

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

Isabela Barbieri Bombarda Oliveira
Olavo Barato Baraldi

Efeitos dos inseticidas neonicotinoides no solo e nas abelhas:
uma revisão sistemática

São Carlos
2025

Isabela Barbieri Bombarda Oliveira

Olavo Barato Baraldi

Efeitos dos inseticidas neonicotinoides no solo e nas abelhas:
uma revisão sistemática

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental, da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Jacqueline Zanin Lima

São Carlos

2025

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca
Prof. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP

O48e Oliveira, Isabela Barbieri Bombarda
 Efeitos dos inseticidas neonicotinoides no solo e nas
 abelhas: uma revisão sistemática / Isabela Barbieri Bombarda
 Oliveira, Olavo Barato Baraldi ; orientadora Jacqueline Zanin
 Lima -- São Carlos, 2025.

 89 p.

 Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de
 Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2025.

 1. Acetamiprido. 2. Clotianidina. 3. Metodologia PRISMA. 4.
 Polinizadores. 5. Sulfoxaflor. I. Baraldi, Olavo Barato. II.
 Lima, Jacqueline Zanin, orient. III. Título.

FOLHA DE AVALIAÇÃO OU APROVAÇÃO

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Isabela Barbieri Bombarda Oliveira e Olavo Barato Baraldi**

Data da Defesa: 07/11/2025

Comissão Julgadora:

Resultado:

Jacqueline Zanin Lima (Orientador(a))

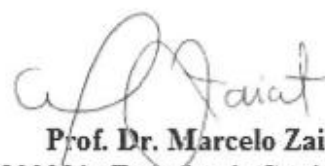
Aprovado

Eny Maria Vieira

Aprovado

Valeria Guimarães Silvestre Rodrigues

Aprovado


Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

EPIÍGRAFE

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.”

Arthur Schopenhauer (1851)

RESUMO

BOMBARDA, I. B. O.; BARALDI, O. B. **Efeitos dos inseticidas neonicotinoides no solo e nas abelhas**: uma revisão sistemática. 2025. 89 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2025.

Este trabalho apresentou uma revisão sistemática sobre os efeitos ambientais dos inseticidas neonicotinoides, com ênfase no acetamiprido, na clotianidina e, principalmente, no sulfoxaflor. O objetivo foi sintetizar o conhecimento disponível a respeito da dinâmica desses compostos no solo e de seus impactos ecotoxicológicos em abelhas, destacando o uso de um modelo conceitual para integrar os resultados. A metodologia adotada foi a PRISMA 2020, aplicada às bases Scopus e Web of Science, considerando critérios de inclusão e exclusão previamente definidos. No eixo do solo, os estudos indicaram baixa sorção e alta mobilidade para os compostos analisados, com a clotianidina se destacando por sua elevada persistência (meia-vida de até 305 dias), enquanto o acetamiprido e o sulfoxaflor apresentaram maior degradação, mas com risco associado a metabólitos mais tóxicos. No eixo das abelhas, a análise dos artigos demonstrou que o sulfoxaflor causa efeitos letais e subletais relevantes, incluindo alterações fisiológicas, bioquímicas, comportamentais e reprodutivas, afetando desde indivíduos até a dinâmica populacional das colônias. A maioria dos estudos foi conduzida em laboratório ou semi-campo, revelando a necessidade de mais pesquisas em condições reais de campo. Concluiu-se que os riscos ambientais dos neonicotinoides vão além da mortalidade imediata, exigindo uma abordagem ecossistêmica e integrada para sua avaliação regulatória e manejo.

Palavras-chave: Acetamiprido. Clotianidina. Metodologia PRISMA. Polinizadores. Sulfoxaflor.

ABSTRACT

BOMBARDA, I. B. O.; BARALDI, O. B. **Effects of neonicotinoid insecticides on soil and bees: a systematic review.** 2025. 89 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2025.

This study presented a systematic review on the environmental effects of neonicotinoid insecticides, with emphasis on acetamiprid, clothianidin, and especially sulfoxaflor. The objective was to synthesize the available knowledge on the dynamics of these compounds in soil and their ecotoxicological impacts on bees, using a conceptual model to integrate the findings. The PRISMA 2020 methodology was applied to Scopus and Web of Science databases, considering predefined inclusion and exclusion criteria. Regarding soil, studies indicated low sorption and high mobility of the compounds, with clothianidin standing out for its high persistence (half-life up to 305 days), while acetamiprid and sulfoxaflor showed faster degradation but with risks associated with more toxic metabolites. For bees, the analysis of the articles demonstrated that sulfoxaflor causes significant lethal and sublethal effects, including physiological, biochemical, behavioral, and reproductive alterations, affecting both individuals and colony dynamics. Most studies were conducted under laboratory or semi-field conditions, highlighting the need for further research in real field scenarios. It is concluded that the environmental risks of neonicotinoids go beyond immediate mortality, requiring an ecosystemic and integrated approach for regulatory assessment and management.

Keywords: Acetamiprid. Clothianidin. PRISMA Methodology. Pollinators. Sulfoxaflor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Estrutura química bidimensional da clotianidina	16
Figura 2 - Estrutura química bidimensional do acetamiprido	17
Figura 3 - Estrutura química bidimensional do sulfoxaflor.....	18
Figura 4 - Principais vias de exposição das abelhas.....	19
Figura 5 - Modelo conceitual das vias de contaminação dos neonicotinoides no solo e nas abelhas	21
Figura 6 - Fluxograma da metodologia PRISMA 2020	22
Figura 7 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (<i>Web of Science</i>).....	25
Figura 8 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (<i>Scopus</i>).....	27
Figura 9 - Seleção de estudos: contaminação do solo (PRISMA).....	28
Figura 10 - Distribuição dos estudos por ano (solo).....	29
Figura 11 - Localização e distribuição dos artigos (Solo)	30
Figura 12 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (<i>Web of Science</i>).....	43
Figura 13 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (<i>Scopus</i>).....	45
Figura 14 - Seleção de estudos: abelhas (PRISMA).....	46
Figura 15 - Distribuição dos artigos por ano (Abelhas)	48
Figura 16 - Localização e distribuição dos artigos (Abelhas)	49
Figura 17 - Espécies de abelhas mais utilizadas nos estudos incluídos	50
Figura 18 - Distribuição geográfica (<i>Apis mellifera</i>): regiões nativas e áreas introduzidas.....	51
Figura 19 - Distribuição geográfica (<i>Bombus terrestris</i>): regiões nativas e áreas introduzidas	53
Figura 20 - Distribuição geográfica (<i>Osmia bicornis</i>): regiões nativas e áreas introduzidas...	54
Figura 21 - Distribuição dos tipos de ensaio entre os estudos analisados	55
Figura 22 - Proporção de estudos que identificaram impacto significativo nas abelhas	56
Figura 23 - Tipo de ensaio dos estudos que não identificaram efeitos adversos significativos do sulfoxaflor	77
Figura 24 - Tipo de ensaio dos artigos considerados na revisão	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critérios de inclusão e exclusão de artigos (Solo)	29
Tabela 2 - Relação de artigos utilizados	31
Tabela 3 - Metodologia dos estudos (Solo)	33
Tabela 4 - Propriedades físico-químicas dos inseticidas	36
Tabela 5 - Critérios de inclusão e exclusão de artigos (Abelhas).....	47
Tabela 6 - Classificação Taxonômica das Espécies de Abelhas Mais Estudadas	50
Tabela 7 - Concentrações de sulfoxaflor que resultaram em altas taxas de mortalidade em abelhas	60
Tabela 8 - Síntese dos efeitos comportamentais observados nas abelhas	63
Tabela 9 - Toxicidade oral aguda do sulfoxaflor em diferentes espécies.....	69
Tabela 10 - Toxicidade oral do sulfoxaflor em fêmeas de diferentes espécies do gênero Osmia	70
Tabela 11 - Toxicidade oral e por contato do sulfoxaflor em diferentes espécies	71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACE	Acetamiprido
AChE	Acetilcolinesterase
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ATP	Adenosina trifosfato
CL ₅₀	Concentração Letal 50%
CLO	Clotianidina
COS	Carbono Orgânico do Solo
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DL ₅₀	Dose Letal 50%
EFSA	<i>European Food Safety Authority</i>
GBIF	<i>Global Biodiversity Information Facility</i>
GST	<i>Glutathione S-transferase</i>
GUS	<i>Groundwater Ubiquity Score</i>
i.a.	Ingrediente ativo
IOBC	<i>International Organization for Biological Control</i>
IPBES	<i>Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i>
IRAC	<i>Insecticide Resistance Action Committee</i>
K _d	Coeficiente de distribuição
K _{oc}	Coeficiente de sorção normalizado pelo teor de carbono orgânico
MOS	Matéria Orgânica do Solo
nAChR	Receptores nicotínicos de acetilcolina
PRISMA	<i>Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses</i>
SFX	Sulfoxafloz

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVOS.....	13
2.1 Objetivos específicos	14
3 CONTEXTUALIZAÇÃO	14
3.1 Panorama dos Inseticidas Neonicotinoides.....	14
3.1.1 Clotianidina.....	15
3.1.2 Acetamiprido	16
3.1.3 Sulfoxaflor	17
3.2 Impactos dos Inseticidas nas Abelhas.....	18
3.3 Modelo Conceitual.....	20
3.4 Metodologia PRISMA para Revisões Sistemáticas.....	22
4 EFEITOS DOS NEONICOTINOIDES NO SOLO	23
4.1 Metodologia	23
4.2 Caracterização preliminar e tendências – Artigos sobre neonicotinoides no solo.....	29
4.3 Efeitos de Três Neonicotinoides no Solo.....	30
5 IMPACTOS DO SULFOXAFLOR NAS ABELHAS	41
5.1 Metodologia.....	41
5.2 Caracterização preliminar e tendências – Artigos sobre Sulfoxaflor e Abelhas.....	47
5.3 Localização dos estudos analisados	48
5.4 Principais espécies de abelhas nos estudos	49
5.5 Caracterização dos ensaios toxicológicos.....	55
5.6 Tipos de efeitos observados	56
5.7 Comparação entre espécies de abelhas	69
5.8 Estudos que não identificaram efeitos adversos significativos.....	72
5.9 Análise crítica e identificação de limitações.....	77
6 CONCLUSÃO.....	79
REFERÊNCIAS	82

1 INTRODUÇÃO

A intensificação da agricultura moderna tem sido marcada pelo crescente uso de agroquímicos, especialmente os inseticidas, que desempenham um papel central no controle de insetos-praga nas plantações agrícolas e visam protegê-las contra danos que podem comprometer a produtividade e a qualidade dos alimentos.

Dentre essa classe de agrotóxicos, os neonicotinoides, desenvolvidos na década de 1980, destacam-se como os mais amplamente utilizados em escala global, em grande parte devido à sua flexibilidade de aplicação e à atividade sistêmica. Essa mesma ação sistêmica que permite sua translocação pelos tecidos vegetais e assegura a proteção a todos os órgãos da planta, também favorece a exposição de organismos não-alvo presentes no ecossistema agrícola, além de permanecerem no solo por longos períodos e apresentarem potencial de lixiviação para corpos hídricos (GOULSON, 2013).

O solo, especificamente, é um dos principais destinos finais desses compostos, já que apenas uma fração do ingrediente ativo é propriamente absorvida pela planta, enquanto a maioria, geralmente ultrapassando 90%, permanece no ambiente e acaba sendo incorporada ao solo. Ademais, os neonicotinoides possuem alta solubilidade em água e meia-vida prolongada, o que favorece tanto sua persistência quanto sua mobilidade. Com a contaminação do ambiente edáfico, os invertebrados diretamente ligados à ciclagem de nutrientes e manutenção da estrutura do solo, são prejudicados (GOULSON, 2013).

Essa contaminação, no entanto, não se restringe aos organismos do solo e atua como uma via indireta de exposição para outros componentes do ecossistema. Nesse contexto, a dependência de sistemas agrícolas intensivos e sua relação direta com o uso indiscriminado de agroquímicos têm contribuído significativamente para o declínio da quantidade, diversidade e saúde dos polinizadores. A combinação entre a toxicidade dos compostos e diferentes níveis de exposição está associada a uma variedade de efeitos letais e subletais sobre os agentes polinizadores, especialmente as abelhas (IPBES, 2016).

As abelhas, fornecedoras de diversos serviços ecossistêmicos, são responsáveis por cerca de 80% da polinização das produções agrícolas globais (IPBES, 2016), demonstrando sua relevância para a manutenção da biodiversidade e da produtividade agrícola. Assim, uma ameaça a esses organismos pode representar um risco não apenas à economia, mas também ao bem-estar humano e à segurança alimentar global.

Os efeitos dos inseticidas sobre os polinizadores ainda são incertos e podem manifestar-se apenas após longos períodos ou com doses elevadas, mas o risco permanece. Mesmo que não provoquem a morte imediata das abelhas, esses compostos podem interferir na orientação e comunicação dos indivíduos (BRADBEAR, 2009), especialmente os neonicotinoides, como o sulfoxaflor, que induzem hiperexcitação nesses insetos e comprometem a busca por alimento e o retorno às colmeias (IPBES, 2016).

No Brasil, a problemática merece ainda mais destaque, já que o país é o maior consumidor de agroquímicos do mundo. Dados recentes mostram que mais de um terço das amostras de abelhas e produtos da colmeia analisados continham resíduos de agroquímicos, entre eles organofosforados, organoclorados e neonicotinoides, com concentrações que em alguns casos superaram em centenas de vezes os limites internacionais de segurança (COSTA *et al.*, 2025). Esse cenário evidencia a intensidade de exposição das abelhas no contexto agrícola nacional e reforça a necessidade de ampliar os conhecimentos sobre os impactos associados ao uso desses compostos.

Diante do exposto, fica evidente que a avaliação dos riscos ambientais dos neonicotinoides exige uma abordagem que considere tanto o seu destino e comportamento nos compartimentos ambientais, como o solo, quanto os seus efeitos sobre organismos não-alvo, como as abelhas. Nesse contexto, o presente estudo propõe-se a realizar uma revisão sistemática da literatura científica, de modo a identificar os principais mecanismos de toxicidade, os efeitos já documentados e as lacunas de pesquisa que ainda permanecem.

Para delimitar o escopo desta investigação, foram selecionados três inseticidas de alta relevância no cenário agrícola atual. A escolha desses compostos fundamenta-se na necessidade de comparar diferentes perfis físico-químicos e toxicológicos dentro do mesmo grupo, sendo dois agroquímicos mais estudados, o acetamiprido e a clotianidina, e um que carece de dados consolidados sobre seu comportamento a longo prazo, o sulfoxaflor, fazendo-se necessária a avaliação de seu potencial impacto sobre os polinizadores em comparação aos ativos já estabelecidos.

2 OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo principal realizar uma revisão sistemática da literatura sobre os efeitos e os impactos ambientais de agroquímicos neonicotinoides, com ênfase nos inseticidas acetamiprido, clotianidina e, principalmente, sulfoxaflor. A análise concentrou-se na dinâmica desses compostos no solo como compartimento ambiental e nos impactos

ecotoxicológicos sobre abelhas como organismos receptores, tendo sido estruturada a partir de um modelo conceitual.

2.1 Objetivos específicos

Para alcançar o objetivo geral, foram definidos, no âmbito desta revisão sistemática, os seguintes objetivos específicos

- A) Caracterizar os inseticidas neonicotinoides e oferecer um panorama geral sobre seu uso, regulamentação e efeitos tóxicos;
- B) Determinar os impactos ambientais decorrentes da contaminação do solo pelos inseticidas em questão;
- C) Analisar a rota de contaminação, bem como a persistência e o transporte do acetamiprido, do clotianidina e do sulfoxaflor no solo;
- D) Apresentar uma abordagem mais aprofundada sobre o sulfoxaflor;
- E) Analisar alterações fisiológicas e bioquímicas em abelhas expostas ao sulfoxaflor;
- F) Investigar os impactos subletais do sulfoxaflor no comportamento e capacidade cognitiva de abelhas, bem como sua influência na polinização;
- G) Determinar os efeitos da exposição ao sulfoxaflor sobre a capacidade reprodutiva de abelhas.

3 CONTEXTUALIZAÇÃO

3.1 Panorama dos Inseticidas Neonicotinoides

Com o constante banimento de diversos inseticidas altamente tóxicos, os neonicotinoides foram gradualmente se tornando uma das classes mais efetivas para o controle de pragas, com seu uso crescendo por todo o mundo nos últimos 20 anos. Seus ingredientes ativos mais comumente utilizados são: imidacloprido, tiametoxam, acetamiprido, tiacloprido, clotianidina e sulfoxaflor (HUA *et al.*, 2023).

Representando cerca de 24% do mercado global de inseticidas (WATSON *et al.*, 2021), os neonicotinoides são agroquímicos de classe 4 segundo o *Insecticide Resistance Action Committee* (IRAC, 2020), utilizados para eliminar insetos que se alimentam da seiva de diferentes cultivos, agindo nos seus receptores nicotínicos de acetilcolina (nAChR), ocasionando uma superestimulação nervosa, que leva à paralisia, perda de coordenação e morte.

A entrada dos neonicotinoides no ecossistema pode ocorrer de duas formas: a primeira é pelo pré-tratamento das sementes (*seed-coating*), que forma um pó com alta concentração do inseticida, migrando para vegetações próximas e atingindo invertebrados não desejados. Na segunda, ocorre a aplicação direta do inseticida no solo, em trincheiras ao redor da muda, onde apenas cerca de 20% é absorvido pelas raízes, enquanto o restante migra através do solo, podendo atingir também águas subterrâneas e superficiais (SHAREEFDEEN; ELKAMEL, 2024).

Em relação aos humanos, a rota de contaminação dos neonicotinoides pode ser dermal, ocular ou por ingestão de alimentos ou água contaminados, e os efeitos mais relatados na saúde são irritação oral, náusea, vômito, febre, desorientação e dor abdominal, ocasionalmente resultando em internações (SHAREEFDEEN; ELKAMEL, 2024).

Devido à alta contaminação e aos potenciais efeitos tóxicos ao meio ambiente e a organismos não-alvo, vários neonicotinoides estão entre os agroquímicos banidos pela União Europeia (UE) e por outros lugares do mundo (GENSCH *et al.*, 2024). Em 2018, foram banidas na UE 14 substâncias amplamente utilizadas, incluindo a clotianidina e outros neonicotinoides como o imidacloprido e o tiametoxam. Esse banimento resultou em uma diminuição de 92 a 94% – considerando ou não substituições – na carga anual de agroquímicos em seus países, que em 2018 foi de cerca de 3,82 bilhões de litros (GENSCH *et al.*, 2024). Todavia, não é seguro afirmar que todo banimento é vantajoso para o meio ambiente, visto que podem surgir substituições mais tóxicas e nocivas, e em alguns casos, até aumentar a carga anual de agroquímicos.

3.1.1 Clotianidina

Dentro da classe dos inseticidas neonicotinoides, há uma grande variedade de compostos, que tende a aumentar conforme banimentos vão surgindo, e nesse cenário, um dos primeiros alvos de estudos e banimentos na União Europeia e no restante do mundo foi a clotianidina. A preocupação com o composto se deve à sua alta persistência e mobilidade no meio ambiente, estabilidade à hidrólise e potencial de lixiviação e contaminação por escoamento superficial (SINGH *et al.*, 2018).

A clotianidina (CLO) possui fórmula molecular $C_6H_8ClN_5O_2S$ e estrutura química 2D representada na Figura 1 com massa molecular de $249,68 \text{ g mol}^{-1}$ (PUBCHEM, 2025). A sua classificação toxicológica é específica de cada produto que contém o composto, segundo resolução de 2019. Atualmente, no Brasil, todos os produtos à base de clotianidina estão

banidos para aplicação aérea, com uso altamente regulado em outras modalidades de aplicação (ANVISA, 2024).

Figura 1 - Estrutura química bidimensional da clotianidina



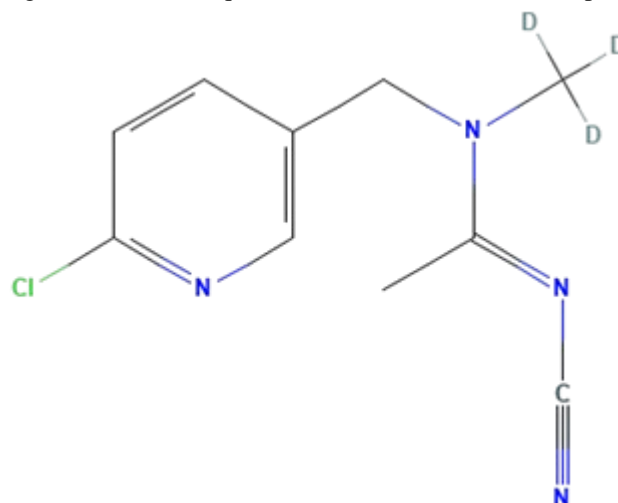
Fonte: PubChem, 2025.

3.1.2 Acetamiprido

Outro neonicotinoide muito estudado devido à preocupação ambiental é o acetamiprido. Embora o inseticida possua baixo risco de lixiviação, o principal problema está no fato de que apenas uma pequena parte é realmente absorvida pelas plantas, enquanto mais de 90% do composto permanece no solo. Ademais, sua mobilidade no solo é relativamente alta, devido à solubilidade em água e baixo coeficiente de partição (LALÍN-POUSA *et al.*, 2025).

O acetamiprido (ACE) possui fórmula molecular $C_{10}H_{11}ClN_4$ e estrutura química 2D representada na Figura 2, com massa molecular de $225,69 \text{ g mol}^{-1}$ (PUBCHEM, 2025). Embora seja banido em alguns países europeus, como na França, é liberado para o uso em diversas culturas na maior parte do mundo, e no Brasil é utilizado em cerca de 100 culturas (ANVISA, 2025).

Figura 2 - Estrutura química bidimensional do acetamiprido



Fonte: PubChem, 2025.

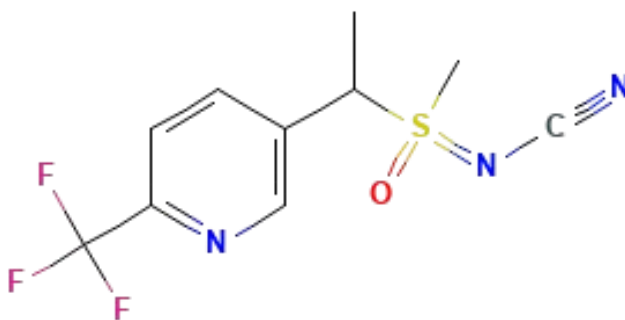
3.1.3 Sulfoxaflor

A busca por novas classes de inseticidas se dá pela resistência adquirida pelos insetos alvo ao longo do tempo, principalmente pelos sugadores de seiva – como os afídeos (superfamília Aphidoidea) e os insetos da infraordem Fulgoromorpha.

Dentro das classes de inseticida, há subgrupos, devido a suas diferentes composições químicas, e no subgrupo 4C, segundo o IRAC, está inserido apenas o sulfoxaflor, composto por sulfoximina. Este neonicotinoide, por agir nos nAChR com uma combinação distinta de atributos e por não ser metabolizado pelos insetos devido à sua estrutura tridimensional com a presença de radicais metil, é menos suscetível ao desenvolvimento de resistência cruzada, com 82% dos estudos indicando esta como limitada ou inexistente (WATSON *et al.*, 2021).

O inseticida sulfoxaflor (SFX) possui fórmula molecular $C_{10}H_{10}F_3N_3OS$ e estrutura química 2D representada na Figura 3, com massa molecular de $277,27 \text{ g mol}^{-1}$ (PUBCHEM, 2025). É um composto de alta mobilidade no solo, porém baixa capacidade de lixiviação, devido à rápida taxa de degradação, além de alto potencial de bioacumulação (LEWIS *et al.*, 2016).

Figura 3 - Estrutura química bidimensional do sulfoxaflor



Fonte: PubChem, 2025.

No Brasil, o inseticida foi registrado no fim de 2018 e é classificado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária como de Classe III – medianamente tóxico – e se encontra aprovado para culturas de algodão, arroz, citros, feijão, melão, melancia, milho, soja, tomate e trigo (ANVISA, 2019).

O sulfoxaflor possui, atualmente, papel insubstituível no controle de diversas pragas, porém também é uma ameaça aos organismos não-alvo, como os insetos polinizadores e diversos organismos presentes no solo. Outra grande preocupação está no fato de que além de ser tóxico para o meio ambiente, o SFX possui subprodutos de degradação ainda mais tóxicos (YANG *et al.*, 2022).

3.2 Impactos dos Inseticidas nas Abelhas

A redução significativa das populações de abelhas tem sido uma preocupação crescente nas últimas décadas, devido ao papel essencial desses insetos na polinização de diversas culturas agrícolas e na manutenção da biodiversidade. Esse declínio populacional pode estar associado a diferentes pressões ambientais, como a perda e fragmentação de habitat, alterações climáticas, patógenos e, principalmente, à exposição a agroquímicos (KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI *et al.*, 2016).

Dentre os agroquímicos, a classe dos inseticidas representa o maior risco para as abelhas, podendo causar efeitos letais ou subletais, de ordem comportamental ou fisiológica (Figura 4). A exposição a esses compostos pode ocorrer de diversas formas, como pela ingestão de pólen ou néctar contaminado, pelo contato direto com resíduos presentes nas plantas ou durante a aplicação dos agrotóxicos. Há também o risco de contaminação pelo consumo do

fluido de gutação presente nas folhas, o qual pode conter resíduos de inseticidas (BRITTAIN; POTTS, 2011).

Figura 4 - Principais vias de exposição das abelhas



Fonte: Autores, 2025.

A toxicidade desses produtos para polinizadores varia amplamente em função de fatores como o modo de ação do composto, a espécie-alvo e o estágio de desenvolvimento do inseto. Essa variabilidade pode atingir várias ordens de magnitude, mesmo dentro de uma mesma classe específica de inseticidas: para causar o mesmo efeito tóxico agudo, como a morte da abelha, alguns compostos requerem uma quantidade muito pequena (nanogramas), enquanto outros precisam de uma dose consideravelmente maior (microgramas) (KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI *et al.*, 2016).

A sensibilidade relativa entre diferentes espécies de abelhas à exposição aguda de inseticidas (DL_{50}^1) tende a ser semelhante, com variações geralmente dentro de apenas uma ordem de magnitude. Contudo, a toxicidade crônica (CL_{50}^2), associada a exposições prolongadas a baixas concentrações de agroquímicos, pode apresentar variações muito mais amplas entre espécies (KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI *et al.*, 2016), o que dificulta a padronização de limites seguros de exposição, tornando mais complexa a avaliação dos riscos reais que os agrotóxicos representam para a saúde desses invertebrados.

¹ DL_{50} ou “dose letal” refere-se a dose de uma substância que causa morte em 50% de uma população de organismos expostos.

² CL_{50} ou “concentração letal” refere-se à concentração de uma substância em um meio (geralmente água ou ar) que causa a morte de 50% dos organismos testados em determinado período de tempo.

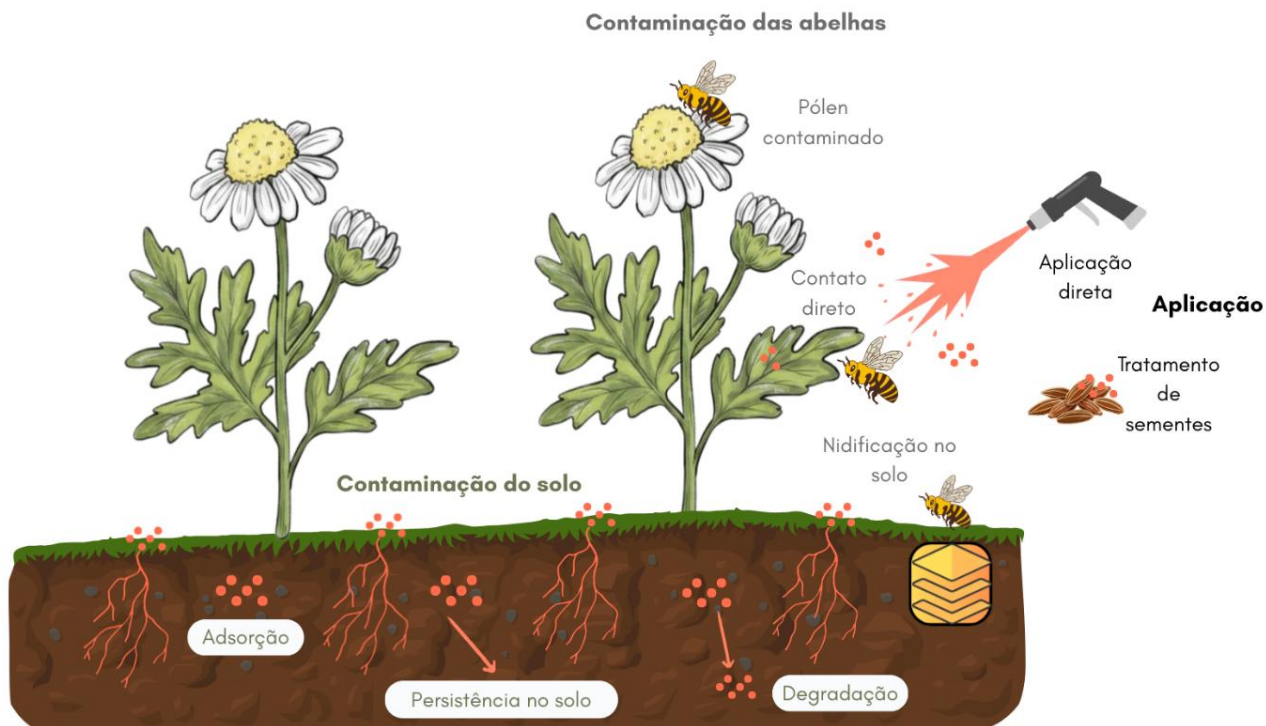
Somado ao desafio toxicológico, a perda e a fragmentação de habitats naturais emergem como vetores críticos de estresse para as populações de abelhas. A expansão da fronteira agrícola transforma as paisagens em manchas isoladas, reduzindo drasticamente a disponibilidade de recursos florais contínuos e locais de nidificação essenciais (POTTS *et al.*, 2010). Esse isolamento geográfico não apenas compromete a variabilidade genética das populações, mas também altera o comportamento de forrageamento: Ao restringir as áreas de refúgio em mata nativa, os polinizadores tendem a buscar alimento dentro da matriz agrícola, o que intensifica a frequência e a duração de sua exposição aos resíduos de inseticidas presentes nas lavouras (GOULSON *et al.*, 2015).

Assim, fica evidente a complexidade na avaliação dos riscos que os agrotóxicos representam para as abelhas. Os impactos vão além da mortalidade direta, incluindo efeitos subletais e crônicos que afetam desde o indivíduo até a colônia, principalmente no contexto dos neonicotinoides, como o sulfoxaflor, que ampliam as vias de exposição e os riscos associados.

3.3 Modelo Conceitual

Um modelo ou estrutura conceitual (“*conceptual framework*”) é uma ferramenta para demonstrar visualmente a conexão de diferentes conceitos, demonstrando a inter-relação dinâmica entre eles, visando obter uma estrutura coerente e permitindo a visualização das interações mecanismos envolvidos (JABAREEN, 2009). No contexto desta revisão sistemática, o modelo foi feito para sintetizar os principais caminhos de contaminação dos neonicotinoides (no solo e nas abelhas), evidenciando esses dois eixos como os pontos centrais de análise desta pesquisa.

Figura 5 - Modelo conceitual das vias de contaminação dos neonicotinoides no solo e nas abelhas



Fonte: Autores, 2025, a partir de elementos do Canva.

O modelo conceitual representado na Figura 5 demonstra como o contaminante, neste caso os inseticidas neonicotinoides, entra nos compartimentos ambientais, por aplicação direta do produto nas mudas ou pelo tratamento de sementes. Uma vez que apenas uma fração mínima do ingrediente ativo é absorvida pela planta, o solo atua como um reservatório principal de neonicotinoides. Devido à sua solubilidade em água e persistência, o composto pode permanecer ativo nesse compartimento por longos períodos.

Então, é possível analisar as vias e rotas de exposição, considerando as abelhas como receptores (Figura 4). A contaminação via planta ocorre quando os neonicotinoides presentes no solo são absorvidos pelas raízes, resultando na translocação do composto para o néctar e o pólen, o que, por sua vez, contamina o alimento coletado pelas abelhas operárias. Além disso, a exposição pode se dar por contato direto com os resíduos superficiais das plantas ou durante o processo de aplicação.

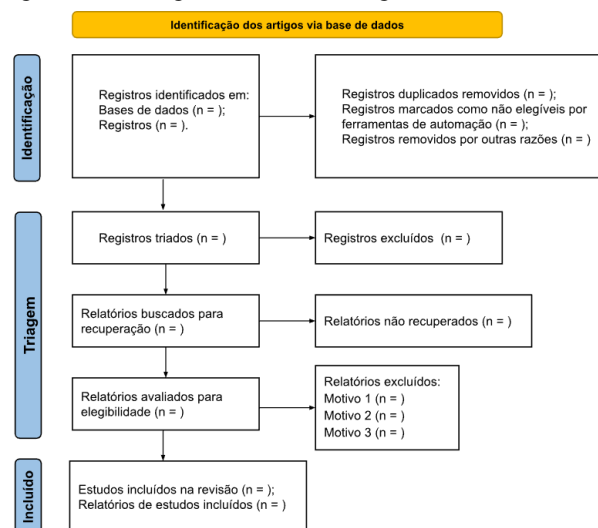
Já no solo há a contaminação direta na aplicação, que sujeita os inseticidas a mecanismos que controlam sua migração. O destino e a persistência dos neonicotinoides no solo são determinados por um complexo equilíbrio entre mecanismos de retenção e degradação. A adsorção é fundamental, pois, ao ligar as moléculas de inseticida à matéria orgânica e às partículas de argila, ela retarda a mobilidade e a lixiviação, mantendo geralmente o resíduo

concentrado na camada superficial. Embora a biodegradação seja o principal mecanismo de mitigação, sua taxa pode ser lenta dependendo do composto, e juntamente com o processo inverso da adsorção, a dessorção, permite que o inseticida permaneça disponível para ser absorvido pelas raízes das plantas ou para contaminar diretamente as abelhas de solo por um período que excede sua meia-vida esperada. A interação entre essas rotas de migração está diretamente ligada às características do solo (textura, teor de matéria orgânica, pH) e às condições climáticas. Por fim, o solo, como reservatório final dos contaminantes, é um compartimento ambiental de extrema importância, pois a persistência desses compostos ocasiona impactos em processos ecológicos cruciais e potencializa a contaminação de águas subterrâneas por lixiviação.

3.4 Metodologia PRISMA para Revisões Sistemáticas

O trabalho foi realizado seguindo a metodologia PRISMA 2020 (PAGE *et al.*, 2021) para revisões sistemáticas. A metodologia consiste na identificação de estudos em bases de dados para que possam ser selecionados de acordo com critérios elaborados pelos autores. Ademais, devem ser descritas todas as etapas realizadas, de modo a facilitar a compreensão, confiabilidade e aplicabilidade para os leitores.

Figura 6 - Fluxograma da metodologia PRISMA 2020



Fonte: PRISMA, 2020.

Primeiramente foram definidas duas ‘strings’ de busca com base nos objetivos determinados, uma para o solo e outra para as abelhas, de modo a realizar uma busca

direcionada de artigos nas bases de dados. As duas bases utilizadas para a pesquisa foram o SCOPUS e a Web Of Science.

4 EFEITOS DOS NEONICOTINOIDES NO SOLO

Considerando que o solo atua como o principal reservatório final para os agroquímicos aplicados na agricultura, este capítulo dedica-se a analisar o destino e o comportamento ambiental do acetamiprido, da clotianidina e do sulfoxaflor nesse compartimento. A seguir, são apresentados os resultados da revisão sistemática focada nos mecanismos de sorção, mobilidade, persistência e degradação desses compostos, iniciando-se pela descrição da metodologia específica de busca e seleção dos artigos.

4.1 Metodologia

Para a definição dessa ‘string’ foram considerados os agroquímicos sulfoxaflor, clotianidina e acetamiprido, e seus efeitos e persistência no solo, excluindo artigos que abordassem abelhas, polinizadores e saúde humana.

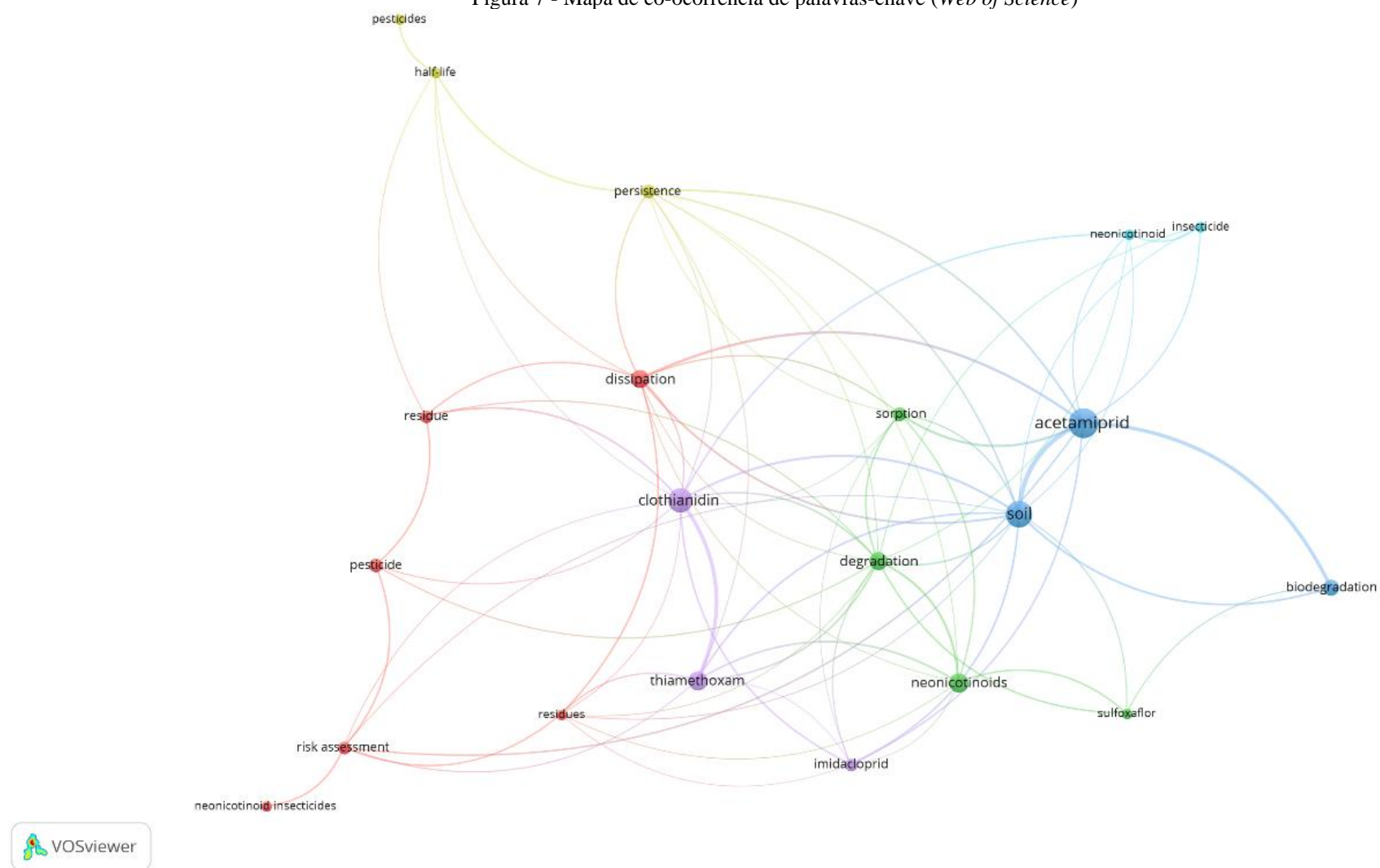
("sulfoxaflor" OR "clothianidin" OR "acetamiprid") AND ("soil") AND ("residue" OR "leaching" OR "persistence" OR "fate" OR "degradation" OR "half-live" OR "mobility" OR "sorption" OR "adsorption" OR "desorption") NOT ("bee" OR "bees" OR "pollinator" OR "health")

A busca, realizada no dia 03 de abril de 2025, retornou 122 artigos na base de dados Web Of Science e 180 no Scopus. Após exclusão de duplicatas, sobraram 194 artigos. Foram definidos, então, os critérios de inclusão e exclusão para a seleção dos artigos, e após selecionar, restaram 37 artigos. Ao fim da redação do trabalho, foram utilizados X artigos dentre esses.

Os mapas de co-ocorrência de palavras-chave (dos autores), que evidenciam os termos mais frequentes e suas associações temáticas, foram gerados a partir dos artigos identificados na *Web of Science* (Figura 7) e na *Scopus* (Figura 8).

O mapa de co-ocorrência de palavras-chave (Figura 7) gerado pelo *VOSviewer* permite visualizar os principais termos abordados nos estudos sobre neonicotinoides no solo e suas relações temáticas. Cada nó representa uma palavra-chave, sendo o tamanho proporcional à frequência de ocorrência, enquanto as cores agrupam termos que aparecem juntos com maior frequência, formando clusters temáticos. Observa-se que “soil” e “acetamiprid” são os termos mais centrais (nós maiores), destacando o foco no comportamento do solo e nesse inseticida específico. Os clusters em verde e roxo reúnem outros neonicotinoides, como “sulfoxaflor”,

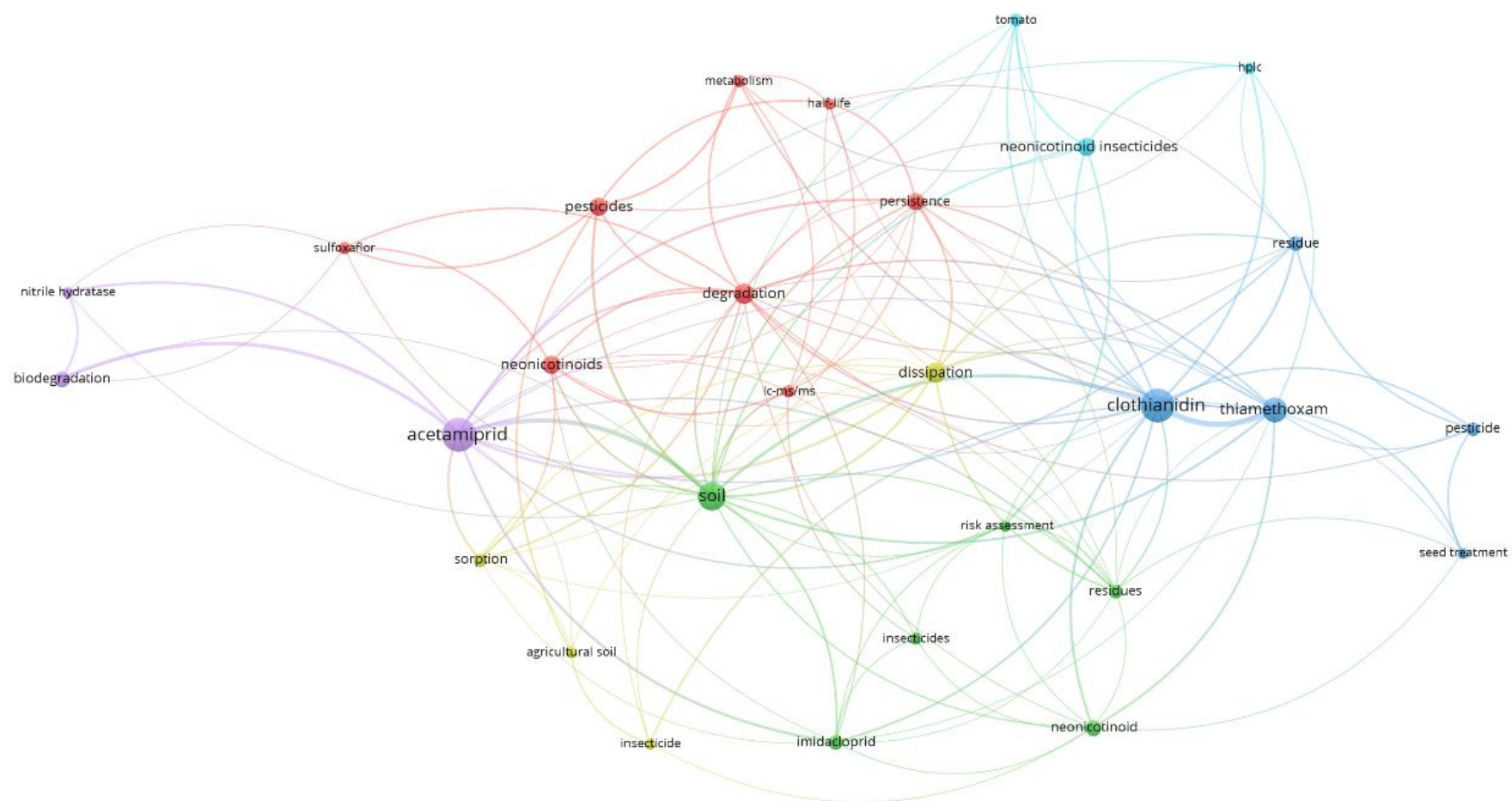
“clothianidin”, “thiamethoxam” e “imidacloprid”, enquanto o vermelho concentra termos relacionados a agroquímicos, resíduos e avaliação de risco. Já o amarelo destaca conceitos associados à persistência, meia-vida e dissipação. As linhas que conectam os nós indicam a frequência de co-ocorrência nos artigos, mostrando que conceitos como degradação, sorção e dissipação aparecem interligados entre os diferentes grupos de inseticidas.

Figura 7 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (*Web of Science*)

Fonte: Autores, 2025

Na segunda visualização de co-ocorrência de termos (Figura 8), apesar da similaridade, o mapa é mais denso, com mais conexões e nós maiores, indicando que a base de dados analisada (com mais artigos e mais termos) é mais detalhada, evidenciando a complexidade do campo de estudo sobre neonicotinoides e solo. Os nós maiores são “soil” (verde) que é o nó mais central, sugerindo que o solo é o foco principal na literatura analisada, e “acetamiprid” (roxo) continua sendo nó central, mas nesta figura em um contexto mais conectado a processos como degradação. Em relação aos clusters e cores, os clusters formados permitem distinguir quatro grandes eixos temáticos. O verde concentra neonicotinoides e termos de solo (“soil”, “imidacloprid”, “sorption”, “insecticides”), o vermelho engloba metabolismo, persistência e degradação de agroquímicos, o azul envolve termos relacionados a técnicas analíticas (como HPLC) e o amarelo apresenta processos de sorção e solos agrícolas. Já as linhas estão muito mais interconectadas, mostrando que os estudos tendem a relacionar os agroquímicos com múltiplos processos e análises simultaneamente.

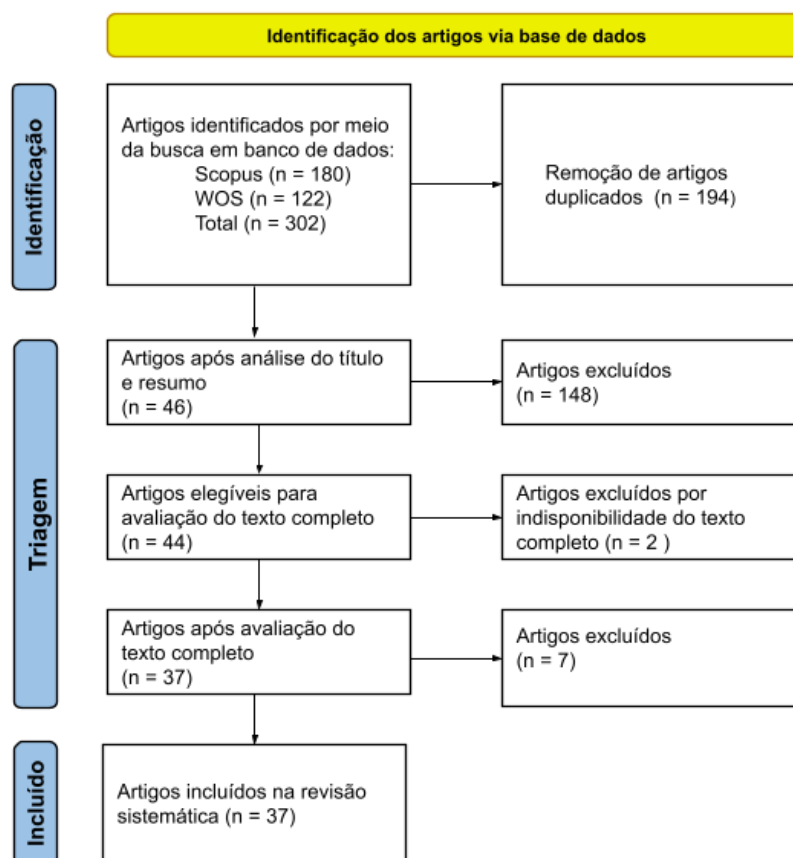
Figura 8 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (*Scopus*)



De modo geral, apesar das diferenças de estrutura, ambas as redes (Figuras 7 e 8) evidenciam três eixos principais de investigação: (i) os mecanismos de comportamento e transformação dos neonicotinoides no ambiente edáfico, como sorção, persistência e biodegradação; (ii) o estudo de moléculas representativas da classe, como “acetamiprid”, “thiamethoxam”, “imidacloprid” e “clothianidin”; e (iii) as implicações ambientais e regulatórias do uso desses agroquímicos, especialmente no que tange à presença de resíduos e à avaliação de riscos ambientais. Essas abordagens demonstram o crescente interesse da comunidade científica em compreender os impactos e o ciclo ambiental desses inseticidas amplamente utilizados na agricultura, o que reforça a relevância da presente revisão sistemática como ferramenta para integrar e analisar criticamente essas abordagens.

Para a triagem dos artigos, foi elaborada a Tabela 1, com os critérios de inclusão e exclusão. A Figura 9 demonstra, então, o número de artigos restantes após cada etapa de triagem realizada seguindo a metodologia PRISMA.

Figura 9 - Seleção de estudos: contaminação do solo (PRISMA)



Fonte: Autores, 2025.

Tabela 1 - Critérios de inclusão e exclusão de artigos (Solo)

Inclusão	Exclusão
Pesquisas que analisem efeitos dos inseticidas escolhidos no solo.	Artigos com foco em inseticidas diferentes dos três escolhidos.
Impactos ambientais e ecotoxicológicos relevantes.	Pesquisas com focos em outros compartimentos ambientais ou apenas em métodos de detecção.
Acesso ao artigo completo.	Artigos muito antigos (mais de 10 anos).

Fonte: Autores, 2025.

4.2 Caracterização preliminar e tendências – Artigos sobre neonicotinoides no solo

Assim como esperado, há uma crescente nos estudos que analisam os inseticidas em questão – acetamiprido, clotianidina e sulfoxaflor – no solo, podendo ser observada na Figura 10, com a maioria dos artigos sendo publicados entre 2018 e 2024. A queda em 2025 pode ser desconsiderada, pois se deve pela busca nas bases de dados ter ocorrido em abril desse mesmo ano. Essa análise reflete a preocupação crescente acerca dos possíveis impactos ocasionados pela contaminação dos solos por neonicotinoides.

Figura 10 - Distribuição dos estudos por ano (solo)



Fonte: Autores, 2025.

A Figura 11 apresenta a distribuição geográfica dos autores dos artigos. As localizações foram extraídas do primeiro endereço de correspondência informado nas bases Scopus e Web of Science. Nos estudos realizados na mesma cidade, as coordenadas foram levemente alteradas, de modo a haver dois pontos distintos no mapa.

Figura 11 - Localização e distribuição dos artigos (Solo)



Fonte: Autores, 2025. Dados base: *Natural Earth* (2025).

A presença de muitos estudos no continente asiático, principalmente na China, provavelmente se deve ao fato do país ser o maior produtor agrícola do mundo e, conseqüentemente, um dos maiores consumidores de agrotóxicos, o que gera uma necessidade de pesquisa a respeito de seus impactos. A mesma lógica pode ser aplicada para a América do Norte, devido à forte produção agrícola nos Estados Unidos e no Canadá. Ademais, a saúde dos polinizadores, afetados pelos inseticidas estudados, tem se tornado um tópico emergente, principalmente nesses países.

Por fim, nota-se a distribuição de 6 estudos pela Europa (incluindo o que está na região norte da Turquia), o que pode ser explicado pela regulamentação rigorosa de agrotóxicos na União Europeia, o que fomenta a necessidade de pesquisas, refletindo uma abordagem preventiva.

4.3 Efeitos de Três Neonicotinoides no Solo

Como citado anteriormente, foram considerados três inseticidas, sulfoxaflor, clotianidina e acetamiprido, para fins de comparação e análise dos seus efeitos no solo. Então, foram sintetizadas as análises de como se comportam sob diferentes mecanismos de exposição e parâmetros do solo. A Tabela 2 mostra os artigos que foram utilizados para a construção deste tópico – dos 37 artigos selecionados para a revisão, foram utilizados 19, devido ao fato de conterem um maior número de informações relevantes para o trabalho.

Tabela 2 - Relação de artigos utilizados por inseticida e mecanismo.

Referência	Inseticida	Mecanismo do solo
Dankyi <i>et al.</i> (2018)	ACE	Adsorção
	CLO	
Li <i>et al.</i> (2023)	ACE	Adsorção
	CLO	Degradação
Hua <i>et al.</i> (2023)	ACE	Biodisponibilidade
	CLO	
Potts <i>et al.</i> (2022)	ACE	Adsorção
		Biodisponibilidade
Lalín-Pousa <i>et al.</i> (2025)	ACE	Adsorção
		Dessorção
Pitam; Mukherjee; Kumar (2012)	ACE	Persistência
		Meia-vida
Gupta; Gajbhiye (2007)	ACE	Persistência
		Meia-vida
Liu <i>et al.</i> (2011)	ACE	Degradação
Ramasubramanian (2021)	CLO	Persistência
		Meia-vida
Morrison <i>et al.</i> (2022)	CLO	Mobilidade
Mörtl <i>et al.</i> (2016)	CLO	Mobilidade
Singh <i>et al.</i> (2018)	CLO	Mobilidade
Zhang <i>et al.</i> (2018)	CLO	Adsorção
		Meia-vida
		Degradação
Zheng <i>et al.</i> (2022)	CLO	Persistência
Singh <i>et al.</i> (2022)	CLO	Mobilidade
Yang <i>et al.</i> (2022)	SFX	Degradação
Brooks <i>et al.</i> (2021)	SFX	Degradação
Zhao <i>et al.</i> (2023)	SFX	Degradação
		Meia-vida
Chen <i>et al.</i> (2014)	SFX	Eluição
		Meia vida

Nota: CLO – Clotianidina; ACE – Acetamiprido; SFX – Sulfoxaflor

Fonte: Autores, 2025.

Observa-se pela Como citado anteriormente, foram considerados três inseticidas, sulfoxaflor, clotianidina e acetamiprido, para fins de comparação e análise dos seus efeitos no solo. Então, foram sintetizadas as análises de como se comportam sob diferentes mecanismos

de exposição e parâmetros do solo. A Tabela 2 mostra os artigos que foram utilizados para a construção deste tópico – dos 37 artigos selecionados para a revisão, foram utilizados 19, devido ao fato de conterem um maior número de informações relevantes para o trabalho.

Tabela 2 que quatro estudos analisaram o sulfoxaflor, enquanto dez estudos analisaram a clotianidina e oito estudos analisaram o acetamiprido, sendo que três deles analisaram ambos. Nota-se também que os estudos acerca do sulfoxaflor analisaram principalmente a degradação e meia-vida desse composto, enquanto os outros dois agroquímicos foram mais estudados com relação a mobilidade, sorção e persistência.

4.3.1 Metodologia dos estudos analisados

As informações retiradas dos artigos a respeito da metodologia utilizada em cada um foram compiladas na Tabela 3. É possível notar uma variedade de tipos de ensaio, o que permite uma visão mais abrangente, principalmente por incluir estudos em laboratório e em campo.

Embora haja uma variação maior nos tipos de ensaio de degradação e biorremediação, os ensaios de sorção e lixiviação são comumente estudados em laboratório, facilitando a análise de suas metodologias, como os de equilíbrio em batelada (DANKYI *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2023) e os que simulam chuva em ambiente controlado, em colunas de solo, como o de Singh *et al.* (2018).

Para estudos de persistência e biodisponibilidade, há uma predominância maior de estudos em campo, avaliando como os inseticidas se comportam em condições reais, como o de Ramasubramanian (2021), e também de ensaios feitos em laboratório a partir de amostras coletadas do campo.

Em relação às condições de ensaio e às características do solo, há um padrão de fatores que variam em diversos estudos, como a temperatura controlada, os regimes de umidade, o pH do solo (ou da água, em alguns casos), a textura e composição do solo e a presença tanto de carbono orgânico do solo (COS) quanto de adubação orgânica.

Por fim, é evidente também a variação das concentrações de inseticida utilizadas nos ensaios, que vão desde doses altas em campo, como os 525 g a.i. ha⁻³ no estudo de Chen *et al.* (2014), até concentrações muito baixas em ensaios de sorção e toxicologia, como a de 0,05 mg L⁻¹ no estudo de Li e outros autores (2023) e a de 1 µg L⁻¹, no artigo de Brooks *et al.* (2021), respectivamente. A distinção das unidades de medidas utilizadas também dificulta a

³ A abreviação “i.a.” significa “ingrediente ativo” e é utilizada para indicar a quantidade do componente ativo presente nas formulações dos agroquímicos.

comparação pois representam quantidades e contextos distintos: “g a.i. ha⁻¹” indica a dosagem de agroquímicos em campo, ou seja, quanto produto ativo é aplicado por unidade de área agrícola, enquanto “mg L⁻¹” expressa a concentração em água ou solução.

Tabela 3 – Detalhamento da metodologia dos ensaios realizados nos estudos (Solo).

Artigo (Autores e ano)	Inseticida	Tipos de ensaios	Concentrações	Duração dos ensaios	Condições dos ensaios	Solo
Dankyi <i>et al.</i> (2018)	ACE CLO	Sorção (equilíbrio em batelada) e degradação	Sorção: 0,1;0,5;1;5;10 mg L ⁻¹ ; Degradação: 10 g L ⁻¹	Sorção: Até 72 horas; Degradação: Até 320 dias	Sorção: incubação a 20°C Degradação: incubação a 25°C	4 tipos de solo de plantação de cacau pH: 5,5 - 7,5 argila: 15 - 42% silte: 13 - 31% COS: 1,6 - 4,8%
Li <i>et al.</i> (2023)	ACE CLO	Sorção e degradação em batelada	Sorção: 0,05 a 10 mg L ⁻¹ Degradação: 10 mg kg ⁻¹	Sorção: 48 horas; Degradação até 305 dias	Temperatura ambiente (21±2°C); Agitação e centrifugação das amostras	4 tipos de solos agrícolas dos EUA pH: 4,6 - 7,2 argila: 1 - 20% silte: 29 - 96% COS: 0,065 – 0,73%
Hua <i>et al.</i> (2023)	ACE CLO	Avaliação da biodisponibilidade e medição de resíduos	Inseticidas já presentes no solo	-	Amostras retiradas entre 10 e 20 cm de profundidade, secas e peneiradas	115 amostras de solo de fazendas em Shaanxi, China
Potts <i>et al.</i> (2022)	ACE	Sorção, lixiviação e mineralização	0,05 g L ⁻¹	Sorção: 1,2,4,24,120 e 192 horas; Lixiviação: 6 volumes de poros de chuva artificial	Sorção: Agitação a 200 rpm, centrifugação; Lixiviação: em colunas	pH: 7,1 – 7,2 argila: 14% silte: 6% COS: 0,069 – 1,29%
Lalín-Pousa <i>et al.</i> (2025)	ACE	Sorção em batelada	0,0005 a 0,022 g L ⁻¹	Agitação por 28 horas	Temperatura ambiente (25±1°C); Agitação a 50 rpm e centrifugação	60 solos agrícolas pH: 4,0 – 5,8 argila: 10 - 36% silte: 11 - 46% COS: 1,2 – 5,3%
Pitam; Mukherjee; Kumar (2012)	ACE	Estudo de persistência e lixiviação	0,1;1 e 10 µg g ⁻¹	Intervalos de tempo não especificados	25±1°C com >90% de umidade.	Solo Inceptisol pH: 7,69 argila: 5% silte: 17,5% COS: 0,501%
Gupta; Gajbhiye (2007)	ACE	Estudo de persistência e recuperação	1 a 10 µg g ⁻¹	Diferentes intervalos de tempos, persistência de mais de 30 dias, meia vida até 150 dias	Temperatura controlada a 25°C e três regimes de umidade	Solo Inceptisol pH: 7,69 argila: 5% silte: 17,5% COS: 0,501%
Liu <i>et al.</i> (2011)	ACE	Ensaio de degradação	20 mg g ⁻¹	48 horas, 6 dias e 11 dias	Incubação a 28°C com 60% de umidade	Solo Inceptisol pH: 7,69 argila: 5% silte: 17,5% COS: 0,501%

Artigo (Autores e ano)	Inseticida	Tipos de ensaios	Concentrações	Duração dos ensaios	Condições dos ensaios	Solo
Ramasubramanian (2021)	CLO	Estudo de comportamento de persistência	0,01 a 1 µg mL ⁻¹	120 dias	Condições de campo com 5 tratamentos diferentes	pH: 8,2 argila: 33,4% silte: 17,6% COS: 0,32%
Morrison <i>et al.</i> (2022)	CLO	Estudo de campo sobre lixiviação e retenção no solo.	0,60 µg L ⁻¹	10 semanas	Em campo Média de 22,7°C 318mm de chuva	Solo argiloso Diferentes concentrações de COS
Mörtl <i>et al.</i> (2016)	CLO	Sorção em solos e movimento através de colunas	0,02;0,1 e 1 µg g ⁻¹	10min;4h;8h;24h;72h	Solos previamente secos no ar e preenchidos em colunas de vidro	3 tipos de solo Diferentes %COS Arenoso: 0,52% Argiloso: 2,15% Terra vegetal: 40%
Singh <i>et al.</i> (2018)	CLO	Estudo de potencial de lixiviação	5 µg g ⁻¹	Conduzido em diferentes volumes de água (fluxo contínuo e descontinuo)	Adição de adubo orgânico para comparação	2 solos indianos pH: 5,06 – 8,41 argila: 10,4 – 30,4% silte: 18,1 – 36,5% COS: 0,29 – 0,95%
Zhang <i>et al.</i> (2018)	CLO	Ensaio de sorção e degradação em batelada	Sorção: 0,5 a 20 mg L ⁻¹ Degradação: 5 mg kg ⁻¹	Sorção: 48 horas Degradação: 0;2;5;10;20;40 e 60 dias	Temperatura controlada de 25±1°C Umidade de 60%	4 solos agrícolas da China: solo preto, solo vermelho, solo de arrozal e solo fluviático
Zheng <i>et al.</i> (2022)	CLO	Estudo de campo para avaliar persistência	-	Solos cultivados por 1, 10 e 20 anos	Região de Ganzhou, China Clima subtropical úmido	Solo vermelho (ultisol) com alto teor de areia pH: 5 – 7,2
Singh <i>et al.</i> (2022)	CLO	Estudo da dissipação da clotianidina no solo	-	120 dias	Adição de esterco para comparação Diferentes umidades e pHs Temperatura: 24±2°C	2 solos indianos pH: 5,0 – 8,3 argila: 10,4 – 30,4% silte: 18,1 – 36,5% COS: 0,2 – 1,0%
Yang <i>et al.</i> (2022)	SFX	Ensaio de hidrólise, fotólise e degradação no solo	Hidrólise e fotólise: 20 mg L ⁻¹ No solo: 10 mg kg ⁻¹	Hidrólise e solo: 96 dias; Fotólise: 96 horas	Variação de temperatura e pH na água; Solo: 40% de umidade e temperatura de 25°C	Amostras de 4 solos de diferentes regiões na China
Brooks <i>et al.</i> (2021)	SFX	Ensaio de toxicologia com macro invertebrados	1;100 e 1000 µg L ⁻¹	48 – 50 dias	32 mesocosmos recirculantes ao ar livre com 5 tratamentos diferentes	-
Zhao <i>et al.</i> (2023)	SFX	Ensaio de degradação por bactérias	0,83 mol L ⁻¹	30 e 48 horas	Em agitador rotatório a 30°C	-
Chen <i>et al.</i> (2014)	SFX	Estudo de dissipação farmacocinética	525 g a.i. ha ⁻¹ de grânulos de 50% de sulfoxaflor.	35 dias após o tratamento	Condições de estufa Temperatura de 22±10°C	pH: 7,82 argila: 39,8% silte: 45,1% COS: 1,2%

Nota: CLO – Clotianidina; ACE – Acetamiprido; SFX – Sulfoxaflor.

Fonte: Autores, 2025.

4.3.2 Mobilidade e Sorção

A mobilidade dos neonicotinoides no solo é um fator crítico, pois determina o potencial de contaminação aos ecossistemas não-alvo e de lixiviação para as águas subterrâneas.

De modo geral, os inseticidas clotianidina e acetamiprido apresentam baixa adsorção no solo, com taxas médias de 53% e 39%, respectivamente, demonstrando uma média retenção das partículas adsorvidas (DANKYI *et al.*, 2018). Essa adsorção fraca, e muitas vezes reversível, de ambos os inseticidas se deve às interações intermoleculares de baixa energia, ocorrendo principalmente por meio das forças de van der Waals (LI *et al.*, 2023).

O acetamiprido, em particular, possui baixa adsorção e alta mobilidade na fase sólida (POTTS *et al.*, 2022), além de possuir baixa afinidade com os constituintes do solo, resultando em altos níveis de dessorção (LALÍN-POUSA *et al.*, 2025). Contudo, em condições de campo, há baixa possibilidade de lixiviação desse neonicotinoide para águas subterrâneas, sendo observada uma mobilidade sutil no solo, com dissipação mais rápida observada em solos submersos e baixa chance de mobilidade vertical (PITAM; MUKHERJEE; KUMAR, 2012).

Diversos parâmetros do solo demonstram influência significativa na mobilidade e sorção desses compostos. A matéria orgânica do solo (MOS) desempenha papel crucial, com o estudo de Lalín-Pousa e outros autores (2025) evidenciando maior adsorção e menor dessorção do acetamiprido em solos com maior quantidade de MOS, enquanto o artigo de Singh e outros autores (2018) comprova que a mobilidade e lixiviação da clotianidina pode ser reduzida com a aplicação de melhoramento orgânico no solo.

Em ambos os inseticidas, o carbono orgânico demonstrou influência positiva na adsorção (DANKYI *et al.*, 2018), sendo diretamente proporcional ao coeficiente de distribuição (K_d). Assim, em solos com baixo teor de carbono orgânico, o K_d se encontra abaixo de 2,0 L kg⁻¹, o que indica baixa afinidade com o solo e alta mobilidade (LI *et al.*, 2023). O estudo de Zhang e outros autores (2018) também evidencia que a adsorção da clotianidina foi principalmente influenciada pela quantidade de carbono orgânico disponível no solo.

A composição dos solos também é um fator importante, com ambos os neonicotinoides apresentando maior adsorção e menor dessorção em solos com maior quantidade de argila e solos francos, segundo os estudos de Lalín-Pousa *et al.* (2025) e Mörtl *et al.* (2016). O artigo de Mörtl e outros autores (2016) também demonstra alta mobilidade do acetamiprido em solos arenosos e pedra-pomes. Quanto à clotianidina, especificamente, é evidenciada maior adsorção e menor dessorção em solos com maior capacidade de troca catiônica (CTC) (LALÍN-POUSA *et al.*, 2025).

Por fim, a umidade do solo também afeta os mecanismos de exposição dos inseticidas em questão, como é ressaltado no estudo de Singh *et al.* (2022), em que há maior mobilidade da clotianidina em solos saturados e menor mobilidade em solos secos.

Nota-se que, para o sulfoxaflor, a literatura revisada não apresentou dados que relacionem fatores do solo com a sua mobilidade e sorção no solo, o que indica uma lacuna de conhecimento neste campo específico para este inseticida. Porém, é esperado um comportamento similar ao acetamiprido e à clotianidina, por estarem inseridos na mesma classe de inseticidas.

É possível, portanto, comparar alguns fatores entre o sulfoxaflor e os demais inseticidas, com base em dados conhecidos. O coeficiente de distribuição médio do sulfoxaflor é de 0,52 L kg⁻¹, indicando, assim como para o acetamiprido e a clotianidina, baixa afinidade com o solo e alta mobilidade (LEWIS *et al.*, 2016).

Tabela 4 - Propriedades físico-químicas dos inseticidas

Composto	Sulfoxaflor	Acetamiprido	Clotianidina
K _d (mL g ⁻¹)	0,52	-	-
K _{oc} (mL g ⁻¹)	40,8	200	123
Solubilidade em água (mg L ⁻¹)	568	2950	327
Densidade (g mL ⁻¹)	1,519	1,33	1,61
Potencial de lixiviação	Baixo	Baixo	Alto

Fonte: Adaptado de Lewis (2016).

A Tabela 4 dispõe as características físico-químicas dos inseticidas estudados, facilitando a análise comparativa em termos de mobilidade e sorção. O K_d do acetamiprido e da clotianidina não estão dispostos na tabela por serem muito baixos para a maioria dos solos, indicando alta mobilidade no solo (LEWIS *et al.*, 2016).

Já o coeficiente de partição (K_{oc}) mede a afinidade do composto com a matéria orgânica do solo, sendo um bom indicador de sorção. O sulfoxaflor, por apresentar o menor K_{oc}, se demonstra o neonicotinoide com menor sorção e maior mobilidade, enquanto o acetamiprido possui o valor mais alto para o K_{oc}, indicando maior sorção e menor mobilidade dentre eles.

A solubilidade em água também funciona como indicador de mobilidade, pois quanto maior a solubilidade, maior a tendência do composto ser transportado pela água presente no solo (LEWIS *et al.*, 2016). O acetamiprido possui a maior solubilidade, o que isoladamente indicaria que é o mais móvel, porém gera uma contradição com a análise do K_{oc}, sugerindo que o baixo potencial de lixiviação depende de outros fatores, como a taxa de degradação.

Quanto ao potencial de lixiviação, este é medido de acordo com o índice GUS (*Groundwater Ubiquity Score*), que leva em consideração o K_{oc} e a meia-vida no solo (DT_{50}), calculando o potencial de compostos, principalmente agrotóxicos, de contaminar águas subterrâneas (LEWIS *et al.*, 2016). O índice demonstra que a clotianidina, embora possua solubilidade em água consideravelmente baixa, possui alto potencial de lixiviação, o que pode ser explicado por outros fatores que influenciam a sua mobilidade e pela meia-vida do inseticida no solo.

4.3.3 Persistência, Biodisponibilidade e Meia-Vida

A persistência de contaminantes no solo é medida pelo tempo de meia-vida, ou seja, o tempo em que leva para a concentração de um determinado composto ser reduzida à metade, sendo essa a principal forma de avaliar a biodisponibilidade dos neonicotinoides analisados a longo prazo. Já a biodisponibilidade é a fração da substância que está acessível para ser absorvida pelos organismos vivos presentes no solo. É importante analisarmos esses conceitos, pois o potencial de contaminação de qualquer inseticida depende do período em que este fica no solo (GUPTA; GAJBHIYE, 2007).

Tanto o pH quanto a matéria orgânica possuem impactos significativos na biodisponibilidade desses contaminantes no solo. Para a clotianidina e para o acetamiprido, a matéria orgânica é evidenciada como inversamente proporcional à biodisponibilidade, ou seja, um maior teor de MOS resulta em uma menor disponibilidade, devido à adsorção das moléculas nitro e cloro pela MOS (HUA *et al.*, 2023).

Porém, segundo o estudo de Ramasubramanian (2021), aumento da persistência causado pelo maior teor de matéria orgânica não é tão significativo quanto o efeito sobre a biodisponibilidade, já que a degradação depende mais da fração livre do composto do que da quantidade adsorvida. No mesmo estudo, foi observado então a meia-vida da clotianidina variando de 22,4 a 24,8 dias com adubação orgânica – de diferentes tipos – e sendo de 21 dias sem adubação.

Já o pH é tido como diretamente proporcional, com o seu aumento resultando em maior biodisponibilidade de ambos os compostos, pois em solos com baixo pH, ocorre maior adsorção à superfície das partículas do solo, reduzindo a sua concentração em estado solúvel. Também é evidenciado que os resíduos da clotianidina são mais afetados pelo pH do solo do que os demais neonicotinoides (HUA *et al.*, 2023).

Além da bioacumulação da clotianidina estar relacionada com o pH e com a MOS, esta consequentemente também se relaciona à quantidade de carbono orgânico disponível no solo, e sua persistência tende a variar com a profundidade (ZHENG *et al.*, 2022). Ademais, o estudo de Hua e outros autores (2023) ressalta que dentre os inseticidas analisados, a clotianidina possui menor biodisponibilidade.

Outro fator crucial é a umidade do solo, com dissipação mais rápida, ou seja, menor persistência do acetamiprido em solos mais úmidos, com valores de meia-vida variando entre 10 e 22,8 dias (PITAM; MUKHERJEE; KUMAR, 2012). O estudo de Gupta e Gajbhiye (2007) também evidencia essa relação ao indicar dissipação maior e mais rápida em solos com condições normais de umidade, seguida pela em solos submersos, e por último em solos secos.

O artigo de Pitam, Mukherjee e Kumar (2012) também relaciona a meia-vida do acetamiprido com o pH do solo, com os valores sendo de 6,2 dias (pH 4), 7,3 dias (pH 7) e 5,1 dias (pH 9), o que sugere uma menor persistência em pH extremos (ácido ou alcalino) e maior persistência em pH neutro.

O sulfoxaflor, em condições de estufa regularizadas, que incluíam solo argiloso-siltoso, baixo percentual de matéria orgânica e pH neutro, teve meia-vida variando entre 5,59 e 6,03 dias (CHEN *et al.*, 2014), portanto o inseticida possui baixa persistência no solo. Esses dados evidenciam a influência de determinados fatores do solo no SFX também, denotando similaridades na classe dos neonicotinoides.

É possível, então, comparar os três inseticidas estudados, com base na meia-vida encontrada para cada um deles. O sulfoxaflor se destaca pela sua persistência significativamente menor, o que se dá pela alta suscetibilidade à degradação microbiana, enquanto a clotianidina possui a maior meia-vida, não sendo igualmente influenciada pelas características do solo. Já o acetamiprido se encontra entre os demais, sendo mais influenciado pelos fatores observados, o que se comprova pela grande faixa de valores em sua meia-vida.

4.3.4 Degradação

A degradação dos neonicotinoides no solo é um processo complexo, influenciado por diversos fatores, bióticos ou abióticos. É um tópico fundamental para determinação do destino ambiental dos contaminantes, referindo-se à quebra do composto original em moléculas mais simples, que podem ser menos ou mais tóxicas aos compartimentos não-alvo (YANG *et al.*, 2022).

Têm-se que para o acetamiprido e para a clotianidina, a taxa de degradação é influenciada positivamente por um maior percentual de argila na composição do solo (LI *et al.*, 2023). A matéria orgânica, e consequentemente, a atividade microbiana, também possuem grande importância na degradação desses compostos. O estudo de Liu e outros autores (2011) analisou sua influência na degradação do acetamiprido, obtendo, em 15 dias, uma taxa de degradação de 94% em solos não esterilizados e de 21,4% em solos esterilizados.

O sulfoxaflor é muito estudado em questão de degradação, por ser o inseticida neonicotinoide mais utilizado atualmente (devido à regulação menos rígida) e também devido ao fato de que os subprodutos da sua degradação chegam a ser até 35 vezes mais tóxicos do que o composto em si, como comprovado por Yang *et al.* (2022), em uma análise de toxicidade realizada com o organismo *Daphnia magna*, onde o sulfoxaflor demonstrou baixa toxicidade, enquanto o subproduto X11719474 demonstrou toxicidade 35 vezes maior, causando mortalidade dos organismos. Nota-se que mesmo os demais subprodutos menos tóxicos e o inseticida pré-degradação já causam outros sintomas, como amarelamento, turbidez abdominal e lentidão.

O artigo de Brooks e outros autores (2021) evidencia a degradação de 48% (com margem de erro de 3%) do sulfoxaflor no período de 47 dias em condições normais, enquanto o estudo de Chen *et al.* (2021) comprova que a degradação do SFX pode atingir mais de 90% em 96 dias no solo.

Ademais, algumas bactérias específicas podem acelerar o processo de degradação desses compostos. Zhao e outros autores (2023) dão ênfase em exemplos de bactérias que aceleram a degradação do sulfoxaflor, como a *Pseudaminobacter salicylatoxidans*, que atingiu uma taxa de degradação de 96,4% de uma solução 0,83 mol L⁻¹ em 30 minutos, devido às suas enzimas nitrilo hidratases (AnhA e AnhB). O mesmo estudo ressalta que o sulfoxaflor é apenas ligeiramente degradado por hidrólise, e não sofre fotodegradação em solos esterilizados e em água ácida, o que destaca a importância da via de degradação microbiana e do pH do meio.

A matéria orgânica e o carbono disponível também possuem impacto positivo na degradação do sulfoxaflor, pois atuam como fonte de energia para os microrganismos do solo, fomentando a atividade biológica responsável pela degradação do composto. No entanto, a maior adsorção do inseticida à MOS pode reduzir a sua biodisponibilidade, o que poderia dificultar o acesso e a degradação pelos microrganismos (YANG *et al.*, 2022). Nota-se também um impacto positivo do pH, que é tido como ótimo em 7 (neutro), pois é quando há presença de maior atividade enzimática (ZHAO *et al.*, 2023).

Assim, fica evidente que a degradação dos neonicotinoides no solo é um processo complexo, dependendo de fatores bióticos e abióticos, como a atividade de microrganismos, a composição do solo, e condições como umidade, temperatura e pH. Ademais, nota-se que a eliminação do composto original não garante a segurança ambiental, visto que a formação de metabólitos pode representar um risco toxicológico ainda mais severo aos organismos não-alvo, como demonstrou o estudo de Yang *et al.* (2022). Portanto, o estudo aprofundado dos mecanismos de degradação e dos metabólitos formados revela-se fundamental para a compreensão do destino ambiental desses inseticidas.

4.3.5 Análise crítica e identificação de limitações metodológicas

A análise aprofundada dos estudos sobre o destino ambiental dos neonicotinoides no solo revela lacunas de conhecimento e deficiências metodológicas. A distribuição geográfica das pesquisas e a natureza dos ensaios realizados, principalmente, impõem limitações que devem ser consideradas na avaliação do risco global desses inseticidas.

A grande maioria dos estudos de persistência e degradação provém das mesmas regiões geográficas, países com agricultura extensiva como China, EUA e Índia. Essa concentração gera um viés nos tipos de solos analisados (como o Inseptisol e o Alfisol, predominantes nessas regiões). Como a sorção é influenciada pelo COS e percentual de argila no solo, os dados obtidos nesses países com relação a mobilidade também não funcionam com precisão em escala global.

Ademais, há uma dependência por ensaios em laboratórios, que embora seja importante para isolar variáveis específicas, não condiz com as condições de campo, onde os contaminantes estão sujeitos a diversos fatores e a uma complexa comunidade microbiana. Essa dependência impede a compreensão completa do destino dos inseticidas, o que pode ser notado na meia-vida do sulfoxaflor, que em estudo de laboratório com bactérias específicas foi de 6,4 minutos (ZHAO *et al.*, 2023) e em condições de campo/estufa variou entre 5 e 6 dias (CHEN *et al.*, 2014), uma diferença discrepante.

Há também um conflito em relação às propriedades físico-químicas dos compostos, indicando que a previsão do potencial de lixiviação por meio de modelos simples é falha. O acetamiprido possui a maior solubilidade entre os 3 inseticidas, porém possui também o maior K_{oc} , o que impede uma previsão apenas com base nesses fatores. A classificação desse neonicotinoide como de baixo risco de lixiviação provém, portanto, de outros fatores, como a biodegradação.

Por fim, a maior lacuna observada é em relação aos metabólitos gerados pela degradação de cada um desses inseticidas – a grande maioria dos artigos foca apenas no composto parental, negligenciando a possível toxicidade dos subprodutos. No caso do sulfoxaflor, foi comprovado que o metabólito X11719474 é 35 vezes mais tóxico que o composto original (YANG *et al.*, 2022), o que comprova a necessidade de dados a respeito da toxicidade dos metabólitos gerados a partir da degradação dos demais neonicotinoides. Em suma, é preciso considerar que, em casos como esse, a rápida degradação dos contaminantes pode levar a um maior risco ecológico a longo prazo.

Essa complexidade na dinâmica de degradação torna-se ainda mais alarmante ao se considerar o impacto sobre organismos não-alvo, especificamente os polinizadores. A elevada toxicidade de metabólitos como o X11719474 sugere que o risco do sulfoxaflor para abelhas pode estar sendo subestimado por estudos que focam apenas no composto parental. A persistência de subprodutos mais letais no solo favorece a sua locomoção para o néctar e pólen, a partir das raízes, criando uma rota de exposição contínua. Portanto, as lacunas a respeito dos metabólitos gerados revelam uma ameaça à preservação das colônias e à manutenção dos serviços ecossistêmicos de polinização.

5 IMPACTOS DO SULFOXAFLOR NAS ABELHAS

Após a análise da dinâmica dos neonicotinoides no solo, este capítulo direciona o foco para os organismos receptores mais vulneráveis a essa contaminação: as abelhas. Embora o sulfoxaflor seja frequentemente apresentado como uma alternativa mais segura, é fundamental compreender a extensão real de seus impactos ecotoxicológicos. Nas seções a seguir, são apresentados os resultados da revisão sistemática sobre os efeitos letais e subletais deste agroquímico, abrangendo desde alterações fisiológicas individuais até consequências para o sucesso reprodutivo e a manutenção das colônias.

5.1 Metodologia

A definição da ‘string’ de busca teve como objetivo abranger estudos que investigassem os efeitos tóxicos, letais e subletais, do inseticida sulfoxaflor em diferentes espécies de abelhas. Assim, foram considerados termos relacionados ao composto, aos organismos de interesse e aos possíveis efeitos tóxicos decorrentes da exposição:

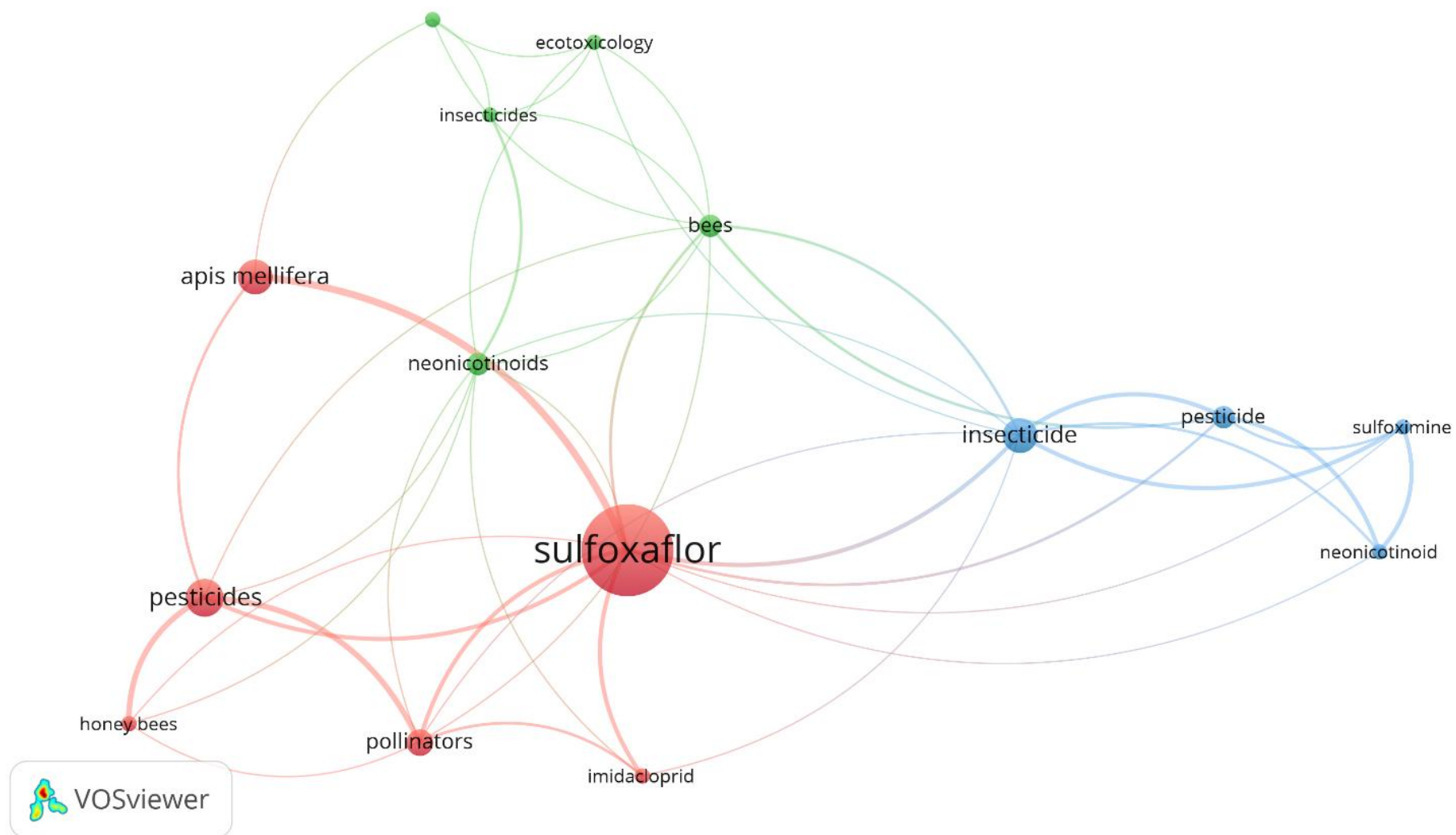
("sulfoxaflor") AND ("bee" OR "bees" OR "Apis mellifera" OR "bumble bees") AND ("toxicity" OR "exposure" OR "mortality" OR "sublethal" OR "lethal" OR "pollination")

A busca foi realizada no dia 03 de abril de 2025, resultando em 65 artigos na Web of Science e 73 no Scopus, totalizando 138 publicações.

Para uma compreensão inicial dos temas e das tendências de pesquisa nesse conjunto de artigos selecionados, realizou-se uma análise de co-ocorrência de palavras-chave utilizando o software VOSviewer. Essa análise foi aplicada aos dados brutos extraídos das bases de dados Web of Science e Scopus, antes da etapa de remoção de duplicatas e da triagem. Foram consideradas apenas as palavras-chave que se repetiram pelo menos 4 vezes

A Figura 12 apresenta o mapa de co-ocorrência de palavras-chave (dos autores) gerado a partir dos artigos identificados na base de dados Web of Science, destacando os termos mais ocorrentes e as possíveis áreas temáticas.

Figura 12 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (Web of Science).

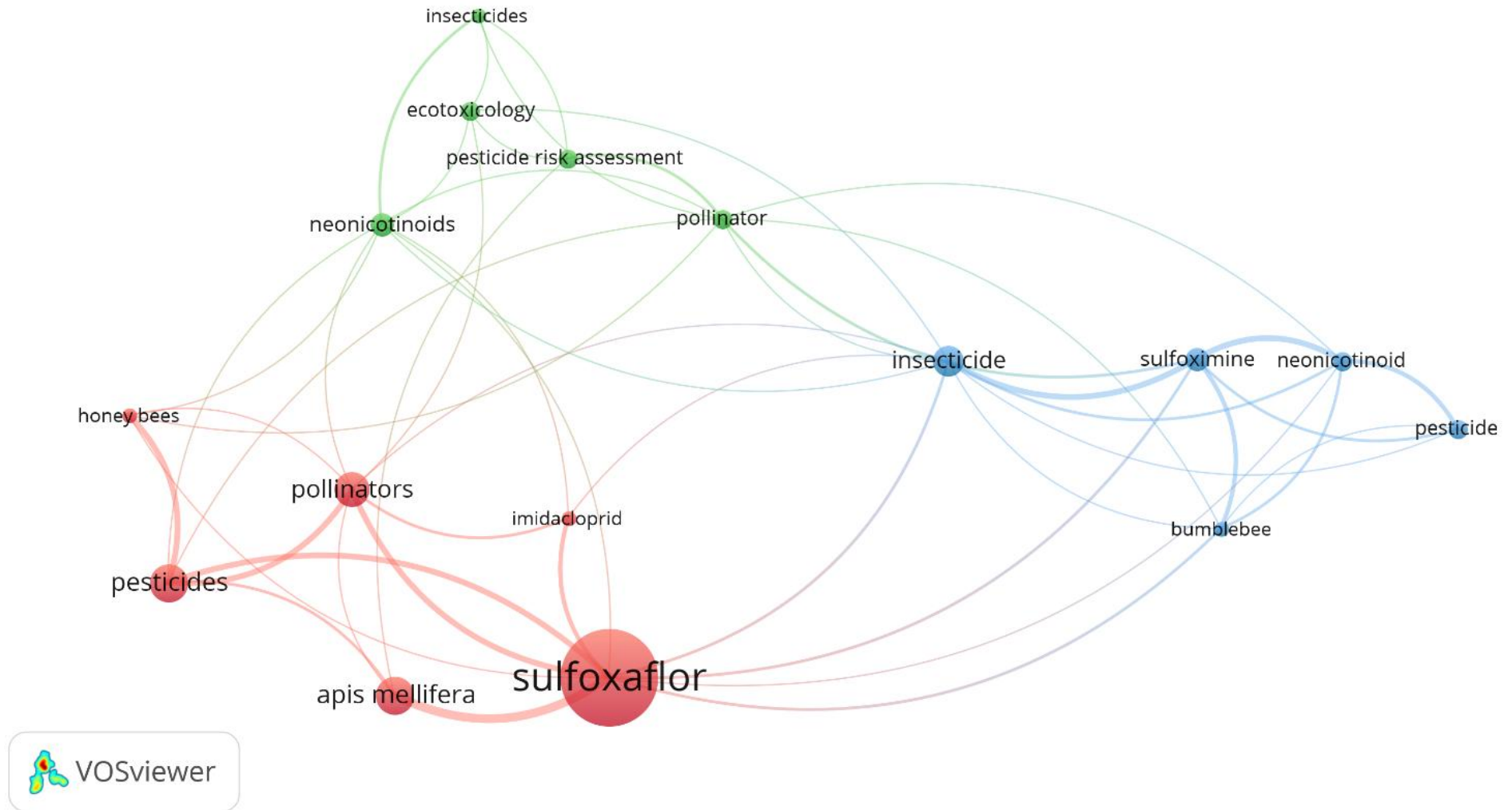


Fonte: Autores, 2025.

O termo "sulfoxaflor" aparece como o nó central do mapa (Figura 12), evidenciando sua alta frequência e relevância temática nas publicações analisadas. Esse termo está fortemente associado a palavras como *pesticides*, *neonicotinoids*, *pollinators*, *Apis mellifera* e *imidacloprid*, o que indica uma concentração de estudos voltados à ecotoxicidade de sulfoxaflor sobre polinizadores, especialmente as abelhas, conforme esperado a partir da seleção da string de busca. Os clusters formados permitem distinguir três grandes eixos temáticos. O cluster vermelho destaca a relação entre sulfoxaflor, polinizadores e inseticidas neonicotinoides clássicos, como o *imidacloprid*, refletindo um foco específico nos efeitos ecotoxicológicos sobre abelhas, especialmente *Apis mellifera* e outros polinizadores. Já o cluster verde está associado a termos como *ecotoxicology* e *insecticides*, indicando a base conceitual e disciplinar da ecotoxicologia, enquanto o cluster azul agrupa termos ligados à classificação química e regulamentar do sulfoxaflor, enfatizando sua relação com sulfoximinas e neonicotinoides.

Similarmente, a Figura 13 exibe o mapa de co-ocorrência de palavras-chave dos autores, provenientes dos artigos da base de dados Scopus, permitindo a visualização dos termos mais relevantes e suas relações.

Figura 13 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave (Scopus)



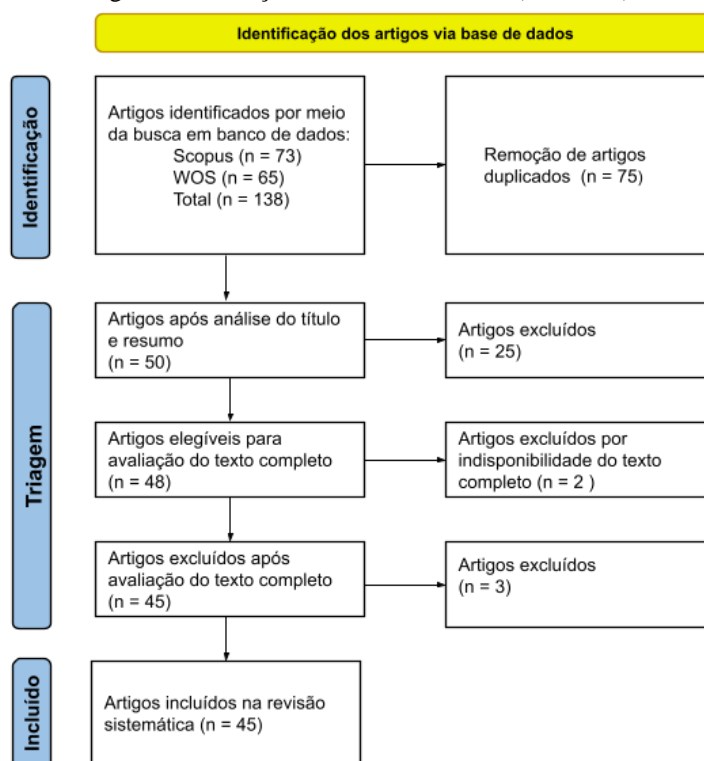
Fonte: Autores, 2025.

Na segunda visualização de coocorrência de termos (Figura 13), apesar da similaridade na centralidade do termo sulfoxaflor, observa-se uma expansão no escopo temático. O cluster vermelho continua a agrupar termos relacionados aos polinizadores e agroquímicos, porém com maior destaque para diferentes espécies, como *bumblebee*, indicando uma ampliação do foco para além da *Apis mellifera*. O cluster verde reforça o interesse crescente em avaliações de risco e ecotoxicologia aplicada, reunindo termos como *pesticide risk assessment* e *insecticides*. O cluster azul mantém a discussão sobre a classificação química do sulfoxaflor, incluindo *sulfoximine* e *neonicotinoid*, mas com conexões mais evidentes ao termo *bumblebee*, o que demonstra uma diversificação nas espécies de polinizadores estudadas.

De modo geral, os mapas (Figuras 12 e 13) evidenciam que os artigos resultantes da busca sobre sulfoxaflor estão estruturados envolvendo três eixos principais: (i) efeitos sobre polinizadores, (ii) avaliação de risco ecotoxicológico e (iii) caracterização química do inseticida, o que reforça a relevância da presente revisão sistemática como ferramenta para integrar e analisar criticamente essas abordagens.

Após a remoção de duplicatas, restaram 75 artigos. Destes, 45 foram selecionados para compor a amostra final, considerando os critérios de inclusão e exclusão definidos para esta revisão (Tabela 5). O fluxograma apresentado na Figura 14 detalha esse processo de seleção.

Figura 14 - Seleção de estudos: abelhas (PRISMA)



Fonte: Autores, 2025.

A escolha dos artigos seguiu critérios previamente estabelecidos, detalhados e dispostos na Tabela 5.

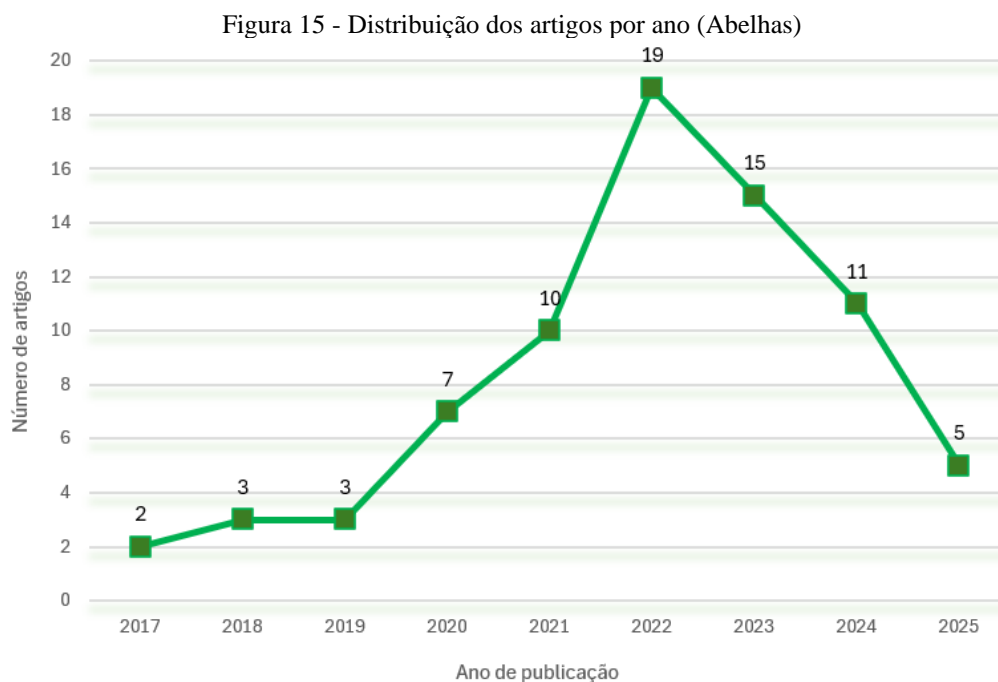
Tabela 5 - Critérios de inclusão e exclusão de artigos (Abelhas)	
Inclusão	Exclusão
Artigos que abordem os efeitos do inseticida sulfoxaflor sobre abelhas	Artigos que não envolvam abelhas como organismos-alvo
Artigos que apresentem dados sobre efeitos bioquímicos, fisiológicos, comportamentais ou reprodutivos em abelhas	Artigos cujo foco principal não seja o inseticida sulfoxaflor, ou que avaliem simultaneamente a exposição a mais de três agroquímicos distintos
Artigos que investiguem os impactos da exposição aguda ou crônica ao sulfoxaflor em condições laboratoriais ou de campo	Artigos que utilizem exclusivamente abelhas previamente infectadas por parasitas ou organismos patogênicos (abelhas não saudáveis)
Artigos que relatem ausência de efeitos (ou "não-efeitos") estatisticamente significativos do sulfoxaflor sobre os parâmetros biológicos, comportamentais ou reprodutivos de abelhas	Artigos indisponíveis em texto completo no momento da seleção

Fonte: Autores, 2025.

5.2 Caracterização preliminar e tendências – Artigos sobre Sulfoxaflor e Abelhas

Nos últimos anos, observou-se um aumento considerável na quantidade de estudos voltados à avaliação dos impactos do sulfoxaflor em abelhas: dos 75 artigos encontrados, 50 (aproximadamente 67%) foram publicados nos últimos 4 anos. Esse crescimento pode estar relacionado tanto ao declínio das populações desses polinizadores, quanto à proibição de diversos neonicotinoides em regiões como a União Europeia.

Com a utilização do sulfoxaflor como substituto, tornou-se fundamental investigar se esta alternativa é segura, se apresenta riscos semelhantes, ou até mais graves, que os compostos que visa substituir. O gráfico da Figura 15 demonstra essa tendência, nos anos posteriores ao banimento quase total da maioria dos neonicotinoides na União Europeia, em 2018.



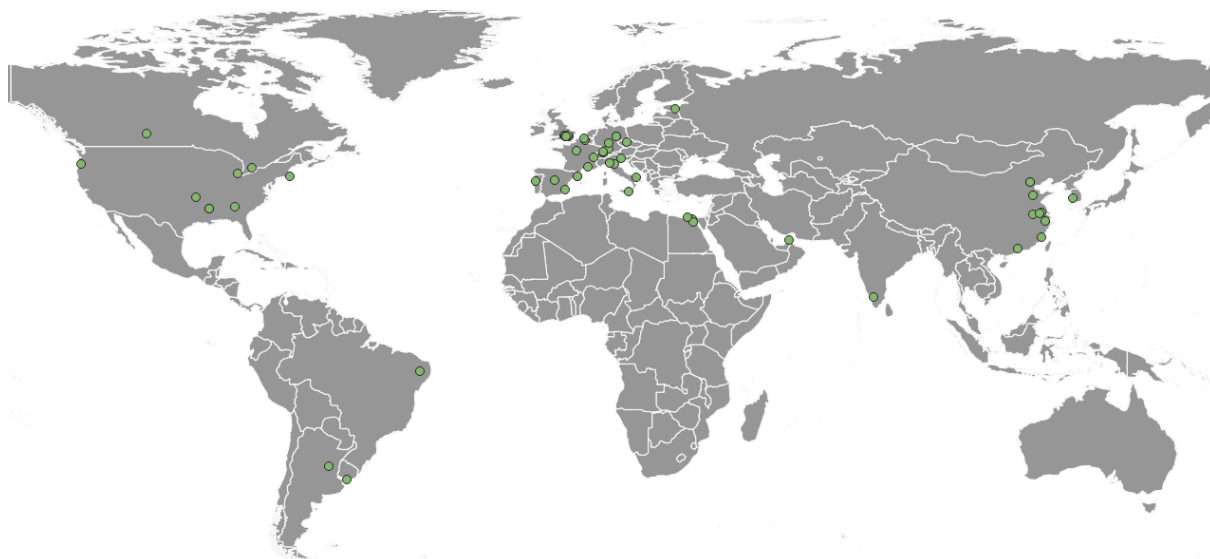
Fonte: Autores, 2025.

Como a Figura demonstra, os artigos selecionados para compor esta revisão abrangeram o intervalo temporal de 2017 a 2025, garantindo a análise de dados atuais sobre o tema.

5.3 Localização dos estudos analisados

A Figura 16 apresenta a distribuição geográfica dos artigos. As localizações foram extraídas, sempre que disponíveis, a partir do primeiro endereço de correspondência informado nas bases Scopus e Web of Science. Nos casos em que essa informação não estava disponível nas plataformas, a localização foi obtida diretamente do artigo.

Figura 16 - Localização e distribuição dos artigos (Abelhas)



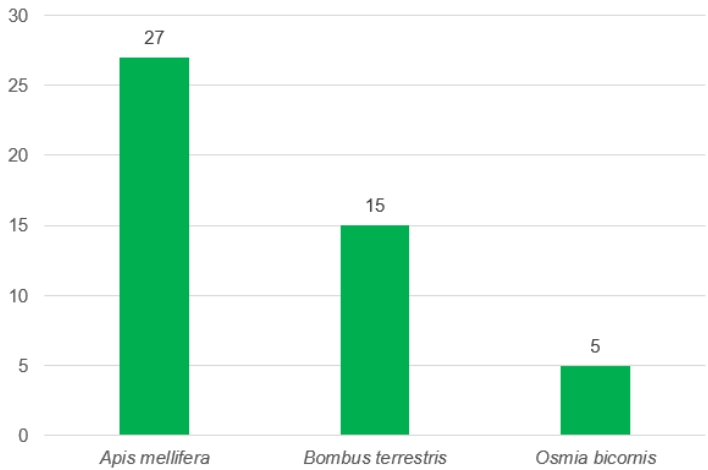
Fonte: Autores, 2025. Dados base: *Natural Earth* (2025).

Visualmente, nota-se uma concentração de pesquisas no hemisfério norte, com predominância no continente europeu e destaque para os Estados Unidos e a China, o que se alinha diretamente com a distribuição natural das espécies destacadas e com a capacidade desses países de financiar e publicar pesquisas em maior escala. No entanto, essa centralização geográfica resulta em uma carência expressiva de informações sobre as abelhas nativas das demais regiões e como são afetadas pelo sulfoxaflor. No Brasil, por exemplo, foi encontrado apenas um artigo relevante para essa revisão sistemática. Tais implicações serão discutidas de forma aprofundada no tópico 5.9.

5.4 Principais espécies de abelhas nos estudos

Foi realizada uma caracterização das espécies de abelhas mais comumente avaliadas nos estudos. Como ilustrado na Figura 17, três espécies se destacam: *Apis mellifera*, *Bombus terrestris* e *Osmia bicornis*, todas com variações de subespécies.

Figura 17 - Espécies de abelhas mais utilizadas nos estudos incluídos



Fonte: Autores, 2025.

É importante ressaltar que alguns artigos avaliaram mais de uma espécie de abelha, o que justifica o número total de ocorrências de espécies mais utilizadas (47) ser superior ao número de artigos analisados (45).

As diferenças entre essas três espécies, taxonomicamente, se dão a partir do gênero para *Apis mellifera* e *Bombus terrestris* (ambas da família Apidae), e a partir da família para *Osmia bicornis* (que pertence à família Megachilidae), em relação às outras duas, como evidenciado na Tabela 6.

Tabela 6 - Classificação Taxonômica das Espécies de Abelhas Mais Estudadas

Reino	Animalia	Animalia	Animalia
Filo	Arthropoda	Arthropoda	Arthropoda
Classe	Insecta	Insecta	Insecta
Ordem	Hymenoptera	Hymenoptera	Hymenoptera
Família	Apidae	Apidae	Megachilidae
Gênero	<i>Apis</i>	<i>Bombus</i>	<i>Osmia</i>
Espécie	<i>Apis mellifera</i>	<i>Bombus terrestris</i>	<i>Osmia bicornis</i>

Fonte: Elaborado pelos autores, com base nos dados do *Integrated Taxonomic Information System* (ITIS, 2025).

5.4.1 Família Apidae

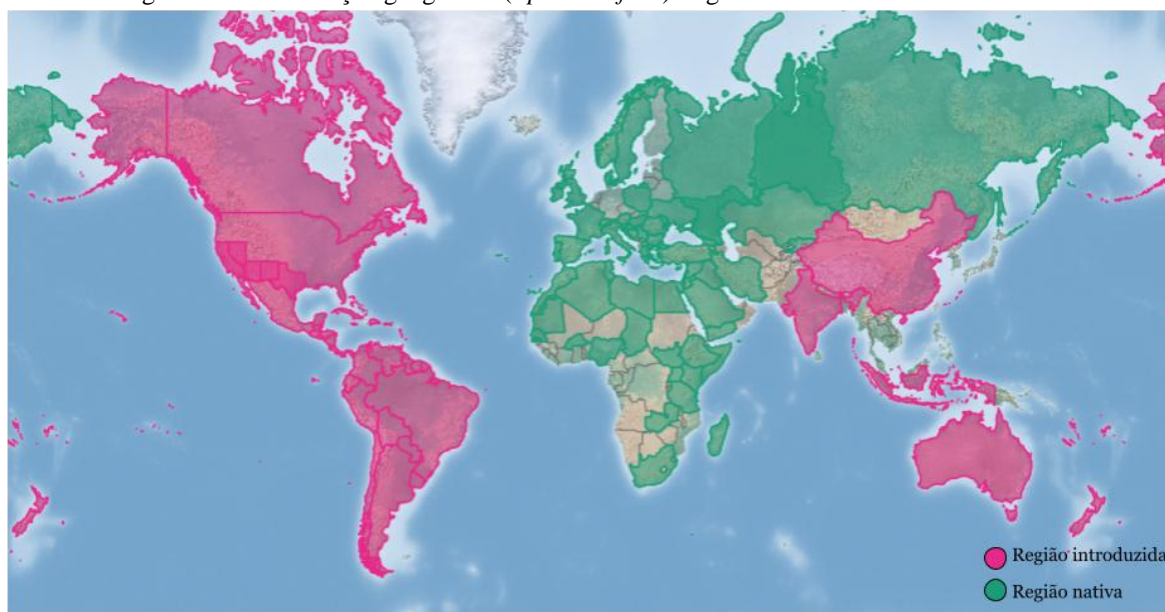
A família Apidae compreende quatro subfamílias principais: *Meliponinae*, *Euglossinae*, *Bombinae* (que inclui a *Bombus terrestris*) e *Apinae* (que inclui a *Apis mellifera*). Ao longo do tempo, a classificação dessas subfamílias tem variado entre os autores, sendo que algumas

propostas taxonômicas as consideraram como tribos dentro da subfamília Apinae (MICHENER, 1990).

5.4.1.1 *Apis mellifera*

Entre essas subfamílias, Apinae, à qual pertence o gênero *Apis*, é predominantemente tropical e, originalmente, estava restrita ao Velho Mundo, abrangendo áreas da Europa, Ásia e África. A *Apis mellifera* é considerada provavelmente nativa do sul da Noruega (MICHENER, 1990), no entanto, com a intervenção humana, foi introduzida em diversas regiões, tornando-se uma das mais amplamente distribuídas em escala global (BRADBEAR, 2009).

Figura 18 - Distribuição geográfica (*Apis mellifera*): regiões nativas e áreas introduzidas



Fonte: Adaptado de CABI, 2025.

Essa ampla disseminação está diretamente relacionada às características sociais e ecológicas da *A. mellifera* (MICHENER, 1990). A espécie forma colônias permanentes compostas por favos paralelos, que podem abrigar entre 30.000 e 100.000 indivíduos (BRADBEAR, 2009). Seu comportamento altamente social baseia-se em uma divisão de tarefas entre castas morfológicamente distintas, na qual colônias novas são formadas quando a rainha “velha” parte acompanhada por várias operárias para fundar uma nova colmeia em outro local (MICHENER, 1990).

Ademais, vale destacar que a *Apis mellifera* apresenta grande diversidade genética e comportamental entre suas subespécies, resultado da adaptação às diferentes regiões que foram

introduzidas. As subespécies europeias, que evoluíram em climas temperados com invernos longos e escassez de recursos como pólen, tendem a acumular mel e permanecer em suas colmeias durante o frio. Em contraste, as tropicais são mais propensas a abandonar o ninho quando perturbadas, aproveitando a disponibilidade contínua de alimento e, em alguns casos, migrando sazonalmente. Essas variações comportamentais impactam diretamente o manejo das “abelhas-de-mel”, exigindo estratégias distintas conforme a região e o clima (BRADBPEAR, 2009).

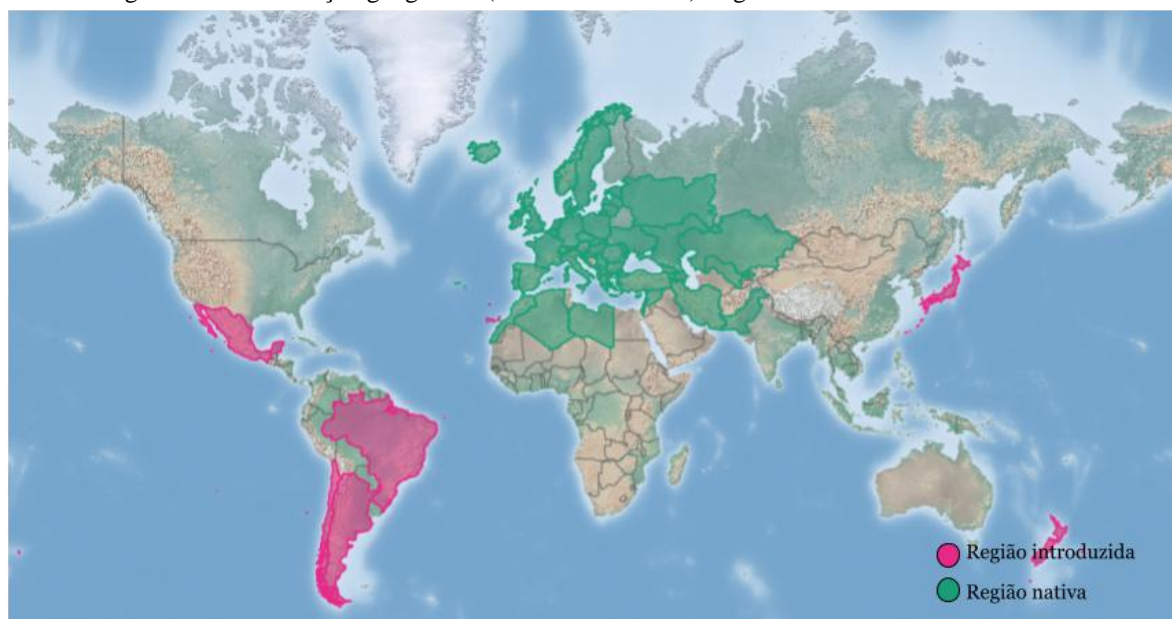
5.4.1.2 *Bombus terrestris*

A subfamília *Bombinae* engloba aproximadamente 250 espécies de “bumble bees” ou mamangavas, que são, em sua maior parte, adaptadas a condições frias e temperadas da região holoártica, com muito mais espécies e subgêneros na Eurásia do que na América do Norte (MICHENER, 1990).

Dessa subfamília, destaca-se a espécie *Bombus terrestris*, nativa da região Paleártica ocidental, que foi introduzida em diversos países como agente polinizador em estufas. Após essa introdução, alguns indivíduos escaparam desses ambientes controlados e estabeleceram-se em áreas naturais, tornando-se uma espécie invasora em muitas dessas regiões, passando a competir com polinizadores nativos por recursos como locais de nidificação e alimento (CABI, 2025).

A Figura 19 demonstra o território de origem da espécie, que abrange grande parte da Eurásia e o norte da África (Marrocos, Argélia e Líbia). Ademais, são ressaltadas as regiões onde a espécie foi introduzida, com destaque para o continente americano, incluindo México, Brasil, Argentina e Chile e no leste asiático, o Japão.

Figura 19 - Distribuição geográfica (*Bombus terrestris*): regiões nativas e áreas introduzidas



Fonte: Adaptado de CABI, 2025.

As abelhas desta espécie possuem estrutura social definida e podem prosperar em diferentes habitats e climas, mas possuem preferência por climas temperados. Graças a sua estrutura corporal relativamente grande, conseguem forragear em uma ampla faixa de temperaturas, variando entre 10 °C e 32 °C, além de manter atividade de voo mesmo sob chuvas leves, permitindo que a espécie visite plantas ao longo de praticamente todo o ano, fazendo desta umas das espécies mais importantes para a polinização (CABI, 2025).

5.4.2 Família Megachilidae

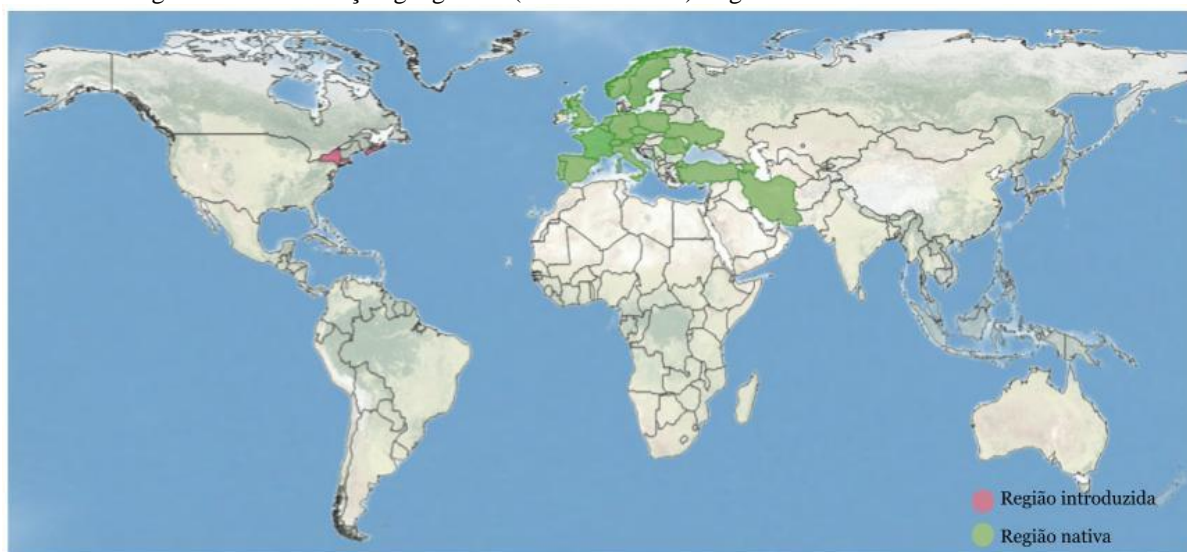
Megachilidae era anteriormente uma subfamília dentro da família Apidae, mas subiu de categoria e hoje é considerada sua própria família. Sendo uma das maiores dentro do grupo das abelhas, a família destaca-se pela sua morfologia distinta e única, que a torna facilmente reconhecida dentre as outras (UNGRICHT; MÜLLER; DORN, 2008).

5.4.2.1 *Osmia bicornis*

A espécie *Osmia bicornis* (ou *Osmia rufa*, como era conhecida) é nativa da região Paleártica, com distribuição natural abrangendo a Europa, o norte da África e as regiões norte e sudoeste da Ásia, com registros de introdução antrópica na América do Norte (NATURESERVE, 2025).

Para melhor visualização, a Figura 20 foi elaborada com base em dados de ocorrência, obtidos por meio da plataforma *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), destacando as áreas com mais registros da espécie. No mapa, os países localizados na região Paleártica, com maior número de ocorrência de *Osmia bicornis*, foram destacados em verde, incluindo grande parte da Europa e estendendo-se para partes da Ásia, como a Turquia e o Irã. Já em rosa, encontram-se os estados de Nova York e Massachusetts, nos Estados Unidos, e a província de Nova Escócia, no Canadá, onde foram registradas algumas ocorrências fora do ambiente nativo.

Figura 20 - Distribuição geográfica (*Osmia bicornis*): regiões nativas e áreas introduzidas



Fonte: Autores, 2025. Dados base: *Natural Earth*, 2025. Dados de ocorrência: *Global Biodiversity Information Facility – GBIF*, 2025.

Osmia bicornis é um tipo de abelha solitária, reconhecida pela sua eficiência na polinização, principalmente por aderir em seus corpos uma porção adicional de pólen, além de adaptar sua estratégia de forrageamento de acordo com a proximidade do ninho às plantas visitadas (SPLITT; SCHULZ; SKÓRKA, 2022).

É uma espécie adaptada a climas diversos, podendo ser encontrada em regiões temperadas até áreas subtropicais. Durante o período de hibernação, é capaz de resistir a temperaturas tão baixas quanto -20°C , mas a partir de 30°C o seu desenvolvimento é comprometido (SPLITT; SCHULZ; SKÓRKA, 2022).

Dentre as três espécies destacadas, a *O. bicornis* possui menor distribuição geográfica e exige condições climáticas mais específicas (Figura 20), além de se diferenciar por ser a única entre elas que é solitária, não apresentando divisão de trabalho.

5.5 Caracterização dos ensaios toxicológicos

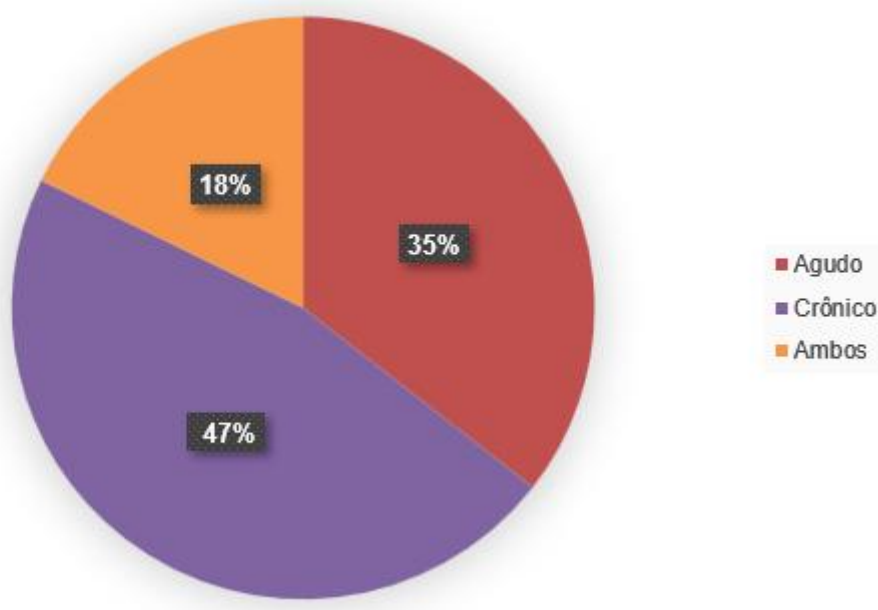
Ao analisar os estudos sobre os efeitos do sulfoxaflor em abelhas, é fundamental compreender a natureza das exposições avaliadas. Os ensaios ecotoxicológicos podem ser agudos ou crônicos, cada um com objetivos e metodologias distintos, especialmente importantes na avaliação do impacto dos agrotóxicos nesses insetos.

Nos ensaios agudos, realizados por exposição oral ou por contato, as abelhas são submetidas a uma única dose do composto, com o objetivo de avaliar efeitos subletais, alterações na mortalidade e no comportamento. Normalmente, esse tipo de ensaio é conduzido por um período de 24 a 48 horas, mas caso seja observado um aumento de 15% na mortalidade, o período de observação deve ser estendido para até 96 horas (EFSA, 2013).

Já ensaios crônicos, simulam exposições mais longas e contínuas a uma concentração conhecida do inseticida (EFSA, 2013), refletindo cenários de campo onde as abelhas podem ser expostas repetidamente ao longo de suas vidas. Estudos que incluem ambos os tipos de ensaio combinam essas abordagens para uma compreensão mais completa dos efeitos nos diferentes contextos de exposição.

A Figura 21 ilustra a distribuição dos tipos de ensaio (agudo, crônico ou ambos) empregados nos estudos incluídos, fornecendo uma visão geral das metodologias predominantes.

Figura 21 - Distribuição dos tipos de ensaio entre os estudos analisados

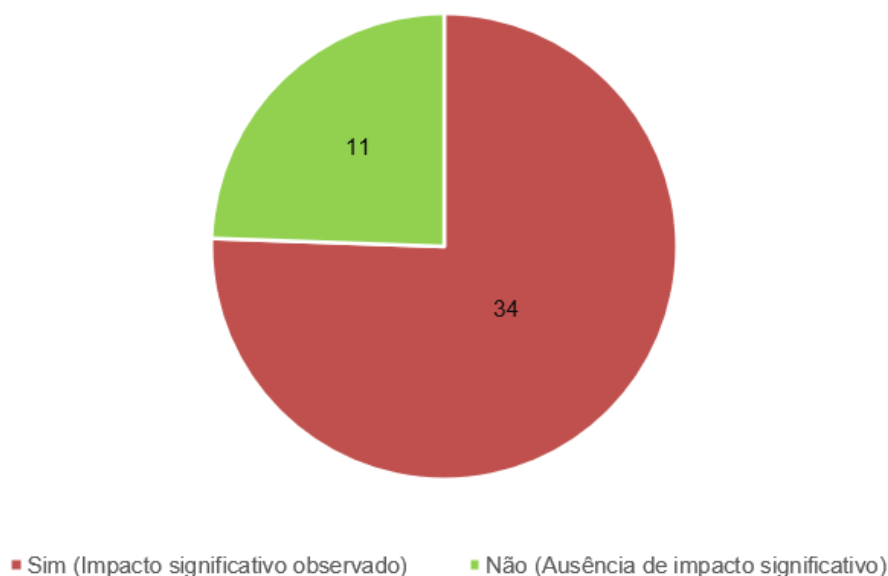


Fonte: Autores, 2025.

Embora os ensaios agudos sejam fundamentais para determinar a toxicidade imediata e a dose letal, principalmente considerando a possibilidade de exposição durante o forrageamento, uma predominância de ensaios crônicos (47%) é importante, uma vez que a exposição de abelhas a agroquímicos no ambiente natural normalmente envolve contato contínuo com concentrações subletais. Tais exposições prolongadas podem levar a efeitos significativos na fisiologia, no comportamento e no desenvolvimento das colônias que não seriam detectados em ensaios de curta duração.

De maneira geral, ainda que o tipo de ensaio influencie os resultados, a maioria dos estudos avaliados identificou impactos significativos do sulfoxaflor sobre as abelhas, independentemente da duração da exposição ou da metodologia adotada. A Figura 22 resume essa tendência, destacando a proporção de pesquisas que relataram efeitos adversos relevantes em comparação àquelas que não observaram alterações significativas.

Figura 22 - Proporção de estudos que identificaram impacto significativo nas abelhas



Fonte: Autores, 2025.

5.6 Tipos de efeitos observados

A análise dos artigos selecionados revela que os efeitos do sulfoxaflor sobre as abelhas não se restringem a morte imediata. Diversos estudos documentaram alterações comportamentais, fisiológicas e reprodutivas, afetando desde o organismo individual até a colônia como um todo. Assim, faz-se necessária uma avaliação completa dos efeitos que podem

comprometer a saúde e a sobrevivência das populações de abelha a longo prazo, desde a mortalidade até efeitos subletais e crônicos.

Cabe destacar que, apesar da divisão temática adotada nos próximos tópicos (mortalidade e letalidade, efeitos comportamentais, fisiológicos e bioquímicos e efeitos na reprodução), essas categorias frequentemente se inter-relacionam. Alterações fisiológicas, incluindo distúrbios metabólicos ou de estrutura corporal, por exemplo, podem comprometer o desenvolvimento ou a função de órgãos diretamente ligados à reprodução. Da mesma forma, alterações comportamentais, como menor eficiência no forrageamento, podem interferir na alimentação de cada indivíduo e por consequência, afetar o sucesso reprodutivo da colônia. Assim, embora cada seção busque enfatizar um tipo específico de efeito, haverá, algumas vezes, menções breves a efeitos de outras categorias, sempre que necessário para contextualizar adequadamente os resultados observados.

5.6.1 Mortalidade e letalidade

A avaliação da mortalidade e da letalidade é um dos maiores indicadores dos efeitos tóxicos de um inseticida. Os artigos incluídos na análise demonstram que, dependendo da dose, da espécie, da fase de desenvolvimento da abelha e do tipo de exposição, o sulfoxaflor pode induzir altas taxas de mortalidade.

Em condições laboratoriais, Costa *et al.* (2024) avaliaram os efeitos tóxicos residuais do sulfoxaflor em abelhas *Apis mellifera* por meio do contato com folhas de melão pulverizadas. Observou-se altas taxas de mortalidade no ensaio agudo para as duas doses testadas, além de comportamentos anormais, com um registro de 100% de mortalidade na dose mais alta (0,192 g i.a.⁴ L⁻¹), independentemente do tempo de exposição, e também na dose de 0,048 g i.a. L⁻¹ até 3 horas após a pulverização.

Similarmente, no experimento conduzido por Chakrabarti *et al.* (2020), a exposição da mesma espécie de abelha ao produto comercial Transform® causou mortalidade elevada em menos de seis horas após aplicação. Embora a concentração exata de sulfoxaflor aplicada não tenha sido especificada no artigo, com base nos dados fornecidos (3,702 mg do produto comercial Transform®, contendo 50% de ingrediente ativo, diluídos em 20 mL de água) estima-se que a solução que resultou na morte total dos indivíduos continha aproximadamente 0,843 g i.a. L⁻¹ de sulfoxaflor.

⁴ A abreviação “i.a.” significa “ingrediente ativo” e é utilizada para indicar a quantidade do componente ativo presente nas formulações dos agroquímicos.

As taxas de mortalidade das “abelhas-de-mel” também foram avaliadas sob menores concentrações do inseticida, com destaque para $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ e 2 mg L^{-1} no ensaio crônico de Cheng *et al.* (2023), que provocaram uma redução significativa na taxa de sobrevivência. Os resultados reforçam que exposições prolongadas a esse neonicotinoide, além de resultarem em mortalidade, também interferem no consumo alimentar e no peso corporal das abelhas.

Em relação a outras etapas de desenvolvimento da *A. mellifera*, Kim *et al.* (2022) identificaram efeitos letais em ensaios agudos e crônicos em abelhas submetidas a diferentes doses de sulfoxaflor. O inseticida apresentou toxicidade aguda relativamente baixa em larvas, mas resultou em alta mortalidade durante os estágios de desenvolvimento posteriores à exposição crônica, resultando em taxas de mortalidade maiores que 89% na fase pupa, nas concentrações mais altas.

Finalizando a análise sobre a influência do inseticida na sobrevivência de *A. mellifera*, Barascou *et al.* (2021) demonstraram que tanto a disponibilidade quanto a qualidade do pólen na dieta podem auxiliar na regulação da toxicidade do sulfoxaflor, principalmente em concentrações residuais. Tanto em condições de exposição aguda quanto crônica ao sulfoxaflor, a mortalidade induzida foi significativamente reduzida nos grupos alimentados com determinados tipos de pólen, como o pólen S (composto majoritariamente por *Salix*) o que reforça a importância ecológica da manutenção de ecossistemas diversificados.

Avaliando a espécie *Bombus terrestris*, o estudo de Linguadoca *et al.* (2021) adotou uma metodologia que simula a degradação natural de agroquímicos no campo, expondo os indivíduos a concentrações decrescentes de sulfoxaflor ao longo do tempo, com dois cenários de exposição:

1. O cenário de pior caso (*worst-case*) representa condições mais desfavoráveis, com maiores concentrações iniciais de sulfoxaflor e degradação mais lenta, comumente observadas em cultivos como o de abóbora.
2. O cenário de melhor caso (*best-case*) baseia-se em dados de resíduos provenientes de culturas como o morango, que tendem a apresentar menor contaminação, caracterizando-se por concentrações iniciais mais baixas e degradação mais rápida.

Em ambos os cenários, foi avaliado o efeito cumulativo da exposição ao longo do tempo, considerando a probabilidade de sobrevivência associada ao perfil de concentração, e não apenas a mortalidade provocada por doses isoladas. No cenário de pior caso, tanto nas dietas com alto quanto com baixo teor de açúcar, a probabilidade de sobrevivência encontrada foi muito próxima a zero em menos de 5 dias. Já no cenário de melhor caso, a menor probabilidade

de sobrevivência encontrada foi de 65% entre os indivíduos submetidos à dieta de baixo teor de açúcar (LINGUADOCA *et al.*, 2021).

As fêmeas da espécie *Osmia bicornis* também apresentaram redução na longevidade ao serem expostas a altas doses de sulfoxaflor. No estudo de Azpiazu *et al.* (2022), as abelhas expostas a 100 ppb do composto morreram em até seis dias. Embora a quantidade total de sulfoxaflor ingerida tenha sido semelhante à do grupo exposto a 20 ppb, o consumo mais rápido resultou em doses diárias elevadas, frequentemente superiores à DL_{50} estimada para a espécie, o que não ocorreu para o grupo do experimento exposto a dose menor.

Boff *et al.* (2021) também avaliaram fêmeas *Osmia bicornis* e obtiveram resultados semelhantes, com as concentrações mais altas resultando em mortalidade elevada. O experimento em condições realistas de campo, resultou em uma taxa de mortalidade de 82% para abelhas expostas a $50 \mu\text{g dm}^{-3}$ ao longo de 5 dias, enquanto para as outras duas menores doses (5 e $10 \mu\text{g dm}^{-3}$) não foi encontrada diferença significativa na mortalidade em relação ao controle.

As doses e espécies testadas, os respectivos tempos de exposição relacionados as maiores taxas de mortalidade registradas nos estudos destacados neste tópico estão sintetizadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Concentrações de sulfoxaflor que resultaram em altas taxas de mortalidade em abelhas

Espécie	Fase da abelha	Dose	Tempo após exposição	Mortalidade (%)	Referência
<i>Apis mellifera</i>	Adultas	0,048 g i.a. L ⁻¹	1, 2 e 3h	100	Costa <i>et al.</i> (2024)
			24h	77,9	
			48h	76,8	
		0,192 g i.a. L ⁻¹	1h, 2h, 3h, 24h e 48h	100	
<i>Apis mellifera</i>	Adultas	2 mg L ⁻¹	14 dias	65,8	Cheng <i>et al.</i> (2023)
<i>Apis mellifera</i>	Pupa	0,5 µg/larva	21 dias	89,8	Kim <i>et al.</i> (2022)
		1,0 µg/larva	21 dias	97,1	
<i>Apis mellifera</i>	Adultas	0,843 g i.a. L ⁻¹	6 horas	100	Chakrabarti <i>et al.</i> (2020)
<i>Apis mellifera</i>	Adultas	2 ppm	16 dias	100	Barascou <i>et al.</i> (2021)
<i>Bombus terrestris</i>	Adultas	Perfil de degradação iniciando em 1.37 mg i.a. kg ⁻¹ (<i>worst-case</i>)	5 dias	100	Linguadoca <i>et al.</i> (2021)
<i>Osmia bicornis</i>	Adultas	100 ppb	2-6 dias	100	Azpiazu <i>et al.</i> (2022)
<i>Osmia bicornis</i>	Adultas	50 µg dm ⁻³	5 dias	82	Boff <i>et al.</i> (2021)

Fonte: Autores, 2025.

Dessa forma, os artigos evidenciam que o sulfoxaflor pode provocar elevadas taxas de mortalidade em diferentes espécies de abelhas, sobretudo quando aplicado em concentrações elevadas ou em condições prolongadas de exposição. Embora concentrações mais baixas nem sempre resultem em mortalidade imediata total, alguns autores apontaram reduções na taxa de sobrevivência ao longo do tempo, principalmente nos casos em que foi simulada a exposição contínua. Fatores como a fase de desenvolvimento do indivíduo, a via de exposição e o perfil de degradação do inseticida influenciam diretamente na sobrevivência dos insetos, indicando que a toxicidade do sulfoxaflor varia e depende de múltiplos fatores. Ainda assim, a grande variedade de estudos que demonstraram alta letalidade do composto evidencia que se trata de uma preocupação válida e pertinente, fazendo-se necessária uma avaliação dos efeitos de forma mais abrangente, incluindo diferentes espécies de abelhas, uma maior variedade de contextos ambientais e condições de exposição próximas à realidade de campo.

5.6.2 Efeitos comportamentais

Os efeitos do sulfoxaflor sobre o comportamento das abelhas foram evidenciados em diferentes espécies, vias de exposição e concentrações. Embora menos visíveis e menos imediatos, essas alterações comprometem funções essenciais como voo, forrageamento, orientação e aprendizado, podendo afetar tanto o indivíduo, como o funcionamento da colônia.

Em *Apis mellifera*, Costa *et al.* (2024) observaram que a exposição a resíduos do inseticida em folhas de melão, mesmo em doses registradas para uso agrícola, comprometeu significativamente a capacidade de voo das abelhas sobreviventes. Utilizando uma torre vertical de avaliação, verificou-se que as operárias tratadas não conseguiam atingir os níveis superiores, indicando comprometimento da capacidade motora. Além disso, possivelmente devido ao mecanismo de ação do inseticida, foram registrados comportamentos como tremores, prostração e tentativas de fuga, que se intensificaram à medida em que o intervalo de aplicação era menor.

No estudo de Cheng *et al.* (2023) foi demonstrado que a ingestão contínua de sulfoxaflor, além de diminuir a taxa de sobrevivência, reduziu o consumo alimentar e a massa corporal das abelhas-de-mel, acompanhados de outros sinais comportamentais como retração involuntária das pernas, tremores no corpo e antenas, além de expansão das asas, indicando intoxicação e disfunção neuromotora em indivíduos ainda vivos.

De maneira análoga, Chakrabarti *et al.* (2020) também registraram alterações no consumo alimentar de *Apis mellifera* após exposição por contato ao sulfoxaflor, em taxas recomendadas para aplicação em campo. No experimento de curta duração (6 horas), abelhas expostas ao inseticida apresentaram aumento expressivo no consumo de água, enquanto no ensaio de 10 dias observou-se um incremento significativo no consumo de xarope de açúcar em comparação com os controles. Embora o estudo tenha como foco os efeitos fisiológicos subletais, os autores destacam que essas alterações podem indicar disfunções no comportamento alimentar, possivelmente associadas a perturbações no metabolismo de carboidratos ou nos mecanismos reguladores da ingestão.

Em *Bombus terrestris*, também foram observadas algumas alterações comportamentais. Jürison *et al.* (2025) relataram que o sulfoxaflor induziu um estado de excitação, manifestado por padrão respiratório contínuo e comportamento de irritação após a exposição oral. Esses sinais também foram observados por contato, embora de forma tardia, surgindo 24 horas após a aplicação. A agitação comportamental descrita pelos autores sugere um desequilíbrio no

controle neurofuncional, refletido em comportamentos anormais e hiperatividade após o contato com o inseticida.

De forma similar, em um experimento de exposição crônica a uma concentração realista de sulfoxaflor, Boff *et al.* (2022) observaram que as operárias *Bombus terrestris* coletaram pólen de forma menos eficiente: apesar de alguns indivíduos retornarem com cargas mais pesadas, essa quantidade adicional provavelmente não foi suficiente para compensar a perda de pólen causada pelas operárias que abandonaram a colônia. Ainda que o número de abelhas deixando a colônia diminuiu ao longo do tempo, a quantidade foi sempre maior para as colônias expostas ao inseticida. Somado a isso, mesmo que a habilidade de manipular flores de diferentes características tenha sido mantida, foi registrado um aumento na diversidade de espécies vegetais visitadas por abelhas expostas, o que pode indicar alterações na preferência floral ou estratégias compensatórias de forrageamento, podendo impactar direta ou indiretamente no funcionamento da colônia.

Ainda analisando os efeitos comportamentais sobre a espécie *Bombus terrestris*, o experimento realizado por Tamburini *et al.* (2021a) demonstrou influência do inseticida sobre o desempenho forrageiro: mesmo realizando a aplicação antes do florescimento, houve uma diminuição na quantidade de flores visitadas por abelha, além de alterações fisiológicas expostas no próximo tópico, indicando que essa estratégia de mitigação pode ser inadequada para eliminar o risco para as mamangavas.

Por fim, Boff *et al.* (2021) analisaram como a exposição crônica ao sulfoxaflor pode alterar as atividades relacionadas ao forrageamento e à polinização na espécie *Osmia bicornis*. Os indivíduos expostos a concentrações realistas de campo não apenas reduziram a quantidade de visitas florais, como também apresentaram uma mudança significativa no modo de locomoção, passando a acessar as fontes de pólen caminhando, em invés de voar. Essa mudança no meio de locomoção, prejudicial para o forrageamento, também foi observado em *A. mellifera*, no experimento de Wang *et al.* (2024).

Ambas as alterações impactam na efetividade da polinização realizada por esses indivíduos, afetando diretamente a produção de frutos e sementes que dependem desses animais para a reprodução sexuada. Ademais, um tempo de forrageamento maior, além de afetar indiretamente a velocidade e distância do voo, torna as abelhas mais suscetíveis a danos causados por seres vivos ou fatores ambientais, como maior exposição à predação e à dissecação pelo vento (BOFF *et al.*, 2021).

Com base nos estudos destacados, a Tabela 8 sintetiza as espécies de abelhas e as respectivas vias de exposição e efeitos comportamentais observados.

Tabela 8 - Síntese dos efeitos comportamentais observados nas abelhas

Espécie	Via de exposição	Efeitos Comportamentais Observados	Referência
<i>Apis mellifera</i>	Contato (resíduos)	Redução da capacidade de voo; tremores; prostração; tentativas de fuga.	Costa <i>et al.</i> (2024)
<i>Apis mellifera</i>	Oral	Redução do consumo alimentar; retração involuntária das pernas; tremores no corpo e nas antenas.	Cheng <i>et al.</i> (2023)
<i>Apis mellifera</i>	Contato	Aumento no consumo de água e xarope de açúcar.	Chakrabarti <i>et al.</i> (2020)
<i>Apis mellifera</i>	Oral	Locomoção por caminhada em vez de voo	Wang <i>et al.</i> (2024)
<i>Bombus terrestris</i>	Oral e Contato	Estado excitatório acentuado; padrão respiratório contínuo; irritação.	Jürison <i>et al.</i> (2025)
<i>Bombus terrestris</i>	Oral	Redução na eficiência de coleta de pólen; aumento da diversidade floral explorada;	Boff <i>et al.</i> (2022)
<i>Bombus terrestris</i>	Contato	Redução no número de flores visitadas por indivíduo;	Tamburini <i>et al.</i> (2021a)
<i>Osmia bicornis</i>	Oral	Redução de visitas florais; locomoção por caminhada em vez de voo	Boff <i>et al.</i> (2021)

Fonte: Autores, 2025.

No geral, os estudos revisados demonstram que os efeitos comportamentais do sulfoxaflor são amplos e dependem de diversos fatores, afetando negativamente a locomoção, a eficiência de forrageamento e o padrão respiratório de diferentes espécies de abelhas. As alterações observadas comprometem diretamente comportamentos essenciais à manutenção da colônia e à prestação dos serviços ecossistêmicos de polinização, com destaque para a redução da capacidade de voo, da frequência de visitas florais e da eficiência na coleta de recursos. A diversidade de respostas entre espécies e a influência de fatores como a via de exposição e o contexto experimental reforçam a importância de uma abordagem com variabilidade de espécies e concentrações realistas nas avaliações de risco.

5.6.3 Efeitos fisiológicos e bioquímicos

Os efeitos fisiológicos e bioquímicos também são essenciais para a compreensão do impacto do sulfoxaflor sobre as abelhas, especialmente quando os sinais de toxicidade não se manifestam imediatamente de forma letal. A análise dos estudos demonstrou que o inseticida provoca diferentes tipos de alterações, incluindo impactos em vias metabólicas, funções cognitivas e atividades enzimáticas, os quais podem interagir com os efeitos comportamentais descritos anteriormente.

As principais alterações identificadas foram recorrentes na microbiota intestinal de *Apis mellifera* e na morfologia corporal de operárias de *Bombus terrestris*, especialmente em relação ao tamanho corporal. Essas alterações e outras serão detalhadas a seguir.

Em um estudo de campo, Ahmed *et al.* (2023) relataram que a exposição prolongada ao sulfoxaflor, mesmo em doses muito abaixo das recomendadas, reduziu significativamente a atividade de biomarcadores fisiológicos, comprometendo a capacidade das abelhas de metabolizar nutrientes e de se desintoxicar. A partir do décimo dia de exposição, observou-se uma diminuição na atividade da enzima responsável por hidrolisar a sacarose do néctar para formar frutose e glicose, a invertase, responsável pela produção de mel. Também foi registrado um aumento na atividade específica da AChE, diretamente ligada à memória e ao aprendizado das *Apis mellifera*, alterações que podem prejudicar o forrageamento. Por fim, destaca-se o aumento da atividade específica da GST, uma enzima de desintoxicação, o que indica a indução de estresse oxidativo nos tecidos do intestino médio das operárias.

Distúrbios similares na fisiologia das *A. mellifera* foram encontrados no estudo de Cheng *et al.* (2023). Os autores sugerem que a redução no consumo alimentar observada nesses insetos não se trata apenas de uma resposta comportamental, mas sim de uma consequência indireta da desregulação metabólica no intestino devido à exposição crônica ao sulfoxaflor, o que desencadearia uma resposta anoréxica. Análises metabólicas realizadas no mesmo estudo confirmaram alterações significativas no perfil químico do intestino médio das abelhas: dos 156 compostos identificados, incluindo substâncias essenciais à produção de energia, à síntese proteica e replicação de DNA, mais de 67% apresentaram aumento na sua expressão. Essa perturbação digestiva poderia ser responsável tanto pela redução da ingestão de alimento quanto pela perda de massa corporal registrada ao longo do ensaio.

De forma complementar, Castelli *et al.* (2023) também identificaram aumento no número de células na microbiota intestinal das abelhas após exposição crônica, o que não ocorreu no ensaio de exposição aguda. Segundo os autores, essa alteração no número de bactérias intestinais afeta a imunocompetência das *Apis mellifera*, tanto em níveis individuais como sociais, diminuindo a longevidade das mesmas, principalmente por apresentar alterações nos genes que codificam a himenoptaecina e a lisozima⁵.

O artigo de Kim *et al.* (2022) demonstrou que a exposição ao sulfoxaflor impacta negativamente desde os primeiros estágios de desenvolvimento das abelhas, resultando em um

⁵ Himenoptaecina e lisozima são componentes da resposta imune das abelhas. A himenoptaecina é um dos principais peptídeos antimicrobianos expressos em resposta a infecções, enquanto a lisozima é uma enzima que atua na hidrólise (quebra) da parede celular de patógenos (CASTELLI *et al.*, 2023).

menor peso corporal após exposição aguda na fase larval das *Apis mellifera*. Nos adultos, os efeitos sobre a fisiologia tornam-se ainda mais evidentes: foram registradas deformações em mais de 50% dos indivíduos, afetando antenas e asas, com destaque para estas últimas.

No artigo de Wang *et al.* (2024), também foram observadas malformações nas asas das abelhas recém-eclodidas de mesma espécie. No mesmo estudo, larvas tratadas apresentaram menor gordura corporal, em relação ao controle, o que se inverteu na fase pupal, na qual as abelhas tratadas apresentaram maior conteúdo de gordura corporal, em relação ao controle. Também foi registrado a diminuição da expressão de genes relacionados a conversão de energia ATP (adenosina trifosfato), e quando a energia é limitada, a atividade de cada indivíduo é reduzida, prejudicando o desenvolvimento da colônia. Além disso, os autores especulam que as abelhas coordenam algumas vias metabólicas para aumentar seu crescimento e desenvolvimento quando submetidas ao estresse por agroquímicos. Entretanto, a exposição prolongada pode fazer com que essa estratégia deixe de funcionar.

Cartereau *et al.* (2022) avaliaram as funções cognitivas da *Apis mellifera* utilizando o paradigma PER (*Proboscis Extension Reflex*). Com este intuito, ao expor os indivíduos a doses subletais, foram observados prejuízos na aprendizagem e na formação de memória. Os efeitos do sulfoxaflor não se manifestaram imediatamente após a exposição, houve um atraso entre o contato com o inseticida e o aparecimento de alterações comportamentais. Para analisar o modo de ação do agrotóxico, os autores analisaram a expressão de subunidades dos receptores nicotínicos de acetilcolina (nAChRs), identificando alterações no padrão de expressão (ocorreu tanto a superexpressão quanto subexpressão), de acordo com o protocolo de exposição. Considerando o papel central dos nAChRs nos processos de aprendizagem e memória, tais alterações podem estar diretamente relacionadas aos déficits cognitivos observados, o que significa que, mesmo em doses subletais, o sulfoxaflor é capaz de comprometer severamente as funções biológicas das abelhas.

Similarmente, no estudo de Parkinson *et al.* (2022) foram registradas alterações na expressão de genes relacionados ao estresse oxidativo e desregulação do metabolismo de desintoxicação, com algumas enzimas de desintoxicação sendo mais produzidas e outras, menos. Ademais, houve um aumento esparsa na apoptose neuronal nos lobos ópticos, o que significa que morreram mais células no cérebro do que o esperado, principalmente na região que é responsável pelo processamento visual das abelhas melíferas, justificando os déficits na navegação e capacidade de retorno à colmeia identificados no estudo.

Em um ensaio de exposição aguda, Khamis *et al.* (2021) registraram sinais de malformação nos tratos digestivos das *Apis mellifera*, com atrofia acentuada já no primeiro dia

de tratamento. Apesar disso, no quarto dia após a exposição as deformações começaram a diminuir, de maneira a parecerem insignificantes no sétimo dia após o tratamento, ao serem comparadas com as abelhas do controle, que não foram expostas ao inseticida. Assim, a partir desse experimento é possível concluir que, embora o sulfoxaflor cause efeitos fisiológicos severos imediatos, há certa capacidade de regeneração nos tecidos afetados, ao menos em condições laboratoriais e nas concentrações de campo testadas (15 mL/100 L).

Em *Bombus terrestris*, Jürison *et al.* (2025) atribuem os comportamentos de excitação e irritação a uma superestimulação dos receptores nervosos, resultando em atividade muscular incontrolável e o aumento da taxa metabólica, os quais podem ser atribuídos à absorção dos compostos químicos do sulfoxaflor, que, enriquecem a fosforilação oxidativa ao atingirem o local de ação e alteram as atividades respiratórias.

Além dos efeitos comportamentais citados no tópico anterior, Boff *et al.* (2022) também identificaram algumas consequências fisiológicas da exposição em *Bombus terrestris*. A menor quantidade de recursos coletados ou a exposição das rainhas - e, conseqüentemente, dos ovos - ao agrotóxico podem explicar a produção de indivíduos menores observada no experimento, indicando um comprometimento no desenvolvimento das abelhas. De forma similar, o experimento realizado por Tamburini *et al.* (2021a) também indicou que a exposição ao inseticida interfere no crescimento e desenvolvimento das colônias da mesma espécie tratadas com sulfoxaflor, com os autores apontando que o comprometimento do forrageamento pode estar ligado à disfunção neurofisiológica, típica de compostos que atuam sobre receptores nicotínicos de acetilcolina.

Os efeitos descritos evidenciam a gravidade das alterações resultantes da exposição ao sulfoxaflor, demonstrando que o foco apenas em letalidade nas pesquisas não é o suficiente para compreender o risco que esse neonicotinoide representa para diversas espécies de abelhas. A capacidade de regeneração observada em alguns casos, não anula a gravidade das deformações, que, em condições de campo, podem ter consequências ainda piores para a saúde dos insetos.

5.6.4 Efeitos na reprodução

A reprodução das abelhas, por ser altamente sensível a distúrbios fisiológicos, nutricionais e comportamentais, é especialmente vulnerável à exposição a agroquímicos como o sulfoxaflor. Os estudos analisados indicam que, mesmo em concentrações subletais e realistas de campo, o inseticida pode comprometer diferentes aspectos reprodutivos, como a produção

de ovos, o desenvolvimento nas fases iniciais, a capacidade reprodutiva das rainhas e o crescimento das colônias.

Em *Apis mellifera*, Wang *et al.* (2024) observaram que a exposição ao sulfoxaflor, embora não tenha alterado significativamente a taxa de sobrevivência larval, comprometeu importantes indicadores de desenvolvimento, como as taxas de pupação e eclosão, especialmente nas maiores concentrações de campo testadas. Essas interferências no ciclo de vida dos insetos, somadas aos diversos efeitos comportamentais e fisiológicos já descritos, evidenciam o potencial altamente prejudicial do inseticida ao sucesso reprodutivo da colônia.

O artigo de Siviter *et al.* (2018) é um dos únicos que se concentra especificamente nos efeitos da exposição ao sulfoxaflor sobre o sucesso reprodutivo das abelhas. Os resultados demonstraram que a exposição, mesmo em concentrações realistas de campo, levou a uma redução significativa na produção de descendentes. As colônias de *Bombus terrestris* tratadas produziram menos operárias e apresentaram uma diminuição expressiva na quantidade de indivíduos com capacidade de reprodução (machos e novas rainhas). Embora a probabilidade de gerar machos fosse semelhante entre o controle e grupos tratados, o número total de machos foi menor nas colônias expostas, e nenhuma das colônias tratadas conseguiu produzir “gynes”, ao passo que 36 novas rainhas emergiram de três colônias controle. Essas diferenças começaram a se manifestar entre a segunda e a terceira semana após o início da exposição, coincidindo com o surgimento de indivíduos que haviam sido expostos ao inseticida durante o estágio larval. Assim, os autores sugerem que a queda precoce no número de operárias e, conseqüentemente, a desaceleração no crescimento da colônia, foi a principal causa para o comprometimento do desempenho reprodutivo das colônias tratadas.

Em *Bombus terrestris*, Linguadoca *et al.* (2021) concluíram que a exposição ao sulfoxaflor, especialmente quando associada à deficiência nutricional, prejudicou a fecundidade das abelhas, mas não a fertilidade. Embora o inseticida isoladamente não tenha afetado diretamente a produção de ovos, sua combinação com uma dieta com baixo teor de açúcar resultou em reduções marcantes tanto na probabilidade de oviposição quanto no número total de ovos da microcolônia. Também foi observada uma menor produção de larvas nas colônias expostas. Embora os autores considerem improváveis efeitos letais diretos nas larvas, uma vez que estas não foram expostas diretamente ao inseticida, a redução observada provavelmente decorre da diminuição na oviposição e na atenção das operárias aos cuidados com a prole. Esse artigo demonstra a capacidade de potencialização de efeitos já prejudiciais à colônia quando múltiplos estressores atuam de forma combinada, destacando o risco que o sulfoxaflor

representa para a reprodução das abelhas, principalmente onde a oferta de recurso é limitada, condição comum em regiões de cultivo intensivo.

Ainda sobre as *B. terrestris*, Siviter *et al.* (2019) também identificaram aspectos cruciais do desempenho reprodutivo das colônias que foram afetados pelo sulfoxaflor. Em doses reduzidas (5 ppb), foi registrada a diminuição na quantidade de ovos presentes nas colônias, e em concentrações mais altas (250 ppb), aumentou o número de colônias que não chegaram a produzir ovos. Essa menor postura teve como consequência uma redução na presença e quantidade de larvas em desenvolvimento, observada já a partir das menores concentrações testadas. Nesse cenário, também foi estimado que a carência nutricional foi um fator determinante na reprodução dos insetos, uma vez que as colônias expostas consumiram menos sacarose do que os controles. Apesar de não terem sido detectadas alterações no desenvolvimento ovariano das abelhas, fica evidente a sensibilidade das mamangavas ao inseticida, sugerindo que a menor postura de ovos pode ser uma das causas das perdas reprodutivas observadas.

Além dos efeitos fisiológicos e comportamentais já explorados, Tamburini *et al.* (2021a) investigaram as consequências indiretas da exposição à reprodução das mamangavas. As colônias expostas apresentaram 11,1% menos ganho de peso e 21,5% menos indivíduos ao final do experimento, ao serem comparadas com as colônias controle. A alteração no comportamento de forrageamento já mencionada interfere na quantidade de pólen e néctar disponível, também contribuindo para o subdesenvolvimento da colmeia, principalmente considerando que a disponibilidade de recursos é um fator limitante para o crescimento da colônia. Embora a alteração no tamanho corporal seja um efeito fisiológico da intoxicação pelo inseticida, o menor ganho de peso foi apontado como uma possível causa da redução no crescimento da colônia.

Por fim, Boff *et al.* (2021) apontaram que há evidências de comprometimento reprodutivo como consequência indireta das alterações no comportamento de voo e forrageamento de fêmeas *Osmia bicornis*. Como a reprodução de descendentes em abelhas solitárias depende exclusivamente da capacidade da fêmea de realizar diversas viagens diárias para coleta de recursos, qualquer redução nessa atividade pode comprometer a capacidade reprodutiva da espécie, com uma menor quantidade de células de cria e, consequentemente, menor quantidade de novos indivíduos produzidos. Os autores sugerem que, se as reduções observadas no forrageamento em condições experimentais também ocorrerem em ambientes naturais, as populações de *O. bicornis* podem sofrer quedas semelhantes às registradas em mamangavas sociais, como citado acima.

Com a análise dos artigos foi possível inferir que houveram múltiplos efeitos que levaram a uma reprodução menos eficiente, mesmo quando aplicado em concentrações compatíveis com o uso na agricultura. A redução na postura de ovos, no número de descendentes viáveis e no crescimento das colônias demonstram que os problemas reprodutivos causados pelo inseticida não são apenas efeitos imediatos e letais. Em vez disso, mesmo pequenas doses, quando contínuas ou combinadas com outros fatores, colocam em risco a continuidade das populações polinizadoras a longo prazo.

5.7 Comparação entre espécies de abelhas

A comparação entre diferentes espécies de abelhas permite identificar padrões de sensibilidade e possíveis fatores que interferem nos efeitos do sulfoxaflor, como morfologia, fisiologia, comportamento social e hábitos de forrageamento. Entre as espécies avaliadas nesta revisão (*Apis mellifera*, *Bombus terrestris* e *Osmia bicornis*), observam-se variações importantes na magnitude e na natureza dos efeitos registrados.

Com o artigo de Azpiazu *et al.* (2021), foi possível estabelecer comparações entre as três espécies quanto à sensibilidade oral aguda ao sulfoxaflor. Os resultados indicaram que *Osmia bicornis* foi a espécie mais sensível, tanto em termos absolutos, considerando a quantidade de produto à qual cada abelha foi exposta (ng/abelha), quanto quando os dados foram ajustados ao peso corporal de cada indivíduo (ng/g), apresentando os menores valores de DL₅₀, ou seja, dentre as três espécies, *Osmia bicornis* precisa de uma dose menor para comprometer sua sobrevivência (Tabela 9).

Tabela 9 - Toxicidade oral aguda do sulfoxaflor em diferentes espécies

Espécie	DL ₅₀ em 3h (ng/abelha)	DL ₅₀ em 24h (ng/abelha)	DL ₅₀ em 48h (ng/abelha)	DL ₅₀ em 24h (ng/g)
<i>Apis mellifera</i>	145,43	55,38	-	681,23
<i>Bombus terrestris</i>	172,95	83,51	83,51	317,28
<i>Osmia bicornis</i>	81,21	13,51	9,06	147,28

Fonte: Autores (2025), com dados de Azpiazu *et al.* (2021).

A maior vulnerabilidade fica explícita com a análise do nível denominado pelos autores como “limiar de toxicidade”⁶: para a *O. bicornis* foi de 5,5 ng/abelha, um valor

⁶ “Limiar de toxicidade” refere-se à menor dose na qual se inicia a redução da probabilidade de sobrevivência observada nos testes (AZPIAZU *et al.*, 2021).

consideravelmente menor que o observado para *Apis mellifera* (44 ng/abelha) e *Bombus terrestris* (88 ng/abelha). A discrepância é tamanha que, ao se comparar a toxicidade por grama de peso corporal, o sulfoxaflor chega a ser 10,6 vezes mais tóxico para a *O. bicornis* do que para a *A. mellifera*. Já a comparação entre *A. mellifera* e *B. terrestris* revela uma relação mais complexa: a abelha melífera apresenta maior sensibilidade quando a dose é calculada por indivíduo, mas devido ao seu maior peso corporal, a mamangava torna-se mais sensível quando a dose é normalizada pelo peso (AZPIAZU *et al.*, 2021). Essas informações reforçam que a sensibilidade aos agroquímicos varia entre os polinizadores, sendo influenciada por múltiplos fatores e, como as abelhas solitárias demonstram maior sensibilidade, sendo afetadas por doses menores do produto, é essencial que mais ensaios sejam conduzidos com outras espécies da mesma característica social, ampliando a representatividade nos estudos de risco.

Sabendo da maior sensibilidade de *Osmia*, Kline *et al.* (2024) fizeram uma análise comparativa da toxicidade oral ao sulfoxaflor entre *Apis mellifera* e 3 espécies desse gênero e, assim como Azpiazu *et al.* (2021), encontraram que dentre estas, as abelhas solitárias foram mais sensíveis.

As *A. mellifera* apresentaram a maior tolerância: apesar do artigo não mostrar o valor exato da dose letal encontrada no experimento para essa espécie, houve morte de mais de 50% da população apenas nas maiores doses testadas (280 e 560 ng/abelha). Já dentre as três espécies solitárias, as DL₅₀ encontradas foram pequenas. Os principais valores foram expostos na Tabela 10 (KLINE *et al.*, 2024).

Tabela 10 - Toxicidade oral do sulfoxaflor em fêmeas de diferentes espécies do gênero *Osmia*

Espécie	DL ₅₀ em 24h (ng/abelha)	DL ₅₀ em 48h (ng/abelha)
<i>Osmia californica</i>	19,5	20,7
<i>Osmia cornifrons</i>	32,4	16,5
<i>Osmia lignaria</i>	16,5	5,7

Fonte: Autores (2025), com dados de Kline *et al.* (2024).

O. lignaria foi a espécie mais sensível, mas apesar das diferenças, os autores destacam que, no caso do sulfoxaflor, as variações entre as espécies de *Osmia* foram menos acentuadas do que as observadas para outros inseticidas, como o flupyradifurone (KLINE *et al.*, 2024). Ainda assim, os resultados evidenciam que *A. mellifera* pode subestimar a toxicidade do sulfoxaflor para abelhas solitárias, o que também reforça a importância de incluir espécies nativas e de hábitos solitários nas avaliações de risco.

No estudo conduzido por Linguadoca *et al.* (2022), também foram identificadas variações marcantes na sensibilidade ao sulfoxaflor entre a *Bombus terrestris* e a *Osmia bicornis*, tanto por exposição oral quanto por contato. Nesse artigo, em vez de adotar um tempo fixo para avaliar os efeitos, os autores optaram por calcular a DL₅₀ com base no “nível de mortalidade estável”, ou seja, o ponto em que a taxa de mortalidade deixou de crescer de forma significativa.

Tabela 11 - Toxicidade oral e por contato do sulfoxaflor em diferentes espécies

Espécie	Casta/sexo	DL ₅₀ em 48h	DL ₅₀ em 96h	DL ₅₀ em 48h	DL ₅₀ em 72h	DL ₅₀ em 96h
		oral (µg/abelha)	oral (µg/abelha)	contato (µg/abelha)	contato (µg/abelha)	contato (µg/abelha)
<i>Bombus terrestris</i>	Operárias	0,126	-	6,323	-	-
	Machos	0,080	-	-	0,6	-
	Rainhas	-	0,452	-	-	37,513
<i>Osmia</i>	Fêmeas	0,013	-	-	-	0,051
<i>bicornis</i>	Machos	0,010	-	-	-	0,029

Fonte: Autores (2025), com dados de Linguadoca *et al.* (2022).

Como exposto na Tabela 11, na exposição oral, a maioria dos testes foi feita com base em um período de 48 horas e, nesse contexto, os machos de *B. terrestris* (0,080 µg/abelha) foram mais sensíveis que as operárias (0,126 µg/abelha). Ainda assim, ambas as castas foram mais resistentes do que a *O. bicornis*: os machos apresentaram um valor de DL₅₀ de 0,010 µg/abelha e as fêmeas, de 0,013 µg/abelha (LINGUADOCA *et al.*, 2022).

Na exposição por contato, a variação ficou ainda mais evidente: na espécie *B. terrestris*, os machos novamente foram os mais sensíveis (DL₅₀ = 0,6 µg/abelha em 72h), seguidos pelas operárias (DL₅₀ = 6,3 µg/abelha em 48h). Já as rainhas foram as mais tolerantes, com um valor de DL₅₀ de 37,5 µg/abelha após 96 horas, e mesmo considerando esse tempo de avaliação mais longo, a rainha de *B. terrestris* ainda foi bem menos sensível que os machos (DL₅₀ = 0,029 µg/abelha) e fêmeas (DL₅₀ = 0,051 µg/abelha) de *Osmia bicornis* no mesmo período (LINGUADOCA *et al.*, 2022).

Uma das hipóteses dos autores para explicar essa maior tolerância é que, devido ao seu corpo maior e à cutícula mais espessa, a difusão do inseticida através do exoesqueleto até o local-alvo seria dificultada por essa morfologia mais robusta (LINGUADOCA *et al.*, 2022).

Apesar de a metodologia adotada resultar na comparação de valores de DL₅₀ obtidos em tempos de exposição distintos, a conclusão sobre a sensibilidade ao inseticida não se altera: *Osmia bicornis* permanece como a espécie mais sensível quando comparada às outras duas mais

utilizadas nos artigos. Além disso, a pesquisa evidencia que o risco oferecido pelo inseticida, além de variar entre espécies, varia conforme as castas e que, a toxicidade de um agrotóxico como o sulfoxaflor não é um valor fixo, mas uma variável que depende de diversos fatores biológicos, inclusive a função social do indivíduo.

5.8 Estudos que não identificaram efeitos adversos significativos

Conforme apresentado na Figura 22, embora a maioria dos estudos revisados (34) tenha identificado efeitos adversos do sulfoxaflor sobre as abelhas, uma parcela das pesquisas (11) não observou impactos estatisticamente significativos. Incluir tais artigos é fundamental para contemplar as diferentes perspectivas da literatura científica e para analisar a influência de diferentes fatores sobre os resultados obtidos, como condições ambientais, doses utilizadas e parâmetros avaliados, identificando os contextos específicos em que os efeitos do sulfoxaflor não foram considerados prejudiciais.

Nesta revisão, o termo “ausência de impacto significativo” refere-se a resultados em que, independentemente do método estatístico empregado, não foram detectadas diferenças relevantes entre grupos experimentais e controle. Os indicadores utilizados para essa classificação incluem o “valor de p^7 ”, intervalos de confiança, análises de sobrevivência, índices de risco e classificações padronizadas. Essa ausência de significância não indica ausência total de efeito biológico, mas significa que, nos resultados observados, não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas entre os grupos experimentais e o controle.

No estudo conduzido por Morrison *et al.* (2025), avaliando exclusivamente a subespécie *Bombus terrestris audax*, a exposição ao sulfoxaflor, seja antes da hibernação, após, ou em ambos os períodos, não resultou em efeitos significativos sobre a sobrevivência, a perda de peso corporal, o consumo de alimento, a postura de ovos, a produção de crias ou outros parâmetros reprodutivos das rainhas. As análises estatísticas empregadas indicaram valores de p acima do limiar de significância, o que reforça a ausência de impacto detectável.

Em parte, esses resultados foram atribuídos pelos autores ao uso de um regime de exposição conservador, fatores como a boa condição fisiológica inicial das rainhas, condições controladas de laboratório e a ausência de estresses ambientais adicionais. Esses achados ressaltam a necessidade de interpretar a ausência de efeitos significativos considerando o

⁷ O valor de p é uma medida estatística que indica a probabilidade de os resultados observados em um estudo terem ocorrido por acaso. Por convenção, quando $p \leq 0,05$, o resultado é considerado estatisticamente significativo, já quando $p > 0,05$, o resultado é não significativo, indicando que a diferença observada pode ser apenas uma variação aleatória.

contexto experimental, uma vez que diferentes cenários ambientais, doses mais elevadas ou interações com outros fatores de estresse poderiam potencialmente revelar riscos não detectados neste estudo, como: outros agroquímicos, infecção por parasitas, rotas de exposição adicionais como solo contaminado e estresse nutricional (MORISON *et al.*, 2025).

De forma semelhante, James *et al.* (2023) também não identificaram efeitos adversos significativos em rainhas de *Bombus terrestris audax* expostas ao sulfoxaflor por via oral. Tanto em baixas (5 ppb) quanto em altas concentrações (50 ppb), não foram observadas alterações estatisticamente relevantes no consumo de alimento, na atividade locomotora ou na capacidade de aprendizagem por condicionamento aversivo⁸. Os autores concluem que o sulfoxaflor teve um impacto mínimo sobre os parâmetros avaliados e destacam o potencial do composto como um substituto mais seguro aos neonicotinoides. Entretanto, ressaltam que nas próximas avaliações com polinizadores, devem ser consideradas interações com outros estressores ambientais, como vírus, parasitas ou limitações nutricionais, que poderiam revelar efeitos não detectados no ambiente controlado de laboratório.

Straw *et al.* (2023) avaliaram os efeitos do inseticida na mesma espécie que os estudos previamente relatados e, da mesma maneira, encontraram que a exposição crônica não resultou em efeitos estatisticamente significativos sobre o comportamento de forrageamento individual ou coletivo, os serviços de polinização em feijão-campo ou o desenvolvimento das colônias.

Foram avaliados parâmetros como taxa de visitação floral, duração e eficiência das viagens de forrageamento, rendimento das plantas, peso de operárias, larvas e machos, além do número de pupas, sem que fossem detectadas diferenças relevantes entre os grupos tratados e o controle. Embora o estudo também tenha incluído ensaios com colônias infectadas por *Crithidia bombi*, apenas os resultados referentes a abelhas saudáveis foram considerados na presente revisão, conforme os critérios de seleção estabelecidos. Os autores destacam que, nessas condições, o sulfoxaflor não comprometeu funções essenciais para a manutenção e o desempenho das colônias, mas, reforçam que a ausência de efeitos deve ser interpretada com cautela, já que o regime de dose aplicado, o ambiente controlado de laboratório e a ausência de estressores adicionais podem ter limitado a manifestação de impactos adversos, ressaltando a necessidade de estudos em cenários ambientais mais complexos (STRAW *et al.*, 2023).

⁸ No contexto do artigo, o “treinamento” refere-se a um processo de aprendizado de lugar aversivo, no qual as abelhas eram submetidas a uma arena térmico-visual aquecida (45 °C), contendo uma pequena área fria (25 °C) associada a pistas visuais. Ao longo de dez ensaios, avaliava-se a capacidade de memória e aprendizado das abelhas pela permanência na zona fria, distância percorrida e velocidade média (JAMES *et al.*, 2023).

De forma complementar, os efeitos do sulfoxaflor sobre *Bombus terrestris* também foram investigados por Kenna *et al.* (2023) utilizando diferentes parâmetros comportamentais e locomotores sob variação de temperatura. Nos experimentos realizados, não foram detectadas alterações relevantes na probabilidade de responsividade ou de movimento das abelhas, independentemente da concentração do inseticida (10 e 40 $\mu\text{g L}^{-1}$) ou da temperatura testada. Da mesma forma, a distância percorrida durante o voo apresentou reduções percentuais moderadas (até 24,2% em alta temperatura), que não alcançaram significância estatística ($p \geq 0,33$), assim como a velocidade média e máxima de voo, que se manteve comparável ao grupo controle ao longo das quatro fases avaliadas.

Já Schwarz *et al.* (2022) avaliaram os efeitos do sulfoxaflor sobre a abelha solitária *Osmia bicornis*, considerando diferentes parâmetros de aptidão reprodutiva e sobrevivência. As análises demonstraram que aplicações do inseticida cinco dias antes do florescimento da cultura não resultaram em impactos estatisticamente significativos sobre a sobrevivência, reprodução, mortalidade da prole, tamanho e razão sexual. Os “valores de p ” obtidos para todos os parâmetros avaliados ($p \geq 0,11$ para sobrevivência das fêmeas, $p \geq 0,178$ para mortalidade da prole e $p \geq 0,192$ para tamanho corporal) indicam ausência de efeito estatístico relevante, tanto quando os agroquímicos foram aplicados isoladamente, quanto quando foram combinados com azoxistrobina. Esses resultados sugerem que, sob as condições de semi-campo do experimento, com doses moderadas, ausência de estressores ambientais adicionais e com aplicações nessa época específica testada, o sulfoxaflor apresenta impacto mínimo sobre a aptidão da espécie. Os autores destacam que a análise desse experimento não contradiz com estudos anteriores que observaram efeitos negativos com doses realistas de campo, mas aponta para a possibilidade de redução desses impactos por meio do uso pré-floração do inseticida.

Khamis *et al.* (2021) avaliaram os efeitos residuais do sulfoxaflor sobre *Apis mellifera* e o classificaram, segundo os critérios da *International Organization for Biological Control* (IOBC), como inofensivo, já que as taxas de mortalidade permaneceram abaixo do limite de 30%, com média máxima de 5% ao longo dos nove dias de exposição. Ensaios laboratoriais que simularam condições de campo também confirmaram ausência de impacto significativo na sobrevivência das abelhas, mas foram observadas malformações nos tratos digestivos em indivíduos expostos a doses próximas à DL_{50} que desapareceram até o sétimo dia. Esses resultados indicam baixo risco imediato do inseticida, mas reforçam a necessidade de considerar efeitos subletais e cenários ambientais mais complexos para uma avaliação mais abrangente.

Tamburini *et al.* (2021b) obtiveram os mesmos resultados em colônias de *Apis mellifera*, com parâmetros-chave, como desenvolvimento da colônia e atividade de forrageamento, não alterados de forma significativa. As análises mostraram que variáveis como número de abelhas adultas, células de cria, peso da colmeia e atividade de voo não diferiram entre os tratamentos e o grupo controle, com valores de p consistentemente acima de 0,05. Da mesma forma, a proporção de rainhas em postura de ovos manteve-se estável independentemente da exposição. Esses resultados sugerem que, sob as condições experimentais testadas, o inseticida não comprometeu a saúde e a dinâmica das colônias, mas a ausência de efeitos pode estar associada ao regime de doses aplicadas, à duração da exposição e ao ambiente controlado dos ensaios, fatores que podem limitar a detecção de respostas subletais ou de longo prazo.

Al Naggar e Paxton (2021) encontraram resultados similares após a exposição de *Apis mellifera* ao sulfoxaflor em concentrações realistas de campo, com ausência de diferenças significativas na sobrevivência das abelhas e valores de p muito superiores a 0,05. Para fins comparativos e em conformidade com os critérios de seleção da presente revisão, foram considerados apenas os resultados obtidos com abelhas saudáveis desse experimento e, nesse contexto, em abelhas expostas apenas ao inseticida, não foram observadas alterações na carga viral (o sulfoxaflor não alterou diretamente a replicação viral) ou em padrões consistentes de expressão de genes relacionados à imunidade e desintoxicação. Ainda assim, os autores reforçam que a ausência de efeitos adversos pode estar relacionada às condições experimentais, como acesso a alimento “ad libitum” e condições ambientais controladas, não indicando uma isenção de risco em cenários mais complexos.

De forma similar, os resultados apresentados por Jiang *et al.* (2020) indicaram ausência de efeitos significativos após aplicação de sulfoxaflor por irrigação por gotejamento em abelhas da espécie *Apis mellifera*, mesmo quando aplicado em duas doses distintas, tanto antes quanto durante o período de florescimento. As avaliações de risco, conduzidas com base na exposição por contato (FHQdo⁹ < 0,1) e por ingestão (valores de T_{50} ¹⁰ superiores à expectativa de vida das abelhas), demonstraram que, nas condições testadas, o risco para as abelhas foi considerado baixo. Segundo os autores, esses achados sugerem que esse método de aplicação do inseticida

⁹ FHQdo é o quociente de risco utilizado para estimar o risco de exposição por contato a resíduos de sulfoxaflor em pólen e néctar das flores. Valores de FHQdo abaixo de 0,1 indicam risco aceitável, entre 0,1 e 1 risco moderado, e acima de 1 risco inaceitável.

¹⁰ T_{50} representa o tempo (em dias) que seria necessário para que uma abelha atingisse a dose letal mediana oral (DL₅₀ oral) do inseticida. Se o valor de T_{50} for menor que o tempo de vida real da abelha, indica um risco sério de toxicidade pela dieta. Se for maior, sugere que o inseticida representa pouco risco de toxicidade dietética sob as condições avaliadas.

pode se configurar como uma estratégia mais sustentável de manejo de pragas, ao mesmo tempo em que não resulta em grandes perdas de organismos benéficos durante o cultivo.

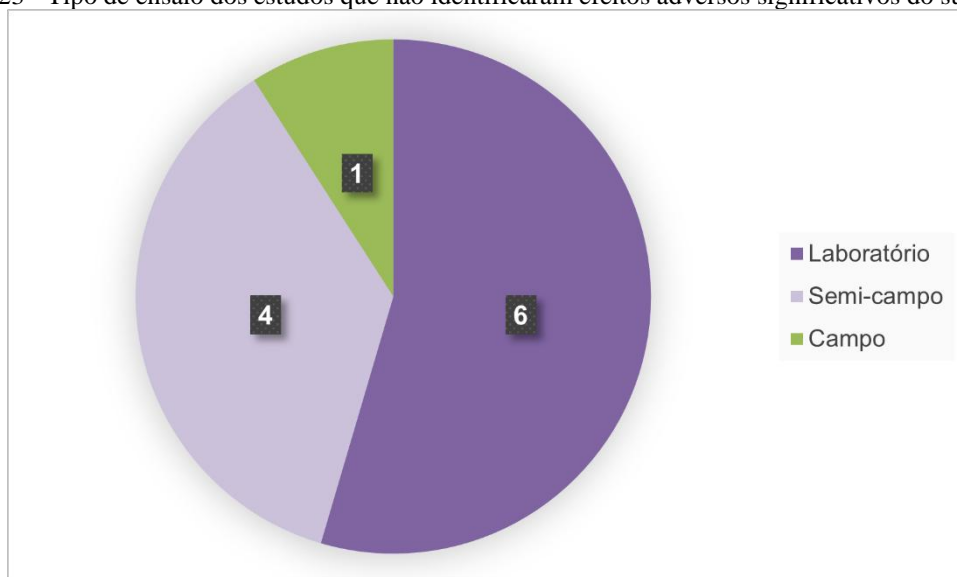
Por fim, o último estudo no qual não foram registrados efeitos significativos da exposição ao sulfoxaflor foi o de Siviter *et al.* (2019), no qual foram avaliadas simultaneamente as espécies *Apis mellifera* e *Bombus terrestris*. Os autores não observaram alterações no condicionamento olfativo ou na capacidade de aprendizagem, avaliados por meio da associação a estímulos, número de respostas positivas e velocidade de aprendizado. Também não foram constatados efeitos sobre a memória de curto e longo prazo, medida após 3 e 24 horas do treinamento, nem sobre a memória de trabalho em *B. terrestris*.

A partir desses resultados, os pesquisadores destacam que, embora sulfoxaflor e neonicotinoides atuem sobre os mesmos receptores nicotínicos de acetilcolina, os efeitos no sistema nervoso das abelhas podem diferir, o que explicaria a ausência de impactos cognitivos nesse caso. Além disso, diante da ausência de alterações no aprendizado e na memória, os prejuízos reprodutivos relatados em outros trabalhos provavelmente estejam associados a diferentes processos fisiológicos, como o desenvolvimento ovariano e a postura de ovos e reconhecem que a avaliação restrita à exposição aguda representa uma limitação, indicando que exposições mais prolongadas, bem como aquelas ocorridas na fase larval, podem revelar efeitos adicionais ainda não identificados (SIVITER *et al.*, 2019).

Em síntese, os estudos que não identificaram efeitos estatisticamente significativos da exposição ao sulfoxaflor sobre diferentes espécies de abelhas revelam a importância de considerar o contexto experimental na interpretação dos resultados. Fatores como tipo e duração da exposição, dose, método de aplicação, ambiente controlado de laboratório e ausência de estressores adicionais foram frequentemente apontados como possíveis explicações para a ausência de impactos detectáveis. Assim, esses achados não invalidam os efeitos negativos observados nos outros trabalhos, mas demonstram que a magnitude e a manifestação dos riscos podem variar de acordo com as condições de exposição e com os parâmetros avaliados.

Ademais, vale destacar que entre os 11 artigos que não identificaram efeitos adversos significativos, 10 foram conduzidos em ambientes laboratoriais ou de semi-campo, e apenas 1 em condições de campo, como explicito na Figura 23.

Figura 23 - Tipo de ensaio dos estudos que não identificaram efeitos adversos significativos do sulfoxaflor



Fonte: Autores, 2025.

Ensaio em condições de campo, embora mais complexos logisticamente e tecnologicamente, são essenciais para a avaliação de riscos em cenários realistas. Assim, esse padrão reforça a ideia de que a ausência de impactos detectáveis pode estar relacionada ao uso de condições artificiais e controladas, principalmente quando não se consideram certos estressores adversos que as abelhas podem enfrentar em situações reais.

5.9 Análise crítica e identificação de limitações

A análise dos estudos sobre os efeitos do sulfoxaflor em abelhas revelou algumas lacunas significativas na literatura científica. A principal delas refere-se à concentração geográfica das pesquisas, predominantemente realizadas em países do hemisfério norte, o que está diretamente ligado à distribuição natural das espécies mais utilizadas (*Apis mellifera*, *Bombus terrestris* e *Osmia bicornis*), bem como à infraestrutura científica e disponibilidade de financiamento nesses países, como já citado anteriormente.

Embora sejam espécies amplamente utilizadas em pesquisas, elas não contemplam a diversidade de polinizadores existentes nas outras regiões do planeta, de maneira que as três possuem como distribuição natural regiões temperadas da Eurásia, com a *Apis mellifera* abrangendo ainda algumas áreas da África subsaariana. De todo modo, há uma evidente carência de dados sobre as abelhas nativas do continente americano, da Oceania e outras espécies ao sul da África.

Com diferenças na fisiologia, no comportamento e nos ciclos de vida, espécies de outras regiões podem reagir de maneira distinta à exposição aos neonicotinoides. Por exemplo, a *O. bicornis*, mesmo sendo uma abelha solitária, ainda reflete uma realidade europeia, pouco comparável com espécies solitárias tropicais. Isso se torna ainda mais relevante considerando que os locais de nidificação de muitas abelhas solitárias tropicais se concentram no solo (MARTINS *et al.*, 2021), o que as expõe a uma maior chance de contato com agrotóxicos.

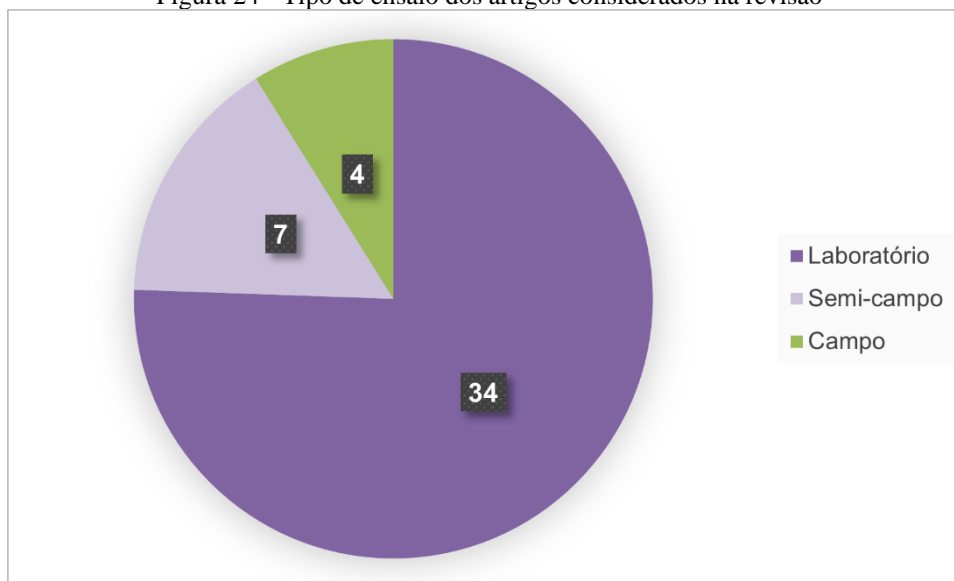
Essa concentração geográfica e taxonômica das pesquisas limita o entendimento completo sobre como o sulfoxaflor afeta as abelhas ao redor do mundo. Como diferentes espécies vivem em ambientes variados e têm características distintas, os resultados atuais podem não mostrar a real extensão dos impactos do inseticida em outras abelhas e ecossistemas, sendo evidente e fundamental a ampliação dos estudos para incluir mais espécies nativas e áreas menos exploradas, garantindo uma avaliação mais representativa e precisa dos riscos que o sulfoxaflor pode representar.

Além da limitação geográfica, destaca-se também a desigualdade de informações disponíveis entre as espécies investigadas. Enquanto para *Apis mellifera* e *Bombus terrestris* já existem relatos de alterações expressivas em vias metabólicas, atividade enzimática, microbiota intestinal, desenvolvimento corporal e até mesmo na expressão gênica, para *O. bicornis* os dados sobre efeitos fisiológicos e bioquímicos são mais escassos, o que compromete a compreensão de efeitos subletais na espécie, que, por ser solitária e nidificar frequentemente no solo, pode apresentar vias de exposição e respostas fisiológicas distintas.

No que diz respeito à reprodução, os dados disponíveis também são extremamente limitados: apenas um artigo avaliou o parâmetro em *Apis mellifera* e apenas um em *Osmia bicornis*, limitando a compreensão completa dos impactos do inseticida e dificultando a avaliação das possíveis alterações na reprodução que poderiam influenciar a dinâmica populacional e a persistência das colônias em diferentes contextos ambientais.

Outro tópico que deve ser ressaltado, refere-se ao tipo de ensaio predominante nos artigos selecionados: mantendo o padrão observado nos estudos que não identificaram efeitos adversos significativos (Tópico **5.8 Estudos que não identificaram efeitos adversos significativos**), quando se analisa o conjunto dos 45 trabalhos incluídos nesta revisão, a maioria foi conduzida em condições controladas de laboratório (34) ou em semi-campo (7), enquanto apenas quatro ocorreram em campo, como demonstrado na Figura 24.

Figura 24 - Tipo de ensaio dos artigos considerados na revisão



Fonte: Autores, 2025.

Essa distribuição evidencia uma limitação relevante, pois, embora os experimentos laboratoriais e semi-campo permitam maior controle e já incorporem a avaliação de diferentes estressores, como interações com outros agroquímicos, variações de temperatura e fatores nutricionais, a complexidade ecológica presente nos ambientes agrícolas reais ainda não é plenamente reproduzida. A forma como múltiplos fatores de estresse se combinam e interagem com a exposição ao sulfoxaflor, especialmente em cenários de longo prazo e em diferentes espécies de abelhas, permanece como algo a ser mais explorado.

6 CONCLUSÃO

A presente revisão sistemática analisou e sintetizou o conhecimento científico sobre os efeitos dos inseticidas neonicotinoides no solo e, especificamente, os impactos do sulfoxaflor em diferentes espécies de abelhas. A análise integrada dos compartimentos ambientais e dos organismos não-alvo revelou a complexidade dos riscos associados a esses agrotóxicos, reforçando a necessidade de uma abordagem ecossistêmica para a avaliação de sua segurança.

O eixo dos estudos acerca da contaminação no solo pelo acetamiprido, pela clotianidina e pelo sulfoxaflor demonstra uma tendência de baixa sorção e alta mobilidade, porém com o potencial de lixiviação dependente da persistência e degradação.

A clotianidina apresentou alta persistência, com meia-vida variando até 305 dias, o que indica maior potencial de lixiviação e risco de contaminação a longo prazo. Já o sulfoxaflor e o acetamiprido, por possuírem meia-vida mais baixa e maior taxa de degradação, apresentam

menor potencial de lixiviação. Porém, nota-se que o sulfoxaflor, após biodegradação, gera metabólitos até 35 vezes mais tóxicos, o que faz com que, mesmo possuindo baixo risco de lixiviação do composto original, possua alto risco de contaminação a longo prazo no solo pelos metabólitos gerados, e alto risco ecológico proveniente de suas toxicidades a organismos não-alvo.

Ainda assim, o destino desses contaminantes em condições de campo é dificilmente determinado, pois os mecanismos de exposição do solo (como a sorção, a persistência e a degradação) são drasticamente influenciados por fatores bióticos e abióticos locais, como o tipo de solo, o pH, a umidade e o teor de COS, como comprovam os estudos analisados. O fato de a maioria dos estudos serem realizados em laboratório comprova a imprevisibilidade do destino desses inseticidas em ecossistemas naturais, e mesmo os estudos realizados em campo não são completamente confiáveis para uma avaliação de risco em nível global, visto que estão concentrados nas mesmas regiões geográficas, com tipos de solo iguais ou similares.

Em suma, embora haja dados na literatura que permitam a análise do destino ambiental dos inseticidas neonicotinoides, esses dados não se aplicam a todos os tipos de solo, e mesmo sendo possível uma estimativa a partir da análise dos parâmetros físico-químicos do solo, ainda é inconclusivo o risco ambiental a longo prazo da contaminação por esses compostos. Isso se dá principalmente pela possibilidade da biodegradação de cada um deles gerar metabólitos com toxicidade potencializada, que devem ser estudados mais a fundo, permitindo a análise do verdadeiro risco para a saúde tanto do solo, quanto dos organismos não alvo, como os insetos polinizadores.

Quanto aos polinizadores, os resultados demonstraram que o sulfoxaflor não é o substituto ideal dos neonicotinoides utilizados anteriormente: a literatura não aponta apenas efeitos letais, mas também um conjunto significativo de impactos subletais, que incluem alterações comportamentais, fisiológicas, bioquímicas e reprodutivas. A redução na eficiência de voo e forrageamento, a desregulação da microbiota intestinal, prejuízos aos metabolismos e deformidades físicas são exemplos de efeitos relatados, assim como a queda na produção de ovos e crescimento das colônias.

Ademais, a análise comparativa entre espécies revelou uma maior sensibilidade entre as três mais estudadas: *Osmia bicornis* mostrou-se mais sensível ao sulfoxaflor do que as espécies sociais *Apis mellifera* e *Bombus terrestris*. Essa maior vulnerabilidade, aliada ao fato de que muitas espécies de abelhas solitárias nidificam no solo, conecta diretamente os dois eixos da revisão: o solo, atua como reservatório de contaminação e cria uma via de exposição crônica que potencializa o risco, principalmente às espécies mais sensíveis.

Embora uma minoria dos artigos analisados não tenha encontrado efeitos estatisticamente significativos, observou-se que esses estudos foram, em sua esmagadora maioria, conduzidos em ambientes controlados de laboratório ou semi-campo, que não replicam a complexidade e a multiplicidade de estressores presentes em ecossistemas naturais. A predominância de pesquisas no hemisfério norte e o foco em um número restrito de espécies também representam limitações importantes, resultando em uma carência de dados sobre os impactos do sulfoxaflor em abelhas nativas de regiões como a América do Sul.

Por fim, este trabalho conclui que os neonicotinoides estudados, com destaque para o sulfoxaflor, representam uma ameaça relevante tanto para a saúde do solo quanto para as populações de abelhas, contestando a ideia de que este inseticida seja uma substituição segura aos compostos banidos. É, portanto, necessário e urgente a realização de mais estudos de campo, que integrem múltiplos estressores ambientais e investiguem os efeitos em espécies nativas, especialmente abelhas solitárias tropicais. Da mesma maneira, há a necessidade de estudos acerca dos metabólitos gerados pela degradação dos inseticidas neonicotinoides estudados, possibilitando uma análise de risco ambiental mais precisa.

REFERÊNCIAS

- AHMED, F. S. *et al.* Chronic in-hive exposure to a field-relevant concentration of Closer™ SC (24% sulfoxaflor) insecticide altered immunological and physiological markers of honey bee foragers (*Apis mellifera*). **Apidologie**, v. 54, n. 4, p. 1-15, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13592-022-00987-6>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- AL NAGGAR, Y.; PAXTON, R. J. The novel insecticides flupyradifurone and sulfoxaflor do not act synergistically with viral pathogens in reducing honey bee (*Apis mellifera*) survival but sulfoxaflor modulates host immunocompetence. **Microbial Biotechnology**, v. 14, n. 1, p. 227-240, 2021. DOI: 10.1111/1751-7915.13673. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13673>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- ANVISA. **Acetamiprido**. Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/a/4150json-file-1/view>. Acesso em: 17 set. 2025.
- ANVISA. **Clotianidina**. Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/c/4257json-file-1/view>. Acesso em: 17 set. 2025.
- ANVISA. **Sulfoxaflor**. Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-2025br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/q-r-s/4521json-file-1>. Acesso em: 24 ago. 2025.
- AZPIAZU, C. *et al.* Toxicity of the insecticide sulfoxaflor alone and in combination with the fungicide fluxapyroxad in three bee species. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 6821, 25 mar. 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-021-86036-1>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- AZPIAZU, C. *et al.* Effects of chronic exposure to the new insecticide sulfoxaflor in combination with a SDHI fungicide in a solitary bee. **Science of the Total Environment**, v. 850, p. 157822, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157822>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- BARASCOU, L. *et al.* Pollen nutrition fosters honeybee tolerance to pesticides. **R. Soc. Open Sci.**, v. 8, n. 8, p. 210818, 2021. DOI: 10.1098/rsos.210818. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsos.210818>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- BOFF, S. *et al.* Survival rate and changes in foraging performances of solitary bees exposed to a novel insecticide. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 211, p. 111869, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111869>. Acesso em: 4 abr. 2025.
- BOFF, S. *et al.* Decreased efficiency of pollen collection due to Sulfoxaflor exposure leads to a reduction in the size of bumble bee workers in late European summer. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 842563, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.842563>. Acesso em: 4 abr. 2025.

BRADBPEAR, N.. Bees and their role in forest livelihoods: a guide to the services provided by bees and the sustainable harvesting, processing and marketing of their products. Rome: **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 2009. (Non-Wood Forest Products, n. 19). Disponível em: <https://www.fao.org/4/i0842e/i0842e00.pdf>. Acesso em: 21 maio 2025.

BRITAIN, C.; POTTS, S. G. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. **Basic and Applied Ecology**, v. 12, n. 4, p. 321–331, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179110001623>. Acesso em: 21 maio 2025.

BROOKS, A. J. et al. Sensitivity and specificity of macroinvertebrate responses to gradients of multiple agricultural stressors. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 291, p. 118092, set. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118092>. Acesso em: 1 out. 2025.

CABI. *Apis mellifera*. In: **CABI COMPENDIUM**. Wallingford, UK: CAB International, 2025. Disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.1079/cabicompndium.6359>. Acesso em: 9 jun. 2025.

CABI. *Bombus terrestris*. In: **CABI COMPENDIUM**. Wallingford, UK: CAB International, 2025. Disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompndium.91578#sec-9>. Acesso em: 9 jun. 2025.

CANVA. Sydney: **Canva Pty Ltd**, 2025. 1 programa de computador. Disponível em: <https://www.canva.com>. Acesso em: set. 2025.

CARTEREAU, A. *et al.* Impairments in learning and memory performances associated with nicotinic receptor expression in the honeybee *Apis mellifera* after exposure to a sublethal dose of sulfoxaflor. **PLoS ONE**, v. 17, n. 8, p. e0272514, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0272514>. Acesso em: 4 abr. 2025.

CASTELLI, L. *et al.* Insights into the effects of sublethal doses of pesticides glufosinate-ammonium and sulfoxaflor on honey bee health. **Science of the Total Environment**, v. 868, p. 161331, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161331>. Acesso em: 4 abr. 2025.

CHEN, Z. *et al.* Stereoselective separation and pharmacokinetic dissipation of the chiral neonicotinoid sulfoxaflor in soil by ultraperformance convergence chromatography/tandem mass spectrometry. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, [S.l.], v. 406, n. 26, p. 6677–6690, ago. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00216-014-8089-9>. Acesso em: 1 out. 2025.

CHENG, S. *et al.* The sulfoximine insecticide sulfoxaflor exposure reduces the survival status and disrupts the intestinal metabolism of the honeybee *Apis mellifera*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 442, p. 130109, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130109>. Acesso em: 4 abr. 2025.

COSTA, A. L. G. *et al.* Unbounded bees: A systematic review and meta-analysis investigating pesticide contamination in Brazilian bees and hive products. **Journal of**

Hazardous Materials Advances, v. 17, p. 100632, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100632>. Acesso em: 12 set. 2025.

COSTA, E. M. *et al.* Honey Bee Survival and Flight Capacity After Exposure to Sulfoxaflor Residues. **Sociobiology**, v. 71, n. 4, p. e10729, 2024. Disponível em: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85211448180&doi=10.13102%2fsociobiology.v71i4.10729&partnerID=40&md5=9cd2e7b7c5ca9e9119112ff1a284e371>. Acesso em: 4 abr. 2025.

DANKYI, E. *et al.* Sorption and degradation of neonicotinoid insecticides in tropical soils. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, [S.l.], v. 53, n. 9, p. 587-594, maio 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03601234.2018.1473965>. Acesso em: 1 out. 2025.

DEWAELE, J. *et al.* A new exposure protocol adapted for wild bees reveals species-specific impacts of the sulfoximine insecticide sulfoxaflor. **Ecotoxicology**, v. 33, p. 546-559, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02750-2>. Acesso em: 4 abr. 2025.

FRIZZERA, D. *et al.* Assessing lethal and sublethal effects of pesticides on honey bees in a multifactorial context. **Science of the Total Environment**, v. 948, p. 174892, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174892>. Acesso em: 4 abr. 2025.

GENSCH, L. *et al.* Pesticide risk assessment in European agriculture: Distribution patterns, ban-substitution effects and regulatory implications. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 348, p. 123836, mar. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123836>. Acesso em: 1 out. 2025.

GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). Occurrence: *Osmia bicornis*. [S. l.]: **GBIF**, [2025]. Disponível em: https://www.gbif.org/occurrence/map?has_coordinate=true&has_geospatial_issue=false&taxon_key=5039315&occurrence_status=present. Acesso em: 10 jun. 2025.

GOULSON, D.. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 977-987, 2013. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2664.12111>. Acesso em: 8 set. 2025.

GOULSON, D. *et al.* Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. **Science**, v. 347, n. 6229, p. 1255957, 2015.

GUPTA, S.; GAJBHIYE, V. T. Persistence of Acetamiprid in Soil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, [S.l.], v. 78, n. 5-6, p. 349-352, maio 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9097-7>. Acesso em: 1 out. 2025.

HUA, L.; ZHAO, D.; WANG, H.; WEI, T. Residues and Bioavailability of Neonicotinoid Pesticide in Shaanxi Agricultural Soil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 129, p. 1-16, fev. 2023.

IBRAHIM, E. S. *et al.* Sulfoxaflor influences the biochemical and histological changes on honeybees (*Apis mellifera* L.). **Ecotoxicology**, v. 32, p. 674-681, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02677-0>. Acesso em: 4 abr. 2025.

IPBES. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. POTTS, S. G.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NGO, H. T. (ed.). Bonn, Germany: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2016. 552 p. Disponível em: <https://zenodo.org/records/3402857>. Acesso em: 21 maio 2025.

IRAC, 2020. Insecticide Resistance Action Committee. <http://www.irac-online.org>. Acesso em: 1 out. 2025.

ITIS. Integrated Taxonomic Information System. Disponível em: <https://www.itis.gov/>. Acesso em: 4 jun. 2025.

JAMES, L. *et al.* A Sublethal Concentration of Sulfoxaflor Has Minimal Impact on Buff-Tailed Bumblebee (*Bombus terrestris*) Locomotor Behaviour under Aversive Conditioning. **Toxics**, v. 11, n. 3, p. 279, 2023. DOI: 10.3390/toxics11030279. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/toxics11030279>. Acesso em: 4 abr. 2025.

JABAREEN, Y. Building a conceptual framework: philosophy, definitions, and procedure. **International Journal of Qualitative Methods**, v. 8, n. 4, p. 49-62, Dez. 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/265991064_Building_a_Conceptual_Framework_Philosophy_Definitions_and_Procedure. Acesso em: 24 set. 2025.

JIANG, H. *et al.* Sulfoxaflor Residues in Pollen and Nectar of Cotton Applied through Drip Irrigation and Their Potential Exposure to *Apis mellifera* L. **Insects**, v. 11, n. 2, p. 114, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/insects11020114>. Acesso em: 4 abr. 2025.

JÜRISON, M. *et al.* Azoxystrobin hides the respiratory failure of low dose sulfoxaflor in bumble bees. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 289, p. 117487, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117487>. Acesso em: 4 abr. 2025.

KENNA, D.; GRAYSTOCK, P.; GILL, R. J. Toxic temperatures: Bee behaviours exhibit divergent pesticide toxicity relationships with warming. **Global Change Biology**, v. 29, n. 11, p. 2981-2998, 2023. DOI: 10.1111/gcb.16671. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.16671>. Acesso em: 4 abr. 2025.

KIM, J. *et al.* Assessment of acute and chronic toxicity of cyantraniliprole and sulfoxaflor on honey bee (*Apis mellifera*) larvae. **Pest Management Science**, v. 78, n. 12, p. 5402–5412, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ps.7162>. Acesso em: 4 abr. 2025.

KHAMIS, W. M.; ABDEL-HAMEED, K. M. A.; EL-SABROUT, Ahmed M. Residual toxicity of selected insecticides on *Aphis gossypii* and their safety limits on honeybees. **Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica**, v. 56, n. 2, p. 153-167, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1556/038.2021.00127>. Acesso em: 4 abr. 2025.

KLINE, O.; ADAMCZYK, J.; JOSHI, N. K. Toxicity responses of different bee species to flupyradifurone and sulfoxaflor insecticides reveal species and sex-based variations. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 964, p. 1–11, abr. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178264>. Acesso em: 4 abr. 2025.

KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. *et al.* Chapter 2: Drivers of change of pollinators, pollination networks and pollination. In: **IPBES.** The assessment report of the Intergovernmental

Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. POTTS, S. G.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NGO, H. T. (ed.). Bonn, Germany: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2016. p. 27–149. Disponível em: <https://zenodo.org/records/3402857>. Acesso em: 21 maio 2025.

LALÍN-POUSA, V. *et al.* Acetamiprid retention in agricultural acid soils: Experimental data and prediction. **Environmental Research**, [S.l.], v. 268, p. 120835, jan. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120835>. Acesso em: 1 out. 2025.

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, J.; WARNER, D.; GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 22, n. 4, p. 1050-1064, 2016. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242

LI, J. *et al.* Sublethal effects of Isoclast™ Active (50% sulfoxaflor water dispersible granules) on larval and adult worker honey bees (*Apis mellifera* L.). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 220, p. 112379, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112379>. Acesso em: 4 abr. 2025.

LI, Y. *et al.* Adsorption and degradation of neonicotinoid insecticides in agricultural soils. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 30, n. 16, p. 47516-47526, fev. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25671-9>. Acesso em: 1 out. 2025.

LINGUADOCA, A. *et al.* Sulfoxaflor and nutritional deficiency synergistically reduce survival and fecundity in bumblebees. **Science of the Total Environment**, v. 795, p. 148680, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148680>. Acesso em: 4 abr. 2025.

LINGUADOCA, A. *et al.* Intra-specific variation in sensitivity of *Bombus terrestris* and *Osmia bicornis* to three pesticides. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 17311, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-22239-4>. Acesso em: 4 abr. 2025.

LIU, Z. *et al.* Soil microbial degradation of neonicotinoid insecticides imidacloprid, acetamiprid, thiacloprid and imidaclothiz and its effect on the persistence of bioefficacy against horsebean aphid *Aphis craccivora* Koch after soil application. **Pest Management Science**, [S.l.], v. 67, n. 10, p. 1245-1252, maio 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ps.2174>. Acesso em: 1 out. 2025.

MARTINS, H. O. J. *et al.* Nesting Biology of the Solitary Ground-Nesting Bee *Diadasina riparia* (Apidae: Emphorini). **Sociobiology**, [s. l.], v. 68, n. 4, p. e7123, dez. 2021. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/003214273>. Acesso em: 12 jun. 2025.

MICHENER, C. D. **Classification of the Apidae (Hymenoptera)**. Lawrence: University of Kansas, 1990. 164 p. (The University of Kansas Science Bulletin, v. 54, n. 4). Disponível em: https://digitalcommons.usu.edu/bee_lab_mi/153. Acesso em: 5 jun. 2025.

MORRISON, B. A.; XIA, K.; STEWART, R. D. Soil organic matter can delay but not eliminate leaching of neonicotinoid insecticides. **Journal of Environmental Quality**, [S.l.], v. 51, n. 6, p. 1270-1281, set./out. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jeq2.20402>. Acesso em: 1 out. 2025.

MORRISON, M. A. *et al.* Examining the effects of repeated pesticide exposure on bumblebee queen survival and reproduction. **Ecological Solutions and Evidence**, v. 6, n. e70011, p. 1-13, 2025. DOI: 10.1002/2688-8319.70011. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2688-8319.70011>. Acesso em: 4 abr. 2025.

MÖRTL, M. *et al.* Study on Soil Mobility of Two Neonicotinoid Insecticides. **Journal of Chemistry**, [S.l.], v. 2016, p. 4546584, maio 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1155/2016/4546584>. Acesso em: 1 out. 2025.

NAGGAR, Y. A. *et al.* Bees under interactive stressors: the novel insecticides flupyradifurone and sulfoxaflor along with the fungicide azoxystrobin disrupt the gut microbiota of honey bees and increase opportunistic bacterial pathogens. **Science of the Total Environment**, v. 849, p. 157941, 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157941>. Acesso em: 4 abr. 2025.

National Center for Biotechnology Information. **PubChem** Compound Summary for CID 16723172, Sulfoxaflor. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Sulfoxaflor>. Acesso em: 21 ago. 2025.

NATURAL EARTH DATA. **Natural Earth: Downloads**. [S. l.]: Natural Earth, [2025]. Disponível em: <https://www.natureearthdata.com/downloads/10m-cultural-vectors/>. Acesso em: 10 jun. 2025.

NATURESERVE. **Osmia bicornis**. [S. l.]: NatureServe Explorer, 2025. Disponível em: https://explorer.natureserve.org/Taxon/ELEMENT_GLOBAL.2.1153560/Osmia_bicornis. Acesso em: 11 jun. 2025.

PAGE, M.J., *et al.*, 2021. **The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews**. *BMJ* 372. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>. Acesso em: 4 abr. 2025.

PARKINSON, R. H. *et al.* Chronic exposure to insecticides impairs honeybee optomotor behaviour. **Frontiers in Insect Science**, v. 2, p. 936826, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/finsc.2022.936826>. Acesso em: 4 abr. 2025.

PITAM, S.; MUKHERJEE, I.; KUMAR, A. Evaluation of environmental fate of acetamiprid in the laboratory. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l.], v. 185, n. 4, p. 2807-2816, jun. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2750-6>. Acesso em: 1 out. 2025.

POTTS, J. *et al.* Acetamiprid fate in a sandy loam with contrasting soil organic matter contents: A comparison of the degradation, sorption and leaching of commercial neonicotinoid formulations. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 842, p. 156711, out. 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156711>. Acesso em: 1 out. 2025.

POTTS, S. G. *et al.* Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345-353, 2010.

PUBCHEM. Bethesda, MD: **National Center for Biotechnology Information**, [20--?]. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Acesso em: 17 set. 2025.

RAMASUBRAMANIAN, T. Clothianidin in the Tropical Sugarcane Ecosystem: Soil Persistence and Environmental Risk Assessment Under Different Organic Manuring. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, [S.l.], v. 106, n. 6, p. 892-898, mar. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03169-9>. Acesso em: 1 out. 2025.

SCHOPENHAUER, A. Parerga e Paralipomena. Tradução de Wolfgang Leo Maar. 2. ed. **São Paulo**: Editora da Unesp, 2015.

SCHWARZ, J. M. *et al.* No evidence for impaired solitary bee fitness following pre-flowering sulfoxaflor application alone or in combination with a common fungicide in a semi-field experiment. **Environment International**, v. 164, n. 107252, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107252>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SHAREEFDEEN, Z.; ELKAMEL, A. Toxic and Environmental Effects of Neonicotinoid Based Insecticides. **Applied Sciences**, [S.l.], v. 14, n. 8, p. 3310, abr. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app14083310>. Acesso em: 1 out. 2025.

SINGH, N. S. *et al.* Leaching of Clothianidin in Two Different Indian Soils: Effect of Organic Amendment. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, [S.l.], v. 100, n. 4, p. 553-559, fev. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2290-z>. Acesso em: 1 out. 2025.

SINGH, N. S.; MUKHERJEE, I.; VARGHESE, E. Assessing influences of farmyard manure addition, elevated CO₂, soil sterilization, soil types, and soil moisture on clothianidin dissipation kinetics. **Journal of Environmental Biology**, [S.l.], v. 44, n. 2, p. 220-228, mar. 2023. Disponível em: <http://doi.org/10.22438/jeb/44/2/MRN-4044>. Acesso em: 1 out. 2025.

SIVITER, H. *et al.* Sulfoxaflor exposure reduces egg laying in bumblebees *Bombus terrestris*. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 1, p. 160-169, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13519>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SIVITER, H. *et al.* Sulfoxaflor exposure reduces bumblebee reproductive success. **Nature**, v. 561, n. 7721, p. 109-112, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0430-6>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SIVITER, Harry *et al.* No evidence for negative impacts of acute sulfoxaflor exposure on bee olfactory conditioning or working memory. **PeerJ**, v. 7, n. e7208, 2019. DOI: 10.7717/peerj.7208. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.7208>. Acesso em: 4 abr. 2025.

SPLITT, A.; SCHULZ, M.; SKÓRKA, P. Current state of knowledge on the biology and breeding of the solitary bee – *Osmia bicornis*. **Journal of Apicultural Research**, London, v. 61, n. 2, p. 163-179, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00218839.2021.1957610>. Acesso em: 11 jun. 2025.

STRAW, E. A. *et al.* Neither sulfoxaflor, *Crithidia bombi*, nor their combination impact bumble bee colony development or field bean pollination. **Scientific Reports**, v. 13, n. 16462, 2023. DOI: 10.1038/s41598-023-43215-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-43215-6>. Acesso em: 4 abr. 2025.

TAMBURINI, G. *et al.* Fungicide and insecticide exposure adversely impacts bumblebees and pollination services under semi-field conditions. **Environment International**, v. 157, p.

106813, 2021a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106813>. Acesso em: 4 abr. 2025.

TAMBURINI, G. *et al.* Sulfoxaflor insecticide and azoxystrobin fungicide have no major impact on honeybees in a realistic-exposure semi-field experiment. **Science of the Total Environment**, v. 778, n. 146084, 2021b. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146084. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146084>. Acesso em: 4 abr. 2025.

UNGRICHT, S.; MÜLLER, A.; DORN, S. A taxonomic catalogue of the Palaearctic bees of the tribe Osmiini (Hymenoptera: Apoidea: Megachilidae). **Zootaxa**, Auckland, v. 1865, n. 1, p. 1-253, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1865.1.1>. Acesso em: 11 jun. 2025.

URUEÑA, A. *et al.* Sulfoxaflor effects depend on the interaction with other pesticides and Nosema ceranae infection in the honey bee (*Apis mellifera*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 264, p. 115427, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115427>. Acesso em: 4 abr. 2025.

WANG, J. *et al.* Physiological effects of field concentrations and sublethal concentrations of sulfoxaflor on honeybees. **Pest Management Science**, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ps.8326>. Acesso em: 4 abr. 2025.

WATSON, G. B. *et al.* Sulfoxaflor - A sulfoximine insecticide: Review and analysis of mode of action, resistance and cross-resistance. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, [S.l.], v. 178, p. 1-17, jul. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2021.104924>. Acesso em: 1 out. 2025.

YANG, Y. *et al.* Degradation of Sulfoxaflor in Water and Soil: Kinetics, Degradation Pathways, Transformation Product Identification, and Toxicity. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, [S.l.], v. 70, n. 11, p. 3400-3408, mar. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c07362>. Acesso em: 1 out. 2025.

ZHANG, P. *et al.* Sorption, desorption and degradation of neonicotinoids in four agricultural soils and their effects on soil microorganisms. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 615, p. 59-69, mar. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.097>. Acesso em: 1 out. 2025.

ZHAO, Y. *et al.* Biodegradation of sulfoxaflor and photolysis of sulfoxaflor by ultraviolet radiation. **Biodegradation**, [S.l.], v. 34, p. 341-355, fev. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10532-023-10020-x>. Acesso em: 4 abr. 2025. Acesso em: 1 out. 2025.

ZHENG, T. *et al.* Persistence and vertical distribution of neonicotinoids in soils under different citrus orchards chrono sequences from southern China. **Chemosphere**, [S.l.], v. 286, p. 131584, jan. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131584>. Acesso em: 1 out. 2025.