sup>	García et al. (2017)
China	Pólen	Tebuconazol	0,051 mg.kg <sup>-1</sup>	Wang et al. (2022a)
Irã	Mel	Fungicidas	0,005 mg.kg <sup>-1</sup>	Mahdavi et al. (2022)
Coreia e Nova Zelândia	Mel e geleia real	Fipronil	<LQM	Zheng et al. (2018)
Brasil	Mel	Inseticidas	9 mg.kg <sup>-1</sup>	Brugnerotto et al. (2023)
Israel	Mel e cera de abelha	Fungicida	0,007 mg.kg <sup>-1</sup>	Bommuraja et al. (2019)

**Nota:** <LQM – detectado abaixo do limite de quantificação do método.

No ano de 2022, a ANVISA proibiu o uso do carbendazim em pesticidas, devido aos riscos à saúde e ao meio ambiente, com capacidade de causar mutagenicidade e toxicidade reprodutiva. Medidas de redução de riscos foram estabelecidas, incluindo um plano de descontinuação alinhado às diretrizes ambientais do IBAMA. O carbendazim é altamente tóxico para organismos aquáticos e persistente no meio ambiente, tornando o esgotamento dos estoques como a opção de menor impacto ambiental (ANVISA, 2022f).

O fungicida carbendazim foi o pesticida com a maior concentração detectada entre todos os compostos analisados. No Ponto 6, sua concentração atingiu 0,47 mg.kg<sup>-1</sup>; no Ponto 7 foi de 0,06 mg.kg<sup>-1</sup>, não sendo possível identificar a presença e/ou quantidades detectáveis desse fungicida nas demais amostras estudadas. Esse resultado pode ser explicado, pelo menos em parte, devido ao uso frequente desse composto em culturas agrícolas presentes nas áreas estudadas, como na cultura de cítrus, soja, milho e trigo (ANVISA, 2022b). Outra característica é a persistência das moléculas no ambiente que quanto mais persistentes maior é a probabilidade de transporte de agrotóxicos, podendo atingir diversos compartimentos ambientais, incluindo corpos hídricos (CETESB, 2021). Estudos similares foram realizados por Bujagić et al. (2019), Masiá et al. (2015) e Farré et al. (2014), que encontraram concentrações máximas de carbendazim de 0,0024mg.kg<sup>-1</sup>, 0,066 mg.kg<sup>-1</sup> e 0,0148 mg.kg<sup>-1</sup> em sedimentos, respectivamente.

A degradação do carbendazim é extremamente lenta, devido à dificuldade de quebrar o anel benzimidazólico presente em sua estrutura, fazendo com que persista no ambiente por um longo período de tempo, sem se decompor facilmente (SEBASTIAN et al., 2022). Devido a esses fatores, o carbendazim é considerado um poluente emergente, capaz de afetar organismos não-alvo e se acumular na cadeia alimentar (MEREL et al., 2018). A degradação desse fungicida é influenciada por fatores bióticos, como a presença de plantas e cepas microbianas e fatores abióticos, como o pH, sais, tipo de solo e umidade (SINGH et al., 2016), acelerando a degradação e convertendo-o em produtos. O tempo de meia-vida do carbendazim no meio ambiente é de cerca de 2 meses em condições aeróbias e 25 meses em condições anaeróbias. É pouco solúvel em água em temperatura ambiente, mas se torna solúvel em temperaturas mais altas (ESCALADA et al., 2006; SILVA; BARROS; PAVÃO, 2014). O carbendazim pode ser detectado em sedimentos por até três anos (EHC, 1993) e sua ligação a esse compartimento pode ser atribuída ao efeito sinérgico resultante da presença de outros agroquímicos, como fertilizantes ou metais no solo (LI et al. 2011).

Existe uma possível relação entre os níveis de concentração observados nos pontos onde o carbendazim foi detectado e quantificado e o grau de degradação do fungicida. É provável que a degradação do carbendazim esteja mais avançada no ponto com menor concentração. É importante notar que a presença desse pesticida, apenas nesses pontos pode estar relacionada aos períodos e concentrações de aplicação do produto. Pode-se considerar que o fungicida tenha sido aplicado mais recentemente no Ponto 6, resultando em uma concentração mais elevada. Características de manejo, como diferenças nos padrões de aplicação e a intensidade das chuvas na região, também podem ter influenciado a distribuição e concentração do fungicida nos dois pontos específicos.

Quanto às características físicas, o carbendazim tem capacidade de ser transportado para corpos d'água por meio de escoamento, lixiviação ou deriva de pulverização. Esse transporte ocorre de acordo com diferentes fatores, como eventos de chuva, declividade do terreno e tipos de solo, além dos períodos e taxas de aplicação do produto (CARAZO-ROJAS et al., 2018). Uma justificativa plausível para a maior concentração desse fungicida é a sua proximidade com áreas de cultivos agrícolas e as características topográficas do local. O Ponto 6 está localizado em regiões montanhosas que atingem altitudes máxima de 783 metros, enquanto sua própria elevação é de 680 metros, o que contribui para a ocorrência do escoamento superficial de substâncias em períodos chuvosos.

Além do carbendazim, outros três pesticidas pertencentes à classe dos fungicidas foram detectados em sedimentos. Porém, com menor concentração, sendo eles: azoxistrobina ( $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), epoxiconazol ( $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e boscalida ( $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Resultados semelhantes foram encontrados por Smalling et al. (2013), com concentrações próximas às encontradas no presente estudo.

Pesquisas realizadas por Eissa, Al-Sisi, Ghanem (2022), Hijosa-Valsero et al. (2016), Cui et al. (2020) e Malaj, Liber, Morrissey (2020) obtiveram diferentes substâncias da classe dos fungicidas com concentrações variadas.

Da classe dos inseticidas detectados no presente estudo, o Fipronil e o imidacloprido obtiveram concentrações abaixo dos limites máximos de quantificação (<LQM). Resultados semelhantes foram encontrados por Hernández-Guzmán et al. (2017), Bowen et al. (2022) e Taylor et al. (2019) que não obtiveram presença de fipronil nos sedimentos analisados. Resultados diferentes foram obtidos por Zhang et al. (2020), com concentrações máximas de imidacloprido de  $0.017 \text{ ng.g}^{-1}$ ; Bonmatin et al. (2019), com  $0,175 \text{ ng.g}^{-1}$ ; Huang et al. (2020), com  $3,17 \text{ ng.g}^{-1}$ ; Yi et al. (2019), com valores de concentração de imidacloprido inferiores ao limite de quantificação (<LQM). Essas observações apontam que a maior parte da região em estudo não sofre intensa contaminação por fipronil e imidacloprido. Além do mais, a ausência desses elementos pode ser indício de degradação no ambiente.

Na presente pesquisa, o inseticida Bifentrina foi detectado com  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$  e  $0,04 \text{ mg.kg}^{-1}$  nas amostras de sedimento dos pontos 6 e 7, respectivamente. Comparativamente, as concentrações dessa substância foram semelhantes aos níveis residuais de Taylor et al. (2019), com  $0,0117 \text{ mg.kg}^{-1}$ , mas superiores às de Hernández-Guzmán et al. (2017) que chegaram a concentrações de  $0,07 \text{ ng.g}^{-1}$ . A bifentrina apresenta maior toxicidade aquática, em comparação a outros piretroides. As baixas concentrações desse composto não implicam, obrigatoriamente, baixa ou ausência de toxicidade (TAYLOR et al., 2019). As propriedades químicas e características dos sedimentos influenciam a distribuição de pesticidas, com a bifentrina sendo mais prevalente nos sedimentos, devido à sua degradação mais lenta em relação a outros piretroides (LI et al., 2017).

Em estudo realizado por Furihata et al. (2019), o composto chlorantraniliprole foi detectado em amostras de sedimento e água. Resultado semelhante foi encontrado no presente estudo, sendo que esse composto esteve presente em duas amostras de sedimentos, com concentrações que variaram de  $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$  e  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Esse agroquímico possui uma meia-vida ambiental que varia de <2 a 12 meses; meias-vidas mais curtas são observadas em áreas com cobertura vegetal. Seu processo de degradação é predominantemente abiótico e, quando liberado em água, espera-se que o composto se adsorva a sólidos suspensos e a sedimentos (NIH, 2023).

A classe dos herbicidas teve a menor quantidade de pesticidas detectados em sedimento, sendo o Haloxifope e o Fomesafem, com variação de concentrações de  $0,01$ ,  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$  e <LQM. Estudos realizados por Peris et al. (2022), Prajapat et al. (2022) e Fernandez San Juan et al. (2023) encontraram diferentes compostos pertencentes à classe dos herbicidas, com concentrações que variaram de  $0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$  a  $0,09 \text{ mg.kg}^{-1}$

Concentrações de contaminantes, como os pesticidas, nos sedimentos refletem o uso de pesticidas a longo prazo (FURIHATA et al., 2019). O sedimento é um compartimento que

possui tendência a acumular contaminantes, por suas características e comportamentos (KIM et al., 2020). Yuan et al., (2016) relataram que diferentes tipos de sedimentos podem influenciar a distribuição de pesticidas e a formação de metabólitos, dependendo das suas estruturas químicas, tanto em condições aeróbicas quanto anaeróbicas.

As amostras de mel obtidas dos apiários mostraram resultados satisfatórios, pois não apresentaram qualquer detecção ou quantificação dos pesticidas analisados, exceto no Ponto 9. Brugnerotto et al. (2023), em estudo com pesticidas em mel, chegaram a resultados semelhantes. Sugere-se que os apicultores possivelmente não estejam utilizando pesticidas sintéticos, como os avaliados neste estudo, para combater pragas ou doenças nas colmeias. Além disso, os apicultores estão posicionando as colmeias de forma adequada, em área que proporcionam proteção desses compostos. Como resultado, esse tipo de mel pode ser considerado livre dos pesticidas avaliados neste estudo.

Dentre as 10 amostras de mel analisadas, apenas na amostra do Ponto 9 foi detectada a presença de pesticida, sendo ele o fungicida tebuconazol. Esse fungicida, cujo nome químico é (RS)-1-p-clorofenil-4,4-dimetil-3-(1H-1,2,4-triazol-1-ilmetil)pentan-3-ol, pertence à classe dos triazois, com fórmula molecular bruta  $C_{16}H_{22}ClN_3O$ . Possui uma ação rápida e uma atividade sistêmica proeminente. O tebuconazol pode ser utilizado em uma ampla variedade de culturas, entre elas estão: abacate, abóbora, alface, ameixa, amendoim, arroz, banana, batata, beterraba, café, cebola, cevada, citros, couve-flor, eucalipto, feijão, girassol, mamão, manga, maracujá, melancia, melão, milho, morango, nectarina, pimentão, soja, tomate, trigo e uva, entre outros. Em certas culturas, o tebuconazol pode ser aplicado em sementes, no sulco de plantio e na imersão de frutos (ANVISA, 2023b).

De acordo com a pesquisa de Raimets et al. (2020), que investigaram a presença de pesticidas em produtos derivados de abelhas no sudeste da Estônia, das 140 amostras analisadas, foi identificado o composto tebuconazol em 22, com concentrações máximas de  $0,005 \text{ mg.kg}^{-1}$  em amostras de mel. Gawel et al. (2019) investigaram pesticidas em mel de abelha na Polônia e, dentre os resultados obtidos, constataram a presença do tebuconazol com concentrações máximas de  $0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Valores semelhantes foram encontrados por Saitta et al. (2017), que pesquisaram a presença de contaminantes em amostras de mel na Itália e revelaram que 11% das amostras estavam contaminadas com o fungicida tebuconazol, com concentrações médias de  $0,013$  a  $0,022 \text{ mg.kg}^{-1}$ . García et al. (2017) pesquisaram resíduos de pesticidas em amostras de cera de abelha e encontraram concentrações que variaram de  $0,004$  a  $0,082 \text{ mg.kg}^{-1}$  de tebuconazol. Diferente das pesquisas citadas, o presente estudo obteve concentração do tebuconazol  $< \text{LQM}$ , ou seja, detectado abaixo do limite de quantificação do método. A presença ou a ausência desse composto em amostras pode ser explicada devido à forma que o mesmo é degradado.

Prestes, Gibbon e Lansarin (2010) concluíram, em sua pesquisa, que a degradação do fungicida tebuconazol em solução aquosa ocorre de maneira positiva por fotólise ou

degradação fotocatalítica e ambas necessitam de luz ou radiação para ocorrer. Souza et al. (2013) chegaram a resultados em que a presença de cobertura plástica, proporcionando sombra, interferiu nos níveis de degradação do composto, aumentando a sua meia-vida.

A utilização de luz ou irradiação combinada com outros dispositivos e produtos é frequentemente investigada e aplicada para degradar o fungicida tebuconazol, com o objetivo de reduzir sua contaminação e minimizar seu impacto ambiental. Diversas abordagens têm sido estudadas, tais como a fotodegradação (AIMEUR et al., 2021; GODARD et al., 2021), fototransformação (CARENA et al., 2022) e o uso de fotocatalisadores (STAMATIS, ANTONOPOULOU, KONSTANTINOU, 2015). Essas estratégias visam promover a quebra do tebuconazol em compostos mais benignos, contribuindo para mitigar os riscos associados à sua presença no meio ambiente.

A presença do fungicida tebuconazol na amostra de mel pode ser justificada pela baixa ou nenhuma presença de luz nas colmeias de abelhas. A ausência de luz nessas condições pode retardar o processo de degradação do tebuconazol. Nas amostras do sedimento estudado, pode haver características mais propícias para que ocorra a degradação, como pH, temperatura, matéria orgânica, micro-organismos e a presença de luz. Além disso, Zhang et al. (2015) concluíram que a degradação do tebuconazol no sedimento pode apresentar uma preferência quiral em seu processo natural. A velocidade de degradação e essa preferência quiral podem estar relacionadas à variedade de populações microbianas presentes no sedimento, cada uma com seus próprios conjuntos de genes que codificam diferentes enzimas metabólicas. A presença do tebuconazol pode ser associada ao seu uso em diversos cultivos, devido a sua ampla aplicação. Nas proximidades da região de coleta do Ponto 9, encontram-se culturas de soja, milho e mandioca que utilizam esse composto para fins de eliminação de fungos presentes nas plantas. Também é relevante destacar o uso doméstico desse fungicida, especialmente porque o Ponto 9 está localizado próximo a uma área urbana.

Ainda, no processo de polinização a abelha percorre longas distâncias em busca do pólen e néctar, porém, junto com elas, inadvertidamente coletam poluentes, como os pesticidas, justificando a presença de determinados pesticidas em amostras de mel em regiões que não há sua utilização. Sendo assim, a existência de resíduos de pesticidas no mel de uma colmeia pode ser considerada um indicador do nível de contaminação presente na paisagem ao redor (DAVID et al., 2016).

No município de Bituruna - PR não foram detectados pesticidas nas amostras analisadas. Essa ausência pode ser explicada pela falta de diversidade na área industrial e agrícola da região, bem como pela presença significativa de vegetação ao redor dos pontos pesquisados (Figura 12). Cerca de 24,06% do território municipal é reservado para reflorestamento, enquanto 30% são designados como áreas de preservação permanente e, aproximadamente, 20% das terras ainda são cobertas por matas, restando, assim, cerca de

26% das áreas municipais destinadas à agricultura, pecuária e áreas urbanas (BITURUNA, 2020).



**Figura 12** Imagem de satélite da região de Bituruna - PR.

**Fonte:** GOOGLE EARTH (2023).

As florestas têm um papel crucial no destino e distribuição de poluentes orgânicos persistentes (POPs), devido ao efeito da copa das árvores (ZHENG et al., 2020). A utilização de áreas florestais como zona tampão é eficiente para mitigar a contaminação por pesticidas. Além do mais, durante períodos prolongados de retenção de água, é provável que ocorram reações de degradação desses compostos, resultando na formação de metabólitos com menor toxicidade (PASSEPORT et al., 2013).

Essas informações destacam a importância de monitorar e avaliar os potenciais impactos desses pesticidas na saúde humana e no meio ambiente, especialmente em regiões agrícolas intensivas.

## 6 CONCLUSÕES

De acordo com a metodologia adota para esta pesquisa foi possível detectar: os pesticidas Azoxistrobina, Epoxiconazol, Boscalida, Carbendazim, Haloxifope, Fomesafem, Fipronil, Clorantraniliprole, Imidacloprido e Bifentrina nas amostras de sedimento da área de estudo no município de Laranjeiras do Sul - PR, sendo o Carbendazim o composto que obteve maior concentração ( $0,47\text{mg.kg}^{-1}$ ).

Em amostras de mel, foi detectada a presença do fungicida tebuconazol no Ponto 9, localizado no município de Nova Laranjeiras – PR. Porém, com valor abaixo dos limites máximos de quantificação do método (<LQM).

Verificou-se que a presença de pesticidas nas amostras de diferentes regiões está relacionada a diversos fatores, como: tipo de atividade agrícola, uso de pesticidas, proximidade com áreas agrícolas intensivas e presença de vegetação. Portanto, pesticidas detectados em amostras de mel e de sedimento é um indicativo de contaminação do ambiente ao entorno e, dessa forma, podem ser considerados bioindicadores de qualidade ambiental.

A ausência de pesticidas em algumas amostras não garante a total ausência de resíduos em todas as áreas, e outras fontes de contaminação, como uso doméstico ou aplicação não agrícola, devem ser consideradas.

Em regiões com pouca agricultura e com vegetação densa, a presença de pesticidas nas amostras pode ser menor ou nula, devido à exposição limitada a esses produtos químicos e a vegetação podendo atuar como uma barreira natural.



## 7 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

Em atenção aos resultados obtidos nesta pesquisa, configuração como proposta de continuidade:

- Investigar o uso de métodos alternativos para o controle de pragas e doenças, como o manejo integrado de pragas e o uso de produtos biológicos. Essas pesquisas podem explorar soluções sustentáveis para reduzir a dependência de pesticidas químicos e seus impactos associados.
- Incluir em futuros estudos de monitoramento o glifosato, 2,4-D por ser herbicida amplamente utilizado na agricultura.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA DO PARANÁ - ADAPAR. **Dados Siagro**. 2022. Disponível em: <<https://www.adapar.pr.gov.br/Pagina/Agrotoxicos-no-Parana>>. Acesso em: 20 mar. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Carbendazim**: Anvisa concluiu processo de reavaliação e mantém o banimento. 2022f. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/noticias-anvisa/2022/carbendazim-anvisa-concluiu-processo-de-reavaliacao-e-mantem-o-banimento>>. Acesso em: 14 mar. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Índice monográfico**: Fipronil. 2022a. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/f/4351json-file-1/view>>. Acesso em: 10 dez. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Índice monográfico**: Carbendazim. 2022b. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/c/4227json-file-1>>. Acesso em: 16 mar. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Índice monográfico**: Haloxifope-p metílico. 2022c. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/g-h-i/4387json-file-1>>. Acesso em: 2 jan. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Índice monográfico**: Fomesafem. 2022d. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/f/4339json-file-1>>. Acesso em: 2 jan 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Índice monográfico**: Glifosato. 2022e. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/g-h-i/4378json-file-1>>. Acesso em: 2 jan. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Índice monográfico**: Imidacloprido. 2023a. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/g-h-i/4378json-file-1>>. Acesso em: 2 jan. 2023

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Índice monográfico**: Tebuconazol. 2023b. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/t/4538json-file-1>>. Acesso em: 14 mar. 2023.

AIMEUR, M.; GODARD, J.; BAUDU, M.; BREGIER, F.; VILLANDIER, N.; ZERMANE, F. Photodegradation of tebuconazole in a fluidized bed reactor mediated by phenalenone supported on sand. **Chemical Engineering Journal**. v. 410. 2021.

AKCIL, A.; ERUST, C.; OZDEMIROGLU, S.; FONTI, V.; BEOLCHINI, F. A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and

stabilization by chemical and biotechnological processes. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 24-36, 2015.

AL, L. M. DANIEL, D.; MOISE, A.; BOBIS, O.; LASLO, L.; BOGDANOV, S. Show more Physico-chemical and bioactive properties of different floral origin honeys from Romania. **Food Chemistry**, v. 112, p. 863-867, 2009.

ALVAREZ-SUAREZ, J. M.; GASPARRINI, M.; FORBES-HERNANDEZ, T. Y.; MAZZONI, L.; GIAMOIWEI, F. The composition and biological activity of honey: a focus on Manuka honey. **Foods**, n. 3, p. 420-432, 2014.

ALVAREZ-SUAREZ, J. M.; GIAMPIERI, F.; BATTINO, M. Honey as a source of dietary antioxidants: Structures, bioavailability and evidence of protective effects against human chronic diseases. **Current Medicinal Chemistry**. v. 20, p. 621-638, 2013.

ALVAREZ-SUAREZ, J. M.; TULIPANI, S.; DÍAZ, D.; ESTEVEZ, Y.; ROMANDINI, S.; GIAMPIERI, F.; DAMIANI, E.; ASTOLFI, P.; BOMPADRE, S.; BATTINO, M. Antioxidant and antimicrobial capacity of several monofloral Cuban honeys and their correlation with color, polyphenol content and other chemical compounds. **Food Chemical Toxicology**, v. 48, p. 2490-2499, 2010.

ANASTASSIADES M.; LEHOTAY, S. J.; STAJNBAHER, D.; SCHENCK, F. J. Fast and easy multiresidue method employing acetonitrile extraction/partitioning and "dispersive solid-phase extraction" for the determination of pesticide residues in produce. **J AOAC Int.**; v. 86, n. 2, p. 412-431. 2003.

ARES, A. M.; VALVERDE, S.; BERNAL, J. L.; TORIBIO, L.; NOZAL, M. J.; BERNAL, J. Determination of flubendiamide in honey at trace levels by using solid phase extraction and liquid chromatography coupled to quadrupole time-of-flight mass spectrometry. **Food Chemistry**, v. 232, p. 169-176, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS EXPORTADORES DE MEL - ABEMEL. **Dados estatísticos do mercado de mel: 2016-2021**. 2021. Disponível em: <[https://www.brazillletsbee.com.br/2022.01.10%20-%20ABEMEL%20-%20Dados%20Estat%20C3%ADsticos%20-%202016-2021%20\(16.02.22\).pdf](https://www.brazillletsbee.com.br/2022.01.10%20-%20ABEMEL%20-%20Dados%20Estat%20C3%ADsticos%20-%202016-2021%20(16.02.22).pdf)>. Acesso em: 12 ago. 2022.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química ambiental**. 4 ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BAŠA ČESNIK, H.; KMECL, V.; VELIKONJA BOLTA, Š. Pesticide and veterinary drug residues in honey - validation of methods and a survey of organic and conventional honeys from Slovenia. **Food Additives & Contaminants: Part A**. v. 36, n.9, p. 1358-1375, 2019.

BERNHARDT, E. S.; ROSI, E. J.; GESSNER, M. O. Synthetic chemicals as agents of global change. **Frontiers in ecology and the environment**. v. 15, n. 2, p. 84-90, 2017.

BERNHARDT, E.S.; ROSI, E. J.; GESSNER, M. O. Synthetic chemicals as agents of global change. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 15, n. 2, p. 84–90. 2017.

BETTINETTI, R.; QUADRONI, S.; BOGGIO, E.; GALASSI, S. Recent DDT and PCB contamination in the sediment and biota of the Como Bay (Lake Como, Italy). **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 404-410, 2016.

BITURUNA. **Revisão do plano diretor municipal de Bituruna**. Bituruna: URBTEC, 2020.

BOMMURAJA, V.; CHEN, Y.; KLEIN, H.; SPERLING, R.; BAREL, S.; SHIMSHONI, J. A. Pesticide and trace element residues in honey and beeswax combs from Israel in association with human risk assessment and honey adulteration. **Food Chemistry**, v. 299, n. 2, 2019.

BONMATIN, J. M.; GIORIO, C.; GIROLAMI, V.; GOULSON, D.; KREUTZWEISER, D.P.; KRUPKE, C.; LIESS, M.; LONG, E.; MARZARO, M.; MITCHELL, E.A.; NOOME, D. A.; SIMON-DELISO, N. TAPPARO, A. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 35–67, 2015.

BONMATIN, J.-M.; NOOME, D. A.; MORENO, H.; MITCHELL, E. A. D.; GLAUSER, G.; SOUMANA, O. S.; VAN LEXMOND, M. B.; SÁNCHEZ-BAYO, F. A survey and risk assessment of neonicotinoids in water, soil and sediments of Belize. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 949-958. 2019.

BONZI, R. S. Meio século de Primavera silenciosa: um livro que mudou o mundo. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 28, p. 207-215, 2013.

BOWEN, D.; WENJIAN, L.; WONG, C. S.; MCLAUGHLIN, K.; SCHIFF, K. Scrutinizing surficial sediment along a 600-km-long urban coastal zone: Occurrence and risk assessment of fipronil and its three degradates, **Science of the Total Environment**, v. 807, 2022.

BRASIL. Decreto n. 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei n. 7.802, de 11 de julho de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2002.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Secretaria de Defesa Agropecuária Departamento de Inspeção de Produtos de Origem Animal – DIPOA Instrução Normativa Nº 11, de 20 de outubro de 2000. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, Seção I, p. 16-17, 2000. Incluído por mim na página 19, mas se achar desnecessário pode tirar.

BRASIL. Lei n. 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1989.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA). **Informações técnicas**. 2023. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>>. Acesso em: 20 de abr. de 2023.

BRECKELS, R.; KILGOUR, B. Aquatic herbicide applications for the control of aquatic plants in Canada: effects to nontarget aquatic organisms. **Environmental Reviews**, v. 26, n. 3, p. 333-338. 2019.

BREEZE, T. D.; BAILEY, A. P.; BALCOMBE, K. G.; POTTS, S. G. Pollination services in the UK: how important are honeybees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 142, n. 3-4, p. 137-143. 2011.

BRILLAS, E. Fenton, photo-fenton, electro-fenton, and their combined treatments for the removal of insecticides from waters and soils: A review. **Separation and Purification Technology**, v. 284, 2014.

BRUGNEROTTO, P.; COSTA, A. C. O., FUENTE-BALLESTEROS, A.; ARES, A. M.; GONZAGA, L. V.; FETT, R.; BERNAL, J. Determination of seven pesticide residues in Mimosa scabrella honeydew honey from Brazil by GC-MS. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 122. 2023.

- BUCEKOVA, M.; BUGAROVA, V.; GODOCIKOVA, J.; MAJTAN, J. Demanding new honey qualitative standard based on antibacterial activity. **Foods**, v. 9, n. 9. 2020.
- BUJAGIĆ, I. M.; GRUJIĆ, S.; LAUŠEVIĆ, M.; HOFMANN, T.; MICIĆ, V. Emerging contaminants in sediment core from the Iron Gate I Reservoir on the Danube River. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 77–87, 2019.
- BULL, D.; HATHAWAY, D. **Pragas e venenos**: agrotóxicos no Brasil e no terceiro mundo. Petrópolis: Editora Vozes/OXFAM/FASE, 1986. 236 p.
- BURATINI, S. V. Biodegradação. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Org.). **Ecotoxicologia aquática**: princípios e aplicações. 2. ed. São Carlos: Rima, 2008.
- CABRERA, L. C.; CALDAS, S. S.; PRESTES, O. D.; PRIMEL, E. G.; ZANELLA, R. Evaluation of alternative sorbents for dispersive solid-phase extraction clean-up in the QuEChERS method for the determination of pesticide residues in rice by liquid chromatography with tandem mass spectrometry. **Journal of Separation Science**, v. 39, 1945–1954, 2016.
- CALATAYUD-VERNICH, P.; CALATAYUD, F.; SIMÓ, E.; SUAREZ-VARELA, M. M.; PICÓ, Y. Influence of pesticide use in fruit orchards during blooming on honeybee mortality in 4 experimental apiaries. **Science Total Environmental**, v. 541, p. 33-41, 2016.
- CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental**: conceitos, tecnologia e gestão. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. 832 p.
- CAMARGO, R. C. R.; PEREIRA, F. M.; LOPES, M. T. R. **Produção de mel**. Teresina - PI: Embrapa Meio-Norte, 2002. 138 p.
- CAMPANHOLA, C.; BETTIOL, W. **Métodos alternativos de controle fitossanitário**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2003. 279 p.
- CARAZO-ROJAS, E.; PEREZ-ROJAS, G.; PEREZ-VILLANUEVA, M.; CHIN-PAMPILLO, J. S.; ALPÍZAR-MARÍN, M.; AGUILAR-MORA, P.; CHINCHILLA-SOTO, C.; VRYZAS, Z.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, C. E.; MASÍS-MORA, M. Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agroecosystem. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 800-809. 2018.
- CARENA, L.; SCOZZARO, A.; ROMAGNOLI, M.; PAZZI, M.; MARTONE, L.; MINERO, C.; MINELLA, M.; VIONE, D. Phototransformation of the fungicide tebuconazole, and its predicted fate in sunlit surface freshwaters. **Chemosphere**, v. 303, 2022.
- CARSON, Rachel. **Primavera silenciosa**. São Paulo: Gaia. 2013. 328 p.
- CARVALHO, A. P.; OLIVEIRA, J.; GONÇALVES, F.; WESSEL, D. F. Avaliação de características físico-químicas de meias da Beira Alta. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, p. 203-207, 2017.
- CEMBRANEL, A. S.; FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; MERCANTE, E.; REIS, R. R. R.; REMOR, M. B. Residue analysis of organochlorine and organophosphorus pesticides in urban lake sediments. **Engenharia Agrícola**, v. 37, p. 1254-1267, 2017.
- CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS - CGEE. **Importância dos polinizadores na produção de alimentos e na segurança alimentar global**. Brasília - DF: CGEE, 2017. 124 p.
- CERVERA-CHINER, L.; MARCH, C.; ARNAU, A.; JIMÉNEZ, Y.; MONTOYA, Á. Detection of DDT and carbaryl pesticides in honey by means of immunosensors based on high fundamental

frequency quartz crystal microbalance (HFF-QCM). **Journal of the Science of Food and Agriculture.**, v. 100, n. 6, p. 2468-2472, 2020.

CHAGNON M.; KREUTZWEISER, D.; MITCHELL, E. A. D.; MORRISSEY, C. A.; NOOME, D. A.; VAN DER SLUIJS, J. P. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 1, p. 119-134, 2015.

CHAIMSOHN, F. P.; SOUZA, A. M.; LACERDA, A. E. B.; NIMMO, E. R. **Sistemas de produção tradicionais e agroflorestais de erva-mate no centro-sul do Paraná e norte catarinense: contribuições para a construção do processo de Indicação Geográfica**. 2ªed. Porto Alegre: Fi, 2023. 190 p.

CHEN, X.; HE, S.; GAO, Y.; MA, Y.; HU, J.; LIU, X. Dissipation behavior, residue distribution and dietary risk assessment of field-incurred boscalid and pyraclostrobin in grape and grape field soil via MWCNTs-based QuEChERS using an RRLC-QqQ-MS/MS technique. **Food Chemistry**. V 274, p. 291-297. 2019.

CHENG, M.; ZENG, G.; HUANG, D.; LAI, C.; XU, P.; ZHANG, C.; LIU, Y. Hydroxyl radicals based advanced oxidation processes (AOPs) for remediation of soils contaminated with organic compounds: a review. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 582-598, 2016.

CHIESA, L. M.; LABELLA, G. F.; GIORGI, A.; PANSERI, S.; PAVLOVIC, R.; BONACCI, S.; ARIOLI, F. The occurrence of pesticides and persistent organic pollutants in Italian organic honeys from different productive areas in relation to potential environmental pollution. **Chemosphere**, 154, p. 482-490, 2016.

CHRÉTIEN, F.; GIROUX, I.; THÉRIAULT, G.; GAGNON, P.; CORRIVEAU, J. Surface runoff and subsurface tile drain losses of neonicotinoids and companion herbicides at edge-offield. **Environmental Pollution**, v. 224, n. 4, p. 255-264. 2017.

CHRISTOFFOLETI, P. J.; LÓPEZ-OVEJERO, R. F.; DAMIN, V.; CARVALHO, S. J. P.; NICOLAI, M. **Comportamento dos herbicidas aplicados ao solo na cultura da cana-de-açúcar**. Piracicaba, SP. 1ª ed. 2008.

COELHO, E. M.; COELHO, F. C. Rural workers' health related to the use of pesticides in developing and developed countries. **Vértices**, v. 19, n. 1, p. 121-133, 2017.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Grãos: por produto**. 2023. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras/itemlist/category/908-graos-por-produtos>> Acesso em: 20 mar. 2023.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução Conama n° 357, de 17 de 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. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, n. 53, de 18 de março de 2005, p. 58-63, 2005.

CRENNA, E.; JOLLIET, O.; COLLINA, E.; SALA, S.; FANTKE, P. Characterizing honey bee exposure and effects from pesticides for chemical prioritization and life cycle assessment. **Environment International**, v. 138, 2020.

CUCU, A. A.; BACI, G. M.; MOISE, A. R.; DEZSI, S.; MARC, B. D.; STANGACIU, S.; DEZMIREAN, D. S. Towards a better understanding of nutritional and therapeutic effects of honey and their applications in apitherapy. **Applied Science.**, v. 11, n. 9, 2021.  
CUI, S.; HOUGH, R.; YATES, K.; OSPREY, M.; KERR, C.; COOPER, P.; COULL, M.; ZHANG, Z. Effects of season and sediment-water exchange processes on the partitioning of pesticides

in the catchment environment: Implications for pesticides monitoring. **Science of the Total Environment**, v. 698, 2020.

DAVID, A.; BOTÍAS, C.; ABDUL-SADA, A.; NICHOLLS, E.; ROTHERAY, E. L.; HILL, E. M.; GOULSON, D. Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. **Environment International**, v. 88, p. 169–178, 2016.

DELAPLANE, K. S.; DAG, A.; DANKA, R. G.; FREITAS, B. M. Standard methods for pollination research with *Apis mellifera*. *Journal of Apicultural Research*, v. 52, n. 4, 2013.

DICKS, L., BAUDE, M., ROBERTS, S., PHILLIPS, J., GREEN, M., CARVELL, C. How much flower-rich habitat is enough for wild pollinators? Answering a key policy question with incomplete knowledge. **Ecological Entomology**, v. 40, p. 22 - 35, 2015.

DORES, E. F. G. C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas: vias de contaminação e dinâmica dos pesticidas no ambiente aquático. **Pesticidas: R. Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, n. 9, p. 1-18, 1999.

DOUGLAS, M. R.; TOOKER, J. F. Large scale deployment of seed treatments has driven rapid increase in use of neonicotinoids insecticides and preemptive pest management in US field crops. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 8, p. 5088-5097. 2015.

DU, B.; LAO, W.; WONG, C. S.; MCLAUGHLIN, K.; SCHIFF, K. Scrutinizing surficial sediment along a 600-km-long urban coastal zone: Occurrence and risk assessment of fipronil and its three degradates. **Science of the Total Environment**, v. 807, 2022.

ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA – EHC. **Carbendazim**. INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. 1993. Disponível em: <<https://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc149.htm>>. Acesso em: 10 de jun. de 2023.

EISSA, F.; AL-SISI, M.; GHANEM, K. Occurrence and ecotoxicological risk assessment of pesticides in sediments of the Rosetta branch, Nile River, Egypt. **Journal of Environmental Sciences**, v. 118, p. 21-31, 2022.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Meio-Norte (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). **Sistemas de produção – Produção de mel**. Edição: Ricardo Costa Rodrigues de Camargo. EMBRAPA Meio-Norte. 1º ed. 2002. 138p.

ESCALADA, J. P.; PAJARES, A.; GIANOTTI, J.; MASSAD, W. A.; BERTOLOTTI, S.; AMAT-GUERRI, F.; GARCÍA, N. A. Dye-sensitized photodegradation of the fungicide carbendazim and related benzimidazoles. **Chemosphere**, v. 65, p. 237-244. 2006.

EVANS, J. D.; SPIVAK, M. Socialized medicine: individual and communal disease barriers in honey bees. **Journal of Invertebrate Pathology**, v. 103, p. 62-72, 2010.

FERNÁNDEZ SAN JUAN, M. R.; LAVARÍAS, S. M. L.; APARICIO, V.; LARSEN, K. E.; COLMAN LERNER, J. E.; CORTELEZZI, A. Ecological risk assessment of pesticides in sediments of Pampean streams, Argentina. **Chemosphere**, v. 313, 2023.

FERREIRA, M. MORAIS, L. B. NICHELE, T. Z. DEL PINO, J. C. **Química orgânica**. Porto Alegre: Artmed, 2007.

FOGUEL, I. **O mundo das abelhas: o milagre da natureza**. São Paulo: editora Yolbook, 2019. 122p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. Dia Internacional das Abelhas: polinizadoras essenciais para o futuro dos alimentos. 2019. Disponível em: <<http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/en/c/1195001/>>. Acesso em: 12 ago. 2020.

FREITAS, B. M.; SILVA, C. I. O papel dos polinizadores na produção agrícola no Brasil. In: A.B.E.L.H.A (Org.). **Agricultura e polinizadores**. São Paulo: Associação Brasileira de Estudos das Abelhas, 2015, p. 9-18.

FURIHATA, S.; KASAI, A.; HIDAKA, K.; IKEGAMI, M.; OHNISHI, H.; GOKA, K. Ecological risks of insecticide contamination in water and sediment around off-farm irrigated rice paddy fields. **Environmental Pollution**. v. 251, p. 628 – 638, 2019.

GAINES, T. A.; DUKE, S. O.; MORRAN, S.; RIGON, C. A. G.; TRANEL, P. J.; KÜPPER, A.; DAYAN, F. E. Mechanisms of evolved herbicide resistance. **Journal of Biological Chemistry**., v. 295, n. 30, p. 10307 - 10330. 2020.

GALVAO, P.; HENKELMANN, B.; LONGO, R.; DORNELES P. R.; TORRES, J. P. M.; MALM, O.; SCHRAMM, K-W. Partition of organochlorine concentrations among suspended solids, sediments and brown mussel *Perna perna*, in tropical bays. **Chemosphere**, v. 114, p. 9–15, 2014.

GIL GARCÍA, M. D.; UCLÉS DUQUE, S.; LOZANO FERNÁNDEZ, A. B.; SOSA, A.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. Multiresidue method for trace pesticide analysis in honeybee wax comb by GC-QqQ-MS. **Talanta**, v. 163, p. 54-64. 2017.

GAWEŁ, M.; KILJANEK, T.; NIEWIADOWSKA, A.; SEMENIUK, S.; GOLISZEK, M.; BUREK, O.; POSYNIK, A. Determination of neonicotinoids and 199 other pesticide residues in honey by liquid and gas chromatography coupled with tandem mass spectrometry. **Food Chemistry**, v. 282, p. 36 – 47. 2019.

GAZZONI, D.; L. **Soja e abelhas**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 151p.

GIANESSI L P. The increasing importance of herbicides in worldwide crop production. **Pest Manag Science**., v. 69, n. 10, p. 1099 – 1105, 2013.

GIANNINI, T. C.; BOFF, S.; CORDEIRO, G. D.; CARTOLANO JR, E. A.; VEIGA, A. K.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; SARAIVA, A. M. Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. **Apidologie**, n. 46, p.209- 223. 2015a.

GIANNINI, T. C.; CORDEIRO, G. D.; FREITAS, B. M.; SARAIVA, A. M.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v .108, p. 1-9, 2015b

GIROLAMI, V.; MARZARO, M.; VIVIAN, L.; MAZZON, L.; GREATTI, M.; GIORIO, C.; MARTON, D.; TAPPARO, A. Fatal powdering of bees in flight with particulates of neonicotinoids seed coating and humidity implication. **Journal of Applied Entomology**, v. 136, n. 1-2, p. 17-26. 2012.

GODARD, J.; AIMEUR, M.; VILLANDIER, N.; ZERMANE, F.; BREGIER, F.; SOL, V.; BAUDU, M. (2021). Photodegradation of tebuconazole mediated by a novel hybrid phenalenone-based photosensitizer. **Journal of Photochemistry & Photobiology, A: Chemistry**, v. 408. 2021.

GOÑALONS, C. M.; FARINA, W. M. Impaired associative learning after chronic exposure to pesticides in young adult honey bees. **Journal of Experimental Biology**, v. 221, n. 7, 2018.



GOULSON, D. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 977-987. 2013.

GRAYSTOCK, P.; JONE, J. C.; PAMMINGER, T.; PARKINSON, J. F.; NORMAN, V.; BLANE, E. J.; ROTHSTEIN, L.; WÄCKERS, F.; GOULSON, D.; HUGHES, W. O. H. Hygienic food to reduce pathogen risk to bumblebees. **Journal of Invertebrate Pathology**, p. 136, p. 68–73, 2016.

GROSS, M. Systemic pesticide concerns extend beyond the bees. *Current Biology*, v. 24, n. 16, p. 17-20, 2014.

GUARDA, P. M.; PONTES, A. M. S.; DOMICIANO, R. S.; GUALBERTO, L. S.; MENDES, D. B.; GUARDA, E. A.; SILVA, J. E. C. Assessment of ecological risk and environmental behavior of pesticides in environmental compartments of the formoso river in tocantins, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 79, p. 524 – 536, 2020.

HENRY M., BÉGUIN M., REQUIER F., ROLLIN O., ODOUX J. F., AUPINEL P., APTEL J., TCHAMITCHIAN S., DECOURTYE A. A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. **Science**, v. 336, p. 348-350, 2012.

HERNÁNDEZ-GUZMÁN, F. A.; MACÍAS-ZAMORA, J. V.; RAMÍREZ-ALVAREZ, N.; ALVAREZ-AGUILAR, A.; QUEZADA-HERNÁNDEZ, C. Treated Wastewater Effluent as a Source of Pyrethroids and Fipronil at Todos Santos Bay, Mexico: Its Impact on Sediments and Organisms, **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 11, p. 3057–3064, 2017.

HIJOSA-VALSERO, M.; BÉCARES, E.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M.; MAYO, R.; JIMÉNEZ, J. J. Chemical pollution in inland shallow lakes in the Mediterranean region (NW Spain): PAHs, insecticides and herbicides in water and sediments. **Science of the Total Environment**. v. 544, p. 797-810, 2016.

HLADIK, M. L.; VANDEVER, M.; SMALLING, K. L. Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. **Science of the total Environment**, v. 542, p. 469-477, 2016.

HOSSAIN, M. L.; LIM, L.Y.; HAMMER, K.; HETTIARACHCHI, D.; LOCHER, C. A Review of commonly used methodologies for assessing the antibacterial activity of honey and honey products. **Antibiotics**, v.11, n. 7, 2022.

HU, G.; LUO, X.; LI, F.; DAI, J.; GUO, J.; CHEN, S.; HONG, C.; MAI, B.; XU, M. Organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment from Baiyangdian Lake, North China: concentrations, sources profiles and potential risk. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 2, p. 176 -183. 2010.

HUANG, T.; DING, T.; LIU, D.; LI, J. Degradation of Carbendazim in Soil: Effect of Sewage Sludge-Derived Biochars. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 68, p. 3703-3710, 2020.

HUSETH, A. S.; GROVES, R. L. Environmental fate of soil applied neonicotinoid insecticides in an irrigated potato agroecosystem. **Plos One**, v. 9, n. 5, e97081, p. 1-11. 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Laranjeiras do Sul**. 2022a. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/laranjeiras-do-sul/panorama>>. Acesso em: 19 de jan. de 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Nova Laranjeiras**. 2022b. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/nova-laranjeiras/panorama>>. Acesso em: 19 de jan. de 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Países**. 2022f. Disponível em: <<https://pais.es.ibge.gov.br/#/mapa/ranking/brasil?indicador=77825&tema=2&ano=2022>>. Acesso em: 03 de abr. de 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Potencialidade Agrícola Natural das Terras**. Rio de Janeiro. 2022d. Disponível em :<<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101980>>. Acesso em 10 de mar. de 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Produção Agrícola Municipal (PAM). 2021a. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/74>>. Acesso em: 16 de ago. de 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção de mel de abelha**. 2021b. <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/mel-de-abelha/br>>. Acesso em: 16 maio 2023

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produto Interno Bruto**. 2022e. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>>. Acesso em: 19 jan. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Quedas do Iguaçu**. 2022c. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/quedas-do-iguacu/panorama>>. Acesso em: 19 jan. 2023.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL - IPARDES. **Caderno estatístico**: município de Bituruna. 2023a.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL - IPARDES. **Caderno estatístico**: município de Nova Laranjeiras. 2023b.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL - IPARDES. **Caderno estatístico**: município de Laranjeiras do Sul. 2023c.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL - IPARDES. **Caderno estatístico**: município de Quedas do Iguaçu. 2023d.

IPPOLITO, A.; FAIT, G. 2019. Pesticides in surface waters: from edge-of-field to global modelling. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 36, p. 78 - 84. 2019.

JAMAL, M.; AZIZ, M. A.; NAEEM, M.; IQBAL, Z.; KHALID, A.; SIDDIQUE, F.; KHAN, K. A.; GHRAMH, H. A. Detection of flumethrin acaricide residues from honey and beeswax using high performance liquid chromatography (HPLC) technique. **Journal of King Saud University – Science**, v. 32, n. 3, p. 2229-2235, 2020.

JESCHKE, P.; NAUEN, R. Neonicotinoids - from zero to hero in insecticide chemistry. **Pest Management Science**, v. 64, n. 11, p. 1084-1098. 2008.

JIANG, L.; XIE, M.; CHEN, G.; QIAO, J.; ZHANG, H.; ZENG, X. Phenolics and carbohydrates in buckwheat honey regulate the human intestinal microbiota. **Evid Based Complement. Alternative Medicine**, v. 3, n. 1, p. 1 – 11, 2020.

JOVANOVIĆ, P.; GUZSVÁNY, V.; LAZIĆ, S.; FRANKO, M.; SAKAČ, M.; ŠARIĆ, L.; KOS, J. Development of HPLC-DAD method for determination of neonicotinoids in honey. **Journal of Food Composition and Analysis**. v. 40, p. 106 – 113, 2015

KAFILZADEH, F. Assessment of Organochlorine Pesticide Residues in Water, Sediments and Fish from Lake Tashk, Iran. **Achievements in the Life Sciences**, v. 9, p. 107–111, 2015.

KAHLE, M.; BUERGE, I. J.; HAUSER, A.; MÜLLER, M. D.; POIGER, T. Azole fungicides: occurrence and fate in wastewater and surface waters. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 19, p. 7193–7200. 2008.

KANZARI, F.; SYAKTI, A. D.; ASIA, L.; MALLERET, L.; PIRAM, A.; MILLE, G.; DOUMENQ, P. Distributions and sources of persistent organic pollutants (aliphatic hydrocarbons, PAHs, PCBs and pesticides) in surface sediments of an industrialized urban river (Huveaune), France. **SciTotal Environ**, v. 478, p.141–51, 2014.

KARISE, R.; RAIMETS, R.; BARTKEVICS, V.; PUGAJEVA, I.; PIHLIK, P.; KERES, I.; WILLIAMS, I. H.; VIINALASS, H.; MAND, M. Are pesticide residues in honey related to oilseed rape treatments? *Chemosphere*, v. 188, p. 389-396, 2017.

KARISE, R.; VIIK, E.; MAND, M. Impact of alpha-cypermethrin on honey bees foraging on spring oilseed rape (*Brassica napus*) flowers in field conditions. *Pest Management Science*, v. 63, p. 1085–1089, 2007.

KIM, J.-H.; SEO, J.-S.; AN, J.-Y.; KWON, Y.-S.; HWANG, K.-H.; KOO, S.-J.; KIM, J.-H. Dissipation of Herbicide Methiozolin and Its Metabolites in Aerobic Sediment-Water Systems. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 105, n. 5, p. 656 - 664. 2020.

KLEIN, A.-M.; VAISSIÈRE, B. E.; CANE, J. E.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 274, n. 1608, p. 303-313, 2007.

KÖHLER, H.-R.; TRIEBSKORN, R. Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? **Science**, v. 341, n. 6147, p. 759-765. 2013.

KREUTZWEISER, D.; BEALL, F.; WEBSTER, K.; THOMPSON, D.; CREED, I. Impacts and prognosis of natural resource development on aquatic biodiversity in Canada's boreal zone. **Environmental Reviews**, v. 21, n. 4, p. 227-259. 2013.

LAMBERT, O.; PIROUX, M.; PUYO, S.; THORIN, C.; LARHANTEC, M.; DELBAC, F.; POLIQUEN, H. Bees, honey and pollen as sentinels for lead environmental contamination. **Environmental Pollution**, p. v. 170, 254-259, 2012.

LAZARUS, M.; TARIBA LOVAKOVIĆ, B.; ORCT, T.; SEKOVANJIĆ, A.; BILANDŽIĆ, N.; ĐOKIĆ, M.; SOLOMUN KOLANOVIĆ, B.; VARENINA, I.; JURIC, A.; DENČIĆ LUGOMER, M.; BUBALO, D. Difference in pesticides, trace metal(loid)s and drug residues between certified organic and conventional honeys from Croatia. **Chemosphere**, v. 266, 2021.

LEAL-ACOSTA, M. L.; BASTIDAS-BASTIDAS, P. J.; CRUZ-ACEVEDO, E.; AGUILAR-JIMÉNEZ, E. E.; PEREA-DOMÍNGUEZ, X. P.; MARTÍNEZ-ALVAREZ, I. G.; LEYVA-MORALES, J. B. Pesticides in water and sediments of Chacahua-Pastoria Lagoon System, Oaxaca, Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, 2022.

LEFRANCQ, M.; IMFELD, G.; PAYRAUDEAU, S.; MILLET, M. Kresoxim methyl deposition, drift and runoff in a vineyard catchment. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 503–508. 2013.

LI, H.; CHENG, F.; WEI, Y.; LYDY, M. J.; YOU, J. Global occurrence of pyrethroid insecticides in sediment and the associated toxicological effects on benthic invertebrates: An overview. **Journal of Hazardous Materials**, v. 324, p. 258–271, 2017.

LI, J.; LI, F.; LIU, Q. Sources, concentrations and risk factors of organochlorine pesticides in soil, water and sediment in the Yellow River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, p. 516–522, 2015.

LI, X.; ZHOU, Q.; WEI, S.; REN, W. Adsorption and desorption of carbendazim and cadmium in typical soils in northeastern China as affected by temperature. **Geoderma**, v. 160, p. 347-354, 2011.

LONG, E. Y.; KRUPKE, C. H. Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. **Nature Communications**, v. 7, n. 11629, 2016.

LOPES, D.; LOWERY, S.; PEROBA, T. L. C. Crédito rural no Brasil: desafios e oportunidades para a promoção da agropecuária sustentável. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, n. 45, p. 155-196, 2016.

LU, C.; WARCHOL, K. M.; CALLAHAN, R. A. Sub-lethal exposure to neonicotinoids impaired honey bees winterization before proceeding to colony collapse disorder. **Bulletin of Insectology**, v. 67, n.1, p. 125-130, 2014.

MAHDAVI, V.; ESLAMI, Z.; OMIDVARI, Z.; REZADOOST, H.; THAI, V. N.; FAKHRI, Y. Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessment induced by pesticide residues in honey of Iran based on Monte Carlo simulation. **Journal of Food Composition and Analysis**. v. 109, 2022.

MAJUMDER, S. P.; DAS, A. C. Phosphate-solubility and phosphatase activity in Gangetic alluvial soil as influenced by organophosphate insecticide residues. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 56-61, 2016.

MALAJ, E.; LIBER, K.; MORRISSEY, C. A. Spatial distribution of agricultural pesticide use and predicted wetland exposure in the Canadian Prairie Pothole Region. **Science of the Total Environment**. v. 718, 2020.

MALHAT, F. M.; HAGGAG, M. N.; LOUTFY, N. M.; OSMAN, M. A. M.; AHMED, M. T. Residues of organochlorine and synthetic pyrethroid pesticides in honey, an indicator of ambient environment, a pilot study. **Chemosphere**, v. 120, p. 457-461, 2015.

MALI, H.; SHAH, C.; RAGHUNANDAN, B. H.; PRAJAPATI, A. S.; PATEL, D. H.; TRIVEDI, U.; SUBRAMANIAN, R. B. Organophosphate pesticides: an emerging environmental contaminant - Pollution, toxicity, bioremediation progress, and remaining challenges. **Journal of Environmental Sciences**, v. 127, p. 234 - 250. 2023.

MALTBY, L.; BROCK, T. C. M.; VAN DEN BRINK, P. J. Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: importance of interspecific variation, toxic mode of action, and exposure regime. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 19, p. 7556 – 7563. 2009.

MARQUES, M. F.; MENEZES, G. B.; DEPRÁ, M. S.; DELAQUA, G. C. G.; HAUTEQUESTT, A. P.; MORAES, M. C. M. **Polinizadores na agricultura: ênfase em abelhas**. Rio de Janeiro: Funbio, 2015.

MARTINELLO, M.; MANZINELLO, C.; BORIN, A., AVRAM, L. E.; DAINESE, N.; GIULIATO, I.; GALLINA, A.; MUTINELLI, F. A survey from 2015 to 2019 to investigate the occurrence of pesticide residues in dead honeybees and other matrices related to honeybee mortality incidents in Italy. **Diversity**, v.12, n.15. 2020.

MASIÁ, A.; VÁSQUEZ, K.; CAMPO, J.; PICÓ, Y. Assessment of two extraction methods to determine pesticides in soils, sediments and sludges. Application to the Túria River Basin. **Journal of Chromatography A**. v. 1378, p. 19-31, 2015

MCCORNACK, B. P.; RAGSDALE, D. W., Efficacy of thiamethoxam to suppress soybean aphid populations in Minnesota soybean. *Arthropod Manage. Biology*, v. 5, n.1. 2006.

MENEZES, C. A relação da agricultura com a atividade de criação de abelhas. In: NETO, A. V.; MENEZES, C. et al. **Desafios e recomendações para o manejo e transporte de polinizadores**. 2018.

MEO, S. A.; AL-ASIRI, S. A.; MAHESAR, A. L.; ANSARI, M. J. Role of honey in modern medicine. *Journal of Biological Sciences*, v. 24, p. 975 - 978, 2017.

MEREL, S.; BENZING, S.; GLEISER, C.; DI NAPOLI-DAVIS, G.; ZWIENER, C. Occurrence and overlooked sources of the biocide carbendazim in wastewater and surface water. *Environmental Pollution*, v.239, p. 512-521, 2018.

MOLAMOHEYEDDIN, N.; GHAFOURIAN, H.; SADATIPOUR, S. M. Contamination assessment of mercury, lead, cadmium and arsenic in surface sediments of Chabahar Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, p. 521 - 525, 2017.

NASCIMENTO, K. S.; SATTTLER, J. A. G.; MACEDO, L. F. L.; GONZALEZ, C. V. S.; MELO, I. L. P.; ARAÚJO, E. S.; GRANATO, D.; SATTTLER, A. ALMEIDA-MURADIAN, L. B. Phenolic compounds, antioxidant capacity and physicochemical properties of Brazilian *Apis mellifera* honeys. *LWT-Food Science and Technology*, v. 91, p. 85–94, 2018.

NATIONAL INSTITUTES OF HEALTH – NIH. **Chlorantraniliprole**. 2023. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Chlorantraniliprole>>. Acesso em: 10 jul. 2023.

OLIVEIRA, A. **Abelhas – espécies sem ferrão e com ferrão**. 2020. Fontes: Embrapa, USP. Disponível em: <https://www.cpt.com.br/cursos-criacaodeabelhas/artigos/abelhas-especies-sem-ferrao-e-com-ferrao>. Acesso: 02 mar. 2020.

OLIVEIRA, A. H. B.; CAVALCANTE, R.; DUAVÍ, W. C.; FERNANDES, G. M.; NASCIMENTO, R. F.; QUEIROZ, M. E. L. R.; MENDONÇA, K. V. The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semiarid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. *Science of the Total Environment*, v. 542, p. 254 - 63, 2016a.

OLIVEIRA, R. C.; QUEIROZ, S. C/ N; LUZ, C. F. P.; PORTO, R. S.; RATH, S. Bee pollen as a bioindicator of environmental pesticide contamination. *Chemosphere*, v. 163, p. 525-534, 2016b.

OLIVER, R. P.; H. GEOFFREY HEWITT. **Fungicides in crop protection**. 2014. 2ª ed. 190p.

OWENS, P. N.; PETTICREW, E. L.; PERK, M. V D. Sediment response to catchment disturbances. *Journal Soils Sediments*, v. 10, p. 591 - 59. 2010.

PARANÁ. Decreto n. 6.107, de 19 de janeiro de 2010. Altera disposições do Regulamento anexo ao Decreto nº 3.876, de 20 de setembro de 1984, que dispõe sobre a distribuição eo comércio de agrotóxicos. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, PR, 2010.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA. **Plano Estadual de Recursos hídricos**. Curitiba: SEMA, 2010.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. SEMA (2013).

PASSEPORT, E.; RICHARD, B.; CHAUMONT, C.; MARGOUM, C.; LIGER, L.; GRIL, J.-J.; TOURNEBIZE, J. Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 7, p. 4883 - 4894. 2013.

PEJMAN, A.; BIDHENDI, G. N.; ARDESTANI, M.; SAEEDI, M.; BAGHVAND, A. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. **Ecological indicators**, v. 58, p. 365-373, 2015.

PELAEZ, V. M.; DA SILVA, L. R.; GUIMARÃES, T. A.; DAL RI, F.; TEODOROVICZ, T. A (des)coordenação de políticas para a indústria de agrotóxicos no Brasil. **Revista Brasileira De Inovação**, v. 14, p. 153-178, 2015.

PEREIRA, J. R.; CAMPOS, A. N. R.; DE OLIVEIRA, A. N.; SILVA, F. C.; DAVID, V. R. O.; DA SILVA, G. F.; NASCIMENTO, W. W. G.; SILVA, M. H. L.; DENADAI, A. M. L. Physical-chemical characterization of commercial honeys from Minas Gerais, Brazil. *Food Bioscience*, v. 36, 2020.

PERESTRELO, R.; SILVA, P.; PORTO-FIGUEIRA, P.; PEREIRA, J. A. M.; SILVA, C.; MEDINA, S.; CÂMARA, J. S. QuEChERS - Fundamentals, relevant improvements, applications and future trends. **Analytica Chimica Acta**. v. 1070, p. 1 - 28, 2019.

PERIS, A.; BARBIERI, M. V.; POSTIGO, C.; RAMBLA-ALEGRE, M.; LÓPEZ DE ALDA, M.; ELJARRAT, E. Pesticides in sediments of the Ebro River Delta cultivated area (NE Spain): Occurrence and risk assessment for aquatic organisms. **Environmental Pollution**, v. 305, 2022.

PETTER, F. A.; FERREIRA, T. S.; SINHORIN, A. P.; LIMA, L. B.; MORAIS, L. A.; PACHECO, L. P. Sorption and desorption of diuron in Oxisol under biochar application. **Bragantia**, v. 75, p. 487 - 496, 2016.

PEVASPEA, 2020-2023. **Plano de vigilância e atenção à saúde de populações expostas aos agrotóxicos do estado do Paraná**. Secretaria da saúde. Curitiba: SESA, 2021. 102p

PIGNATI, W.A.; LIMA, F. A. N. S.; LARA, A. A.; CORREA, M. L. M.; BARBOSA, J. R.; LEÃO, L. H. C.; PIGNATTI, M. G. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017.

PILEGGI, M.; PILEGGI, S. A. V.; SADOWSKY, M. J. Herbicide bioremediation: from strains to bacterial communities. **Heliyon**, v. 6. n. 12, 2020.

PINOTTI, M. M. Z.; SANTOS, J. C. P. From the ancient times of the agriculture to the biological control in plants: a little of the history. **Ciência Rural**, v. 43, n. 10, p. 1797-1803, 2013.

PIRES, C. S. S.; PEREIRA, F. M.; LOPES, M. T. R.; NOCELLI, R. C. F.; MALASPINA, O.; PETTIS, J. S.; TEIXEIRA E. W. Enfraquecimento e perda de colônias de abelhas no Brasil: há casos de CCD?. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.51, n. 5, p.422 - 442, 2016.

PISA, L. W.; AMARAL-ROGERS, V.; BELZUNCES, L. P.; BONMATIN, J-M.; DOWNS, C. A.; GOULSON, D.; KREUTZWEISER, D. P.; KRUPKE, C.; LIESS, M.; MCFIELD, M.; MORRISSEY, C. A.; NOOME, D. A.; SETTELE, J.; SIMON-DELISO, N.; STARK, J. D.; VAN DER SLUIJS, J. P.; VAN DYCK, H.; WIEMERS, M. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 1, p. 68-102. 2015.

POTTS, S. G.; BIESMEIJER, J. C.; KREMEN, C.; NEUMANN, P.; SCHWEIGER, O.; KUNIN, W. E. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345-352, 2010.

PRAJAPATI, S.; CHALLIS, J. K.; JARDINE, T. D.; BRINKMANN, M. Levels of pesticides and trace metals in water, sediment, and fish of a large, agriculturally-dominated river. **Chemosphere**, v. 308, 2022.

PRESTES, T. H.; GIBBON, D. O.; LANSARIN, M. A. Degradação Fotocatalítica do Fungicida Tebuconazole em Solução Aquosa. **Química Nova**, v. 33, n. 4, p. 798-801, 2010.

RAIMETS, R.; BONTŠUTŠNAJA, A.; BARTKEVICS, V.; PUGAJEVA, I.; KAART, T.; PUUSEPP, L.; PIHLIK, P.; KERES, I.; VIINALASS, H.; MÄND, M.; KARISE, R. Pesticide residues in beehive matrices are dependent on collection time and matrix type but independent of proportion of foraged oilseed rape and agricultural land in foraging territory. **Chemosphere**, v. 238, 2020.

RANI, M.; SHANKER, U. Degradation of traditional and new emerging pesticides in water by nanomaterials: recente trends and future recommendations. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 6, p. 1347-1380. 2017.

REQUIER, F.; ODOUX, J. F.; TAMIC, T.; MOREAU, N.; HENRY, M.; DECOURTYE, A.; BRETAGNOLLE, V. Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecological Applications*. v. 24, n. 4, p. 881 - 890, 2015.

RESONGLES, E.; CASIOT, C.; FREYDIER, R.; DEZILEAU, L.; VIERS, J.; ELBAZ-POULICHET, F. Persisting impact of historical mining activity to metal (Pb, Zn, Cd, Tl, Hg) and metalloid (As, Sb) enrichment in sediments of the Gardon River, Southern France. **Science of the Total Environment**, v. 481, p. 509-521, 2014.

RIBAS, P. P.; MATSUMURA, A. T. S. A química dos agrotóxicos: impactos sobre a saúde e meio ambiente. **Revista Liberato**, v. 10, n. 14, p. 149-158, 2009.

ROMAM, E. S.; VARGAS, L.; RIZZARDI, A. A.; HALL, L.; BECKIE, H.; WOLF, T. M. **Como funcionam os herbicidas: da biologia à aplicação**. Fundo: Gráfica Editora Berthier, 2005.152p

RORTAIS, A.; ARNOLD, G.; DORNE, J-L.; MAIS, S. J.; SPERANDIO, G.; STREISSL, F.; SZENTES, C.; VERDONCK, F. Risk assessment of pesticides and other stressors in bees: Principles, data gaps and perspectives from the European Food Safety Authority. **Science of the Total Environment**, v. 587-588, p. 524-537, 2017.

ROUBIK, D. W. **The pollination of cultivated plants: a compendium for practitioners**. Roma: Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO), 2018.

RUCKER, R. R.; THURMAN, W. N.; BURGETT, M. Honey bee pollination markets and the internalization of reciprocal benefits. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 94, n. 4, p. 956 – 977, 2012

RUSSO, L., PARK, M., GIBBS, J., DANFORTH, B. The challenge of accurately documenting bee species richness in agroecosystems: bee diversity in eastern apple orchards. **Ecology and Evolution**, v. 5, n.17, p. 3531 - 3540, 2015.

SAID, T. O.; RAGAB, S.; EL SIKAILY, A.; HASSAAN, M. A.; ARSHAD, M.; EL NEMR, A. Chlorinated pesticides and PCB residues in the Egyptian Western Desert oases sediments. **Marine Pollution Bulletin**. v. 193, 2023.

SAITTA, MARCELLO; DI BELLA, GIUSEPPA; FEDE, MARIA RITA; LO TURCO, VINCENZO; POTORTÌ, ANGELA GIORGIA; RANDO, ROSSANA; RUSSO, MARIA TERESA; DUGO, GIACOMO. Gas Chromatography-Tandem Mass Spectrometry multi-residual analysis of



contaminants in Italian honey samples. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 34, n. 5, p. 800-808, 2017.

SANCHEZ-BAYO, F.; GOKA, K. Impacts of pesticides on honey bees. In: CHAMBO, E. E. **Beekeeping and Bee Conservation**. Intech. 2016. Cap. 4, p. 77–97. DOI: 10.5772/62487.

SANCHEZ-BAYO, F.; GOKA, K. Pesticide Residues and Bees – A Risk Assessment. **PLOS ONE**, v. 9, n. 4, 2014.

SEBASTIAN, N.; YU, W.-C.; BALRAM, D.; AL-MUBADDEL, F. S.; NOMAN, M. T. Functionalization of CNFs surface with  $\beta$ -cyclodextrin and decoration of hematite nanoparticles for detection and degradation of toxic fungicide carbendazim. **Applied Surface Science**. v. 586, 2022.

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL - SENAR. **Abelhas *Apis mellifera*: instalação do apiário**. 2. ed. Brasília: SENAR, 2010. 80 p.

SHAPLA, U. M.; SOLAYMAN, M.; ALAM, N.; KHALIL, M. I.; GAN, S. H. 5-Hydroxymethylfurfural (HMF) levels in honey and other food products: effects on bees and human health. **Chemistry Central Journal**, v.12, n. 35, p. 1-18, 2018.

SILVA, C. I.; FILHO, A. J. S.P.; FREITAS, B. M. **Polinizadores manejados no Brasil e sua disponibilidade para a agricultura**, In: Agricultura e polinizadores, São Paulo, 2015.

SILVA, C. M. M. S.; FAY, E. F. Agrotóxicos: aspectos gerais. In: SILVA, C. M. M. S. (org.); FAY, E.F. (org.). **Agrotóxicos e ambiente**. Brasília: Embrapa. p.17-73, 2004.

SILVA, R. C.; BARROS, K. A.; PAVÃO, A. C. Carcinogenicidade do carbendazim e seus metabólitos. **Quim. Nova**, v. 37, n. 8, p. 1329 - 1334. 2014.

SILVA, T. M.; STETS, M. I.; MAZZETTO, A. M.; ANDRADE, F.D.; PILEGGI, S. A. V., FAVERO, P. R.; CANTU, M. D.; CARILHO, M.; CARNEIRO, P. I. B.; PILEGGI, M. Degradation of 2,4-D herbicide by microorganisms isolated from Brazilian contaminated soil. **Brazilian Journal of Microbiology**. v. 38, n. 3, p. 522–525, 2007.

SIMON-DELISO, N. AMARAL-ROGERS, V.; BELZUNCES, L. P.; BONMATIN, J. M.; CHAGNON, M.; DOWNS, C.; FURLAN, L.; GIBBONS, D. W.; GIORIO, C.; GIROLAMI, V.; GOULSON, D.; KREUTZWEISER, D. P.; KRUPKE, C. H.; LIESS, M.; LONG, E.; MCFIELD, M.; MINEAU, P.; MITCHELL, E. A. D.; MORRISSEY, C. A.; NOOME, D. A.; PISA, L.; SETTELE, J.; STARK, J. D.; TAPPARO, A.; DYCK, V.; PRAAGH, J. V.; SLUIJS, J, P. V.; WHITEHORN, P. R.; WIEMERS, M. Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): Trends, uses, mode of action and metabolites. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n.1, p. 5-34, 2015.

SINGH, S.; SINGH, N.; KUMAR, V.; DATTA, S.; WANI, A. B.; SINGH, D.; SINGH, K.; SINGH, J. Toxicity, monitoring and biodegradation of the fungicide carbendazim. **Environmental Chemistry Letters**, v. 14, p. 317 – 329. 2016.

SMALLING, K. L.; REILLY, T. J.; SANDSTROM, M. W.; KUIVILA, K. M. Occurrence and persistence of fungicides in bed sediments and suspended solids from three targeted use areas in the United States. **Science of the Total Environment**, v. 447, p. 179-185, 2013.

SNOW, R. W.; AMRATIA, P.; KABARIA, C. W.; NOOR, A. M.; MARSH, K. **Advances in Parasitology**, Cap. 4 The changing limits and incidence of malaria in Africa: 1939–2009. p. 169-271. 2012.



SOUZA, M. C. O.; ROCHA, B. A.; ADEYEMI, J. A.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; BARBOSA JR, F. (2022). Legacy and emerging pollutants in Latin America: A critical review of occurrence and levels in environmental and food samples. **Science of the Total Environment**, v. 848. 2022.

SOUZA, P. M.; RUVOLO-TAKASUSUKI, M. C. C. Apitoxina: Utilização do veneno da abelha *Apis mellifera*. **Pubvet**, v.13, n. 8, p. 1 - 8, 2019.

SOUZA, R. T.; NAVES, R. L.; VELINI, E. D.; TRINDADE, M. L. B. **Controle do Míldio da Videira com Diferentes Volumes de Aplicação e Degradação de Fungicida em Cultivo Protegido por Cobertura Plástica**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2013.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. **Monitoramento do Risco Ambiental de Agrotóxicos: princípios e recomendações**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29p.

STAMATIS, N.; ANTONOPOULOU, M.; KONSTANTINOU, I. Photocatalytic degradation kinetics and mechanisms of fungicide tebuconazole in aqueous TiO<sub>2</sub> suspensions. **Catalysis Today**, v. 252, p. 93 – 99, 2015.

STENERSEN, J. **Chemical Pesticides Mode of Action and Toxicology**. CRC Press: Boca Raton, 2004.

TAYLOR, A. R.; LI, J.; WANG, J.; SCHLENK, D.; GAN, J. Occurrence and Probable Sources of Urban-Use Insecticides in Marine Sediments off the Coast of Los Angeles. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 9584–9593, 2019.

TETTE, P. A. S.; OLIVEIRA, F. A. S.; PEREIRA, E. N. C.; SILVA, G.; GLÓRIA, M. B. A.; FERNANDES, C. Multiclass method for pesticides quantification in honey by means of modified QuEChERS and UHPLC–MS/MS. **Food Chemistry**, v. 211, p. 130-139, 2016.

TOMAZINI, C. G.; GROSSI, S. F. A importância da apicultura para o agronegócio brasileiro. SIMPÓSIO DE TECNOLOGIA. Faculdade de Tecnologia, Taquaritinga, 2019. **Anais...** Taquaritinga: FATEC, 2019. v. 6, n. 1, p. 48 – 61, 2019.

VAGI, M. C.; PETSAS, A. S. Recent advances on the removal of priority organochlorine and organophosphorus biorecalcitrant pesticides defined by Directive 2013/39/EU from environmental matrices by using advanced oxidation processes: An overview (2007–2018). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8. n. 1. 2020.

VAN DER SLUIJS, J. P.; AMARAL-ROGERS, V.; BELZUNCES, L. P.; VAN LEXMOND, M. F. I. J. B.; BONMATIN, J.-M.; CHAGNON, M.; DOWNS, C. A.; FURLAN, L.; GIBBONS, D. W.; GIORIO, C.; GIROLAMI, V.; GOULSON, D.; KREUTZWEISER, D. P.; KRUPKE, C.; LIESS, M.; LONG, E.; MCFIELD, M.; MINEAU, P.; MITCHELL, E. A. D.; MORRISSEY, C. A.; NOOME, D. A.; PISA, L.; SETTELE, J.; SIMON-DELISO, N.; STARK, J. D.; TAPPARO, A.; VAN DYCK, H.; VAN PRAAGH, J.; WHITEHORN, P. R.; WIEMERS, M. Conclusions of the worldwide integrated assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 1, p. 148-154. 2015.

VANZELA, L. S.; GRECCO, D. L. G.; NETO, J. N. C.; SANTOS, G. O. Evaluation of sediment production and siltation in a small earth dam in Fernandópolis, SP. **Engenharia agrícola**, v. 34, p. 912-924, 2014.

VEROMANN, E.; L. METSPALU, L.; WILLIAMS, I. H.; HIIESAAR, K.; MAND, M.; KAASIK, R.; KOVAČS, G.; JOGAR, K.; SVILPONIS, E.; KIVIMAGI, I.; PLOOMI, A.; LUIK, A. Relative attractiveness of *Brassica napus*, *Brassica nigra*, *Eruca sativa* and *Raphanus sativus* for pollen

beetle (*Meligethes aeneus*) and their potential for use in trap cropping. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 6, p. 385-394, 2012.

VIDAL, M. F. ETENE - Escritório Técnico de Estudos Econômicos do Nordeste. **Mel natural**. n. 219. 2022. Disponível em: <[https://www.bnb.gov.br/s482-dspace/bitstream/123456789/1198/3/2022\\_CDS\\_219.pdf](https://www.bnb.gov.br/s482-dspace/bitstream/123456789/1198/3/2022_CDS_219.pdf)>. Acesso em: 04 de nov. de 2022.

VIIK, E.; MAND, M.; KARISE, R.; LÄÄNISTE, P.; WILLIAMS, I. H.; LUIK, A. The impact of foliar fertilization on the number of bees (*Apoidea*) on spring oilseed rape. **Žemdirbystė**, v. 99, n. 1, 2012.

VRYZAS, Z. Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 4, n. p. 5–9, 2018.

WANG, F.; WANG, Y.; LI, Y.; ZHANG, S.; SHI, P.; LI-BYARLAY, H.; LUO, S. Pesticide residues in beebread and honey in *Apis cerana cerana* and their hazards to honey bees and human. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 238, 2022a.

WANG, L., ZHENG, M., XU, H., HUA, Y., LIU, A., LI, Y., FANG, L., CHEN, X. Fate and ecological risks of current-use pesticides in seawater and sediment of the Yellow Sea and East China Sea. **Environmental Research**, v. 207, 2022b.

WETTSTEIN, F. E.; KASTEEL, R.; GARCIA DELGADO, M. F.; HANKE, I.; HUNTSCHA, S.; BALMER, M. E.; POIGER, T.; BUCHELI, T. D. Leaching of the neonicotinoids thiamethoxam and imidacloprid from sugar beet seed dressings to subsurface tile drains. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 64, n. 33, p. 6407-6415. 2016.

WHITEHORN, P. R.; O'CONNOR, S.; WACKERS, F. L.; GOULSON, D. Neonicotinoid pesticide reduces bumblebee colony growth and queen production. **Science**, v. 336, n. 6079, p. 351-352. 2012.

WIJNTJES, C., WEBER, Y., HÖGER, S., HOLLERT, H., SCHAFFER, A. Effects of algae and fungicides on the fate of a sulfonylurea herbicide in a water-sediment system. **Chemosphere**, v. 290, 2022.

WOOD, T. J.; GOULSON, D. The environmental risks of neonicotinoids pesticides: a review of the evidence post 2013. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 17285-17325, 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Micropollutants in river sediments**. World Health Organization, Copenhagen. 1982. 85 p.

WU, C.; ZHANG, A.; LIU, W. Risks from sediments contaminated with organochlorine pesticides in Hangzhou, China. **Chemosphere**, v. 90, p. 2341-2346, 2013.

YANG E. C., CHUANG Y. C., CHEN Y. L., CHANG L. H. Abnormal Foraging Behavior Induced by Sublethal Dosage of Imidacloprid in the Honey Bee (*Hymenoptera: Apidae*). **Journal of Economic Entomology**, v. 101, n. 6, 1743-1748, 2008.

YANG, X.; SONG, Y., ZHANG, C.; PANG, Y.; SONG, X.; WU, M.; CHENG, Y., 2019. Effects of the glyphosate-based herbicide roundup on the survival, immune response, digestive activities and gut microbiota of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. **Aquatic Toxicology**, v. 214, 2019.

YI, X.; ZHANG, C.; LIU, H.; WU, R.; TIAN, D., RUAN, J.; ZHANG, T.; HUANG, M.; YING, G. Occurrence and distribution of neonicotinoid insecticides in surface water and sediment of the

Guangzhou section of the Pearl River, South China. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 892-900. 2019.

YOUNG, G. W. Z.; BLUNDELL, R. A Review on the Phytochemical Composition and Health Applications of Honey. **Heliyon**, v. 11, n. 9. 2023.

YUAN, L.; ZHI, W.; LIU, Y.; SMILEY, E.; GALLAGHER, D.; CHEN, X.; DIETRICH, A.; ZHANG, H. Aerobic and anaerobic microbial degradation of crude (4-methylcyclohexyl) methanol in river sediments. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 78-86. 2016.

ZAFARANI, G. G.; KARBALAEI, S.; AL-ATTAR, W. M.; GOLSHANI, R.; TAYEFEH, F. H.; ASHRAFIZADEH, A. Baseline occurrence of organochlorine and organophosphate pesticides in water, sediment, and fish in the Miankaleh wetland, Iran. **Marine Pollution Bulletin**. v. 192, 2023.

ZAFARANI, G. G.; KARBALAEI, S.; GOLSHANI, R.; PUSTOKHINA, I.; WALKER, T. R. Baseline occurrence, distribution and sources of PAHs, TPH, and OCPs in surface sediments in Gorgan Bay, Iran. **Marine Pollution Bulletin**. v. 175, 2022.

ZHANG, C.; ZHOU, T.; XU, Y.; DU, Z.; LI, B.; WANG, J.; WANG, J.; ZHU, L. Ecotoxicology of strobilurin fungicides. **Science of the Total Environment**, v. 742. 2020.

ZHANG, Q.; ZHOU, L.; YANG, Y.; HUA, X.; SHI, H.; WANG, M. Study on the stereoselective degradation of three triazole fungicides in sediment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 117. p. 1 – 6. 2015.

ZHENG, Q.; LI, J.; WANG, Y.; LIN, T.; XU, Y.; ZHONG, G.; BING, H.; LUO, C.; ZHANG, G. Levels and enantiomeric signatures of organochlorine pesticides in Chinese forest soils: Implications for sources and environmental behavior. **Environmental Pollution**, v. 262. 2020.

ZHENG, W.; PARK, J.; EL-ATY, A. M. A.; KIM, S. CHO, S. H.; CHOI, J. M.; YI, H.; CHO, S. M.; RAMADAN, A.; JEONG, J. H.; SHIM, J. H.; SHIN, H. C. Development and validation of modified QuEChERS method coupled with LC-MS/MS for simultaneous determination of cymiazole, fipronil, coumaphos, fluvalinate, amitraz, and its metabolite in various types of honey and royal jelly. **Journal of Chromatography Biomed Life Science**, v. 1072, p. 60-69, 2018.

ZHOU, J.; YAO, L.; LI, Y.; CHEN, L.; WU, L.; ZHAO, J. Floral classification of honey using liquid chromatography–diode array detection–tandem mass spectrometry and chemometric analysis. **Food Chemistry**, v. 145, p. 941-949, 2014b.

ZHOU, N.; CHEN, N.; LU, J.; FANG, F.; GUO, J. Analysis and Evaluation of Sediment Pollutant of Secondary Rivers of the Three Georges Reservoir. **Procedia Environmental Science**, v. 10, p. 2147-2152, 2011.

ZHOU, S.; YANG, H.; ZHANG, A.; LI, Y-F.; LIU, W. Distribution of organochlorine pesticides in sediments from Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea: implication of transport, sources and trends. **Chemosphere**, v. 114, p. 26–34, 2014a.

ZHU, J.; OUYANG, W.; GUO, Z.; LIU, X.; HE, M.; LI, Q.; LIU, H.; LIN, C. Occurrence, spatiotemporal dynamics, and ecological risk of fungicides in a reservoir-regulated basin. **Environment International**, v. 171. 2023.

## APÉNDICE

## APÊNDICE A PESTICIDAS ANALISADOS NESTE ESTUDO

Princípio Ativo	CAS Number	Grupo Químico	Atividades
2,4-D (Ácido 2,4-diclorofenoxiacético)	94-75-7	ácidos fenoxiacético	Herbicida
2,4-DB (Ácido 4-(2,4-diclorofenoxibutírico)	94-82-6	ácidos fenoxibutírico	Herbicida
2,4,5-T (Ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético)	93-76-5	ácidos fenoxiacético	Herbicida
2,4,5-TP (Ácido 2-(2,4,5-triclorofenoxipropiônico)	93-72-1	ácidos fenoxibutírico	Herbicida
3-Hidroxi-carbofurano	16655-82-6	carbamato	metabólito do carbofurano; acaricida, inseticida, nematicida
Abamectina	71751-41-2	avermectina	Acaricida, inseticida e nematicida
Acefato	30560-19-1	organofosforado	Acaricida e inseticida
Acetamiprido	135410-20-7	Neonicotinoide	inseticida
Acibenzolar-S-metílico	135158-54-2	Benzotiadiazol	Fungicida, Ativador de planta
Acifluorfen	50594-66-6	Éter difenílico	Herbicida
Alacloro	15972-60-8	organoclorado	Herbicida
Alanicarbe	17594-01-02	metilcarbamato de oxima	inseticida
Aldicarbe	0116-06-03	carbamato	Acaricida, inseticida e nematicida
Aldicarbe Sulfona	1646-88-4	carbamato	metabólito do aldicarbe
Aldicarbe Sulfóxido	1646-87-3	carbamato	metabólito do aldicarbe
Aletrina	584-79-2	piretroide	Inseticida
Ametoctradina	865318-97-4	pirimidalina	Fungicida
Ametrina	0834-12-08	Triazina	Herbicida
Amidosulfuron	120923-37-7	Sulfonilureia	herbicida
Aminocarbe	2032-59-9	metilcarbamado	Inseticida
Amitraz	33089-61-1	arilformamidina	Acaricida e inseticida
Asulam	3337-71-1	Sulfaniilcarbamato	herbicida
Atrazina	1912-24-9	Triazina	Herbicida
Azaconazol	60207-31-0	conazol	Fungicida
Azametifós	35575-96-3	organofosforado	Inseticida
Azinfós etílico	2642-71-9	organofosforado	Acaricida e inseticida
Azinfós metílico	86-50-0	organofosforado	Inseticida
Azoxistrobina	131860-33-8	Estrobilurina	Fungicida
Benalaxil	04/11/6090	Acilalaninato	Fungicida
Bendiocarbe (Bencarbate)	22781-23-3	carbamato	Inseticida
Benfuracarbe	82560-54-1	carbamato	Inseticida e nematicida
Bentazona	25057-89-0	Benzotiadiazinona	Herbicida
Benzoato de emamectina	155569-91-8	avermectina	Inseticida
Benzoximato	29104-30-1	difenil	Acaricida
Bifentrina	17121-04-03	piretroide	Acaricida, formicida e inseticida
Bitertanol	55179-31-2	triazol	Fungicida
Boscalida	188425-85-6	anilida	Fungicida
Bromacila	314-40-9	uracila	Herbicida
Bromuconazol	116255-48-2	triazol	Fungicida
Bupirimato	41483-43-6	pirimidina	Fungicida

Buprofezina	69327-76-0	Tiadiazinona	Acaricida e inseticida
Butafenacil	134605-64-4	uracila	Herbicida
Butilato	2008-41-5	tiocarbamato	Herbicida
Butocarboxim	34681-10-2	carbamato	Acaricida e inseticida
Butoxicarboxim	34681-23-7	carbamato	Acaricida e inseticida
Butóxido de piperonila	06/03/1951	Sem classe	Adjuvante / sinergista
Cadusafós	95465-99-9	organofosforado	Inseticida e nematicida
Carbaril	63-25-2	carbamato	Inseticida
Carbendazim	10605-21-7	benzimidazol	Fungicida
Carbetamida	16118-49-3	carbalinato	Herbicida
Carbofenotiona	786-19-6	organofosforado	Acaricida e inseticida
Carbofurano	1563-66-2	carbamato	Acaricida, cupinicida, inseticida e nematicida
Carbosulfano	55285-14-8	carbamato	Acaricida, inseticida e nematicida
Carboxina	5234-68-4	Carboxanilida	Fungicida
Carfentrazona etílica	128639-02-1	Triazolona	Herbicida
Cianazina	21725-46-2	Triazina	Herbicida
Cianofenfós	13067-93-1	fosfonotioato	Inseticida
Ciazofamida	120116-88-3	Imidazol	Fungicida
Cicloxdim	101205-02-1	ciclohexadione oxima	Herbicida
Cicluron	2163-69-1	ureia	Herbicida
Cimoxanil	57966-95-7	Acetamida	Fungicida
Ciproconazol	28825-06-05	triazol	Fungicida
Ciprodinil	121552-61-2	anilino pirimidina	Fungicida
Ciromazina	66215-27-8	triazinamida	Inseticida
Cletodim	99129-21-2	Oxima	Herbicida
Clofentezina	74115-24-5	ciclohexanodiona	Acaricida
Clomazona	81777-89-1	tetrazina	Herbicida
Clorantraniliprole	500008-45-7	isoxazolidinona	Herbicida
Clorbromurom	13360-45-7	Antranilamida	Inseticida
Clorfenvinfós	470-90-6	fenilurea	Herbicida
Clorfluazurom	71422-67-8	organofosforado	Acaricida e inseticida
Clorimuron etílico	90982-32-4	Benzoilureia	inseticida
Clorotoluron	15545-48-9	Sulfonilureia	Herbicida
Cloroxuron	1982-47-4	fenilurea	Herbicida
Clorpirifós	2921-88-2	fenilurea	Herbicida
Clorpirifós Metílico	5598-13-0	organofosforado	Acaricida, formicida e inseticida
Clorpirifós Oxon	5598-15-2	organofosforado	Acaricida e inseticida
Clorprofan	101-21-3	metabólito do clorpirifós	Acaricida, formicida e inseticida
Clortiofós	60238-56-4	carbanilato	Herbicida e regulador de crescimento
Clotianidina	210880-92-5	organofosforado	Acaricida
Coumafós	56-72-4	Neonicotinoide	Inseticida
Cresoxim Metílico	143390-89-0	organofosforado	Acaricida e inseticida
Deltametrina	52918-63-5	Estrobilurina	Fungicida
Desmedifam	13684-56-5	piretroide	Formicida e inseticida
Dialato	2303-16-4	carbalinato	Herbicida
Diazinona	333-41-5	tiocarbamato	Herbicida
Dicamba	1918-00-9	organofosforado	Acaricida e inseticida
Diclobutrazol	75736-33-3	ácido benzoico	Herbicida
		conazol	Fungicida

Diclofluanida	1085-98-9	sulfamida	Fungicida
Diclofope	40843-25-2	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Diclofope Metílico	51338-27-3	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Diclorprope	120-36-5	fenoxypropionico	Herbicida
Diclorvós	62-73-7	organofosforado	Inseticida
Dicrotofós	141-66-2	organofosforado	Inseticida
Dietofencarbe	87130-20-9	carbalinato	Fungicida
Difenoconazol	119446-68-3	triazol	Fungicida
Diflubenzurom	35367-38-5	Benzoilureia	Acaricida e inseticida
Diflufenican	83164-33-4	anilida	Herbicida
Dimetoato	60-51-5	organofosforado	Acaricida e inseticida
Dimetomorfe	110488-70-5	Morfolina	Fungicida
Dimoxistrobina	149961-52-4	Estrobilurina	Fungicida
Diniconazol	83657-24-3	conazol	Fungicida
Dinoseb	88-85-7	dinitrofenol	Herbicida
Dinotefurano	165252-70-0	Neonicotinoide	Inseticida
Dioxacarbe	6988-21-2	metilcarbamado	Inseticida
Dissulfotom	0298-04-04	organofosforado	Acaricida, fungicida e inseticida
Diurum (Karmex)	330-54-1	ureia	Herbicida
Dodemorfe	1593-77-7	Morfolina	Fungicida
Dodina	03/10/2439	guanidina	Fungicida
Doramectina	117704-25-3	avermectina	Acaricida, inseticida
Epoxiconazol	133855-98-8	triazol	Fungicida
Eprinomectina	123997-26-2	avermectina	Acaricida, inseticida
EPTC	759-94-4	tiocarbamato	herbicida
Espinetoram	187166-40-1	espinosinas	Inseticida
Espinosade (Espinosina A+D)	168316-95-8	espinosinas	Inseticida
Espirodiclofeno	148477-71-8	cetoenol	Acaricida
Espimesifeno	283594-90-1	cetoenol	Acaricida e inseticida
Espirotetramate	203313-25-1	acido tetramatico	Inseticida
Espiroxamine	118134-30-8	s/c	Fungicida
Etaconazol	60207-93-4	triazol	Fungicida
Etiofencarb	29973-13-5	metilcarbamado	Herbicida
Etiofencarb Sulfona	53380-23-7	metilcarbamado	Herbicida
Etiofencarb Sulfóxido	53380-22-6	metilcarbamado	Herbicida
Etiona	0563-12-02	organofosforado	Acaricida e inseticida
Etiprole	181587-01-9	Fenilpirazol	Inseticida
Etimol	23947-60-6	pirimidina	Fungicida
Etofenproxi	15308-07-01	Éter difenílico	Inseticida
Etofumesato	26225-79-6	sulfanato	Herbicida
Etoprofós (Etoprop)	13194-48-4	organofosforado	Inseticida e nematicida
Etoxazol	153233-91-1	Difenil oxazolina	Acaricida
Famoxadona	131807-57-3	Oxazolidinadiona	Fungicida
Fenamidona	161326-34-7	Imidazolinona	Fungicida
Fenamifós	22224-92-6	organofosforado	Nematicida
Fenamifós Sulfona	31972-44-8	organofosforado	Nematicida
Fenamifós Sulfóxido	31972-43-7	organofosforado	Nematicida
Fenarimol	60168-88-9	pirimidinilcarbinol	Fungicida
Fenazaquin	120928-09-8	s/c	Acaricida

Fenbuconazol	114369-43-6	triazol	Fungicida
Fenhexamida	126833-17-8	anilida	Fungicida
Fenmedifan	13684-63-4	carbalinato	Herbicida
Fenobucarbe	3766-81-2	metilcarbamado	Inseticida
Fenotiocarbe	62850-32-2	tiocarbamato	Acaricida
Fenotrina	26002-80-2	piretroide	Inseticida
Fenoxaprop-P-Etílico	71283-80-2	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Fenoxicarbe	08/01/6954	hormonal	Inseticida
Fenpiroximato	134098-61-6; 111812-58-9	pirazol	Acaricida
Fenpropatrina	39515-41-8	piretroide	Acaricida e inseticida
Fenpropimorfe	67564-91-4	Morfolina	Fungicida
Fentiona	55-38-9	organofosforado	Acaricida, cupinicida, formicida e inseticida
Fentiona Oxon Sulfona	14086-35-2	organofosforado	Acaricida, cupinicida, formicida e inseticida
Fentoato	07/03/2597	organofosforado	Acaricida e inseticida
Fenuron	101-42-8	fenilurea	Herbicida
Fipronil	120068-37-3	pirazol	Cupinicida, formicida e inseticida
Flonicamida	158062-67-0	Nicotinoide	Inseticida
Fluazifope Butílico	79622-59-6	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Fluazifope-P-Butílico	79241-46-6	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Fluazinam	79622-59-6	Fenilpiridinilamina	Acaricida e fungicida
Fludioxonil	131341-86-1	fenilpirrol	Fungicida
Flufenacet	142459-58-3	axiacetamida	Herbicida
Flufenoxurom	101463-69-8	ureia	Acaricida e inseticida
Flumioxazina	103361-09-7	ciclohexenodicarboxi mida	Herbicida
Fluometuron	2164-17-2	ureia	Herbicida
Fluopiram	658066-35-4	piriletilamida	Fungicida
Fluoxastrobina	361377-29-9	Estrobilurina	Fungicida
Fluquinconazol	136426-54-5	triazol	Fungicida
Flusilazol	85509-19-9	conazol	Fungicida
Flutriafol	76674-21-0	triazol	Fungicida
Fomesafem	72178-02-0	Éter difenílico	Herbicida
Fonofós	944-22-9	fenil etilfosfotioato	Inseticida
Forato	0298-02-02	organofosforado	Acaricida, inseticida e nematicida
Forclorfenuron	68157-60-8	s/c	Regulador de crescimento
Fosalona	2310-17-0	organofosforado	Acaricida e inseticida
Fosfamidona	13171-21-6	organofosforado	Inseticida e nematicida
Fosfolan	0947-02-04	fosforamidato	Inseticida
Fosmete (Imidan)	0732-11-06	organofosforado	Acaricida e inseticida
Fostiazato	98886-44-3	organofosforado	Inseticida e nematicida
Fuberidazol	3878-19-1	Benzimidazol	Fungicida
Furalaxil	57646-30-7	fenilamida, acilalanine	Fungicida
Furatiocarbe	65907-30-4	metilcarbamado	Inseticida
Halofenozida	112226-61-6	diacilhidrazina	Inseticida
Halossulfurom Metílico	100784-20-1	Sulfonilureia	herbicida



Haloxifope	69806-34-4	ácido ariloxifenoxipropiônico	herbicida
Haloxifope Metílico	69806-40-2	ácido ariloxifenoxipropiônico	herbicida
Heptenofós	23560-59-0	organofosforado	Acaricida e inseticida
Hexaconazol	79983-71-4	triazol	Fungicida
Hexaflumrom	20943-06-03	Benzoilureia	Regulador de crescimento
Hexazinona	51235-04-2	triazinona	Herbicida
Hexitiazoxi	78587-05-0	carboxamida	Acaricida
Hidrametilnona	67485-29-4	amidinohidrozona	Inseticida
Imazalil	35554-44-0	Imidazol	Fungicida
Imazamoxi	114311-32-9	imidazolinona	Herbicida
Imazapir	81334-34-1	imidazolinona	Herbicida
Imazaquim	81335-37-7	imidazolinona	Herbicida
Imibenconazol	86598-92-7	triazol	Fungicida
Imidacloprido	138261-41-3	Neonicotinoide	Inseticida
Indoxacarbe	144171-61-9	Neonicotinoide	Cupinicida, formicida e inseticida
Ipconazol	125225-28-7	triazol	Fungicida
Iprodiona	36734-19-7	Dicarboximida	Fungicida
Iprovalicarbe	140923-17-7	carbamato	Fungicida
Isazofós	42509-80-8	organofosforado	Inseticida e nematicida
Isoprocarbe	2631-40-5	metilcarbamato	Inseticida
Isopropalin	33820-53-0	Dinitroanilina	herbicida
Isoproturon	34123-59-6	fenilurea	Herbicida
Isoxaflutol	141112-29-0	isoxazol	Herbicida
Isoxationa	18854-01-08	organofosforado	Inseticida
Ivermectina	70288-86-7	avermectina	Acaricida e inseticida
Lactofem	77501-63-4	Éter difenílico	Herbicida
Lambda-Cialotrina	25929-08-06	piretroide	Inseticida
Linurom	330-55-2	ureia	Herbicida
Lufenurom	103055-07-8	Benzoilureia	Acaricida e inseticida
Malaoxona	1634-78-2	organofosforado	Acaricida e inseticida
Malationa	121-75-5	organofosforado	Acaricida e inseticida
Mandipropamida	374726-62-2	Éter Mandelamida	Fungicida
Mefenacet	73250-68-7	oxicetamida	Herbicida
Mepanipirim	110235-47-7	anilino pirimidina	Fungicida
Mepronil	55814-41-0	benzanilida	Fungicida
Metabenzthiazuron	18691-97-9	ureia	Herbicida
Metaflumizone	139968-49-3	semicarbazone	Inseticida
Metalaxil	57837-19-1	Acilalaninato	Fungicida
Metalaxil M	70630-17-0	Acilalaninato	Fungicida
Metamidofós	10265-92-6	organofosforado	Acaricida e inseticida
Metamitrona	41394-05-2	Triazinona	Herbicida
Metazaclor	1593-08-02	pirazol	Herbicida
Metconazol	125116-23-6	triazol	Fungicida
Metidationa	950-37-8	organofosforado	Acaricida e inseticida
Metiocarbe Sulfóxido	01/10/2635	carbamato	Inseticida
Metobromuron	3060-89-7	fenilurea	Herbicida
Metolacloro	51218-45-2	cloroacetanilida	Herbicida
Metolacloro-S	21856-12-09	cloroacetanilida	Herbicida
Metomil	16752-77-5	Metilcarbamato	Acaricida e inseticida

Metoprotrina	0841-06-05	Triazina	Herbicida
Metoxifenoza	161050-58-4	diacilhidrazina	Inseticida
Metoxuron	19937-59-8	fenilurea	Herbicida e defolhante
Metribuzim	21087-64-9	Triazinona	Herbicida
Metsulfurom Metílico	74223-64-6	ureia	Herbicida
Mevinfós (Phosdrin)	7786-34-7	organofosforado	Acaricida e inseticida
Mexacarbate	315-18-4	carbamato	Inseticida
Miclobutanil	88671-89-0	triazol	Fungicida
Molinato	2212-67-1	tiocarbamato	Herbicida
Monocrotófós	6923-22-4	organofosforado	Acaricida e inseticida
Monolinuron	1746-81-2	fenilurea	Herbicida
Monuron	150-68-5	fenilurea	Herbicida
Moxidectina	113507-06-5	milbemicina	Acaricida e inseticida
Naledo	300-76-5	organofosfato	Acaricida e inseticida
Neburon	555-37-3	fenilurea	Fungicida
Nitempiram	150824-47-8	Neonicotinoide	Inseticida
Novaluron	116714-46-6	Benzoilureia	Inseticida
Nuarimol	63284-71-9	pirimidina	Fungicida
Ometoato	1113-02-06	organoclorado	Acaricida e inseticida
Oxadixil	12196-09-03	anilida	Fungicida
Oxamil	23135-22-0	carbamato	Acaricida, inseticida e nematocida
Oxicarboxina	5259-88-1	Carboxanilida	Fungicida
Paclobutrazol	76738-62-0	triazol	Regulador de crescimento
Paraoxom	311-45-5	organofosforado	Inseticida
Paraoxom Metílico	950-35-6	organofosforado	Inseticida
Parationa Etílico	56-38-2	organofosforado	Acaricida e inseticida
Pencicuron	0527-05-06	fenilurea	Fungicida
Penconazol	66246-88-6	triazol	Fungicida
Pendimetalina	40487-42-1	anilida	Herbicida
Pentaclorofenol	87-86-5	organoclorado	Inseticida, fungicida e herbicida
Permetrinás	52645-53-1	piretroide	Formicida e inseticida
Picoxistrobina	117428-22-5	Estrobilurina	Fungicida
Pimetrozina	123312-89-0	piridina	Inseticida
Piracarbólida	24691-76-7	anilida	Fungicida
Piraclostrobina	175013-18-0	Estrobilurina	Fungicida
Pirazofós	13457-18-6	organofosforado	Fungicida e inseticida
Piretrinas (Py 1 E Py 2)	8003-34-7	piretroide	inseticida
Piridabem	96489-71-3	piridazinona	Acaricida e inseticida
Piridafentiona	119-12-0	organofosforado	Inseticida
Piridálil	179101-81-6	s/c	Inseticida
Pirifenoxi	88283-41-4	piridina	Fungicida
Pirimetanil	53112-28-0	anilino pirimidina	Fungicida
Pirimicarbe	23103-98-2	dimetilcarbamato	Inseticida
Pirimicarbe Desmetil	30614-22-3	carbamato	Inseticida
Pirimicarbe Desmetil Formamido	27218-04-08	carbamato	Inseticida
Pirimifós Etílico	23505-41-1	organofosforado	Inseticida
Pirimifós Metílico	29232-93-7	organofosforado	Acaricida e inseticida
Piriproximem	95737-68-1	Éter piridiloxipropílico	Inseticida
Procloraz	05/09/2211	carboxamida	Fungicida

Profam	122-42-9	carbalinato	Herbicida e regulador de crescimento
Profenofós	41198-08-7	organofosforado	Acaricida e inseticida
Promecarbe	2631-37-0	carbamato	Inseticida
Prometon	1610-18-0	Triazina	Herbicida
Prometrina (Caparol)	7287-19-6	Triazina	Herbicida
Propaclor	1918-16-7	cloroacetanilida	Herbicida
Propamocarbe	24579-73-5	carbamato	Fungicida
Propanil	709-98-8	anilida	Herbicida
Propaquizafope	111479-05-1	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Propargito	2312-35-8	sulfito de alquila	Acaricida
Propazina	139-40-2	Triazina	Herbicida
Propiconazol (Tilt)	60207-90-1	triazol	Fungicida
Propizamida	23950-58-5	amida	Herbicida
Propoxur (Baygon)	114-26-1	carbamato	Inseticida
Prosulfuron	94125-34-5	triazinilsulfonulurea	Herbicida
Protioconazol	178928-70-6	triazolintiona	Fungicida
Protioconazol Destio	120983-64-4	triazolintiona	Fungicida
Protiofós	34643-46-4	organofosforado	Acaricida e inseticida
Quinalfós	13593-03-08	organofosforado	Acaricida e inseticida
Quinoxifen	124495-18-7	quinolina	Fungicida
Quizalofope-P-Etílico	100646-51-3	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Rotenona	83-79-4	s/c	Inseticida, piscida
Secbumeton	26259-45-0	Triazina	Herbicida
Siduron	1982-49-6	fenilurea	Herbicida
Simazina	122-34-9	Triazina	Herbicida
Simetrina	1014-70-6	Triazina	Herbicida
Sulfentrazona	122836-35-5	Triazolona	Herbicida
Sulfometurom Metílico	74222-97-2	Sulfonilureia	Herbicida e regulador de crescimento
Sulfotep	3689-24-5	organofosforado	Acaricida e inseticida
Sulprofós	35400-43-2	organofosforado	Inseticida
Tebuconazol	107534-96-3	triazol	Fungicida
Tebufempirade	119168-77-3	pirazol	Acaricida e inseticida
Tebufenozida	112410-23-8	diacilhidrazina	Inseticida
Tebupirinfós	96182-53-5	organofosforado	Inseticida
Tebutiurum	34014-18-1	ureia	Herbicida
Teflubenzurom	83121-18-0	Benzoilureia	Inseticida
Temefós	3383-96-8	organofosforado	Inseticida, larvicida
Terbufós	13071-79-9	organofosforado	Inseticida e nematicida
Terbumeton	33693-04-8	Triazina	Herbicida
Terbutilazina	5915-41-3	Triazina	Herbicida
Terbutrina	886-50-0	Triazina	Herbicida
Tetraclorvinfós	22248-79-9	organofosforado	Acaricida e inseticida
Tetraconazol	112281-77-3	triazol	Fungicida
Tetrametrina	7696-12-0	piretroide	Inseticida
Tiabendazol	148-79-8	Benzimidazol	Fungicida
Tiacloprido	111988-49-9	Neonicotinoide	Inseticida
Tiametoxam	153719-23-4	Neonicotinoide	Inseticida
Tidiazurom	51707-55-2	ureia	Herbicida e regulador de crescimento

Tiobencarbe	28249-77-6	tiocarbamato	Herbicida
Tiodicarbe	59669-26-0	Metilcarbamato	Inseticida
Tiofanato Metílico	23564-05-08	Benzimidazol	Fungicida
Tionazim	297-97-2	organofosforado	Nematicida
Tiram	137-26-8	ditiocarbamatos	Fungicida
Tolclofós metílico	57018-04-9	organofosforado	Fungicida
Tolifluanida	731-27-1	Fenilsulfamida	Fungicida
Tralcoxidim	87820-88-0	ciclohexadione oxima	Herbicida
Triadimefom	43121-43-3	triazol	Fungicida
Triadimenol	55219-65-3	Triazol	Fungicida
Trialato	2303-17-5	tiocarbamato	Herbicida
Triazofós	24017-47-8	organofosforado	Acaricida, inseticida e nematicida
Triciclazol	41814-78-2	Benzotiazol	Fungicida
Triclopir	55335-06-3	ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida
Triclorfom (Dylox)	52-68-6	organofosforado	Inseticida
Trifloxistrobina	141517-21-7	Estrobilurina	Fungicida
Triflumizol	99387-89-0	Imidazol	Fungicida
Triflumurom	64628-44-0	Benzoilureia	Inseticida
Triflusulfuron Metílico	145099-21-4	triazinilsulfonulurea	Herbicida
Triticonazol	131983-72-7	conazol	Fungicida
Vamidotiona	2275-23-2	organofosforado	Acaricida e inseticida
Zoxamida	156052-68-5	Benzamida	Fungicida

---