



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS PORTO NACIONAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE, ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO

TAYANNA FONSECA PIMENTEL

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO AGROTÓXICO IMIDACLOPRIDO E MICRO-
PLÁSTICO POLIETILENO SOBRE MICROARTRÓPODES EM DIFERENTES TI-
POS DE SOLOS**

PORTO NACIONAL - TO - BRASIL

2024

TAYANNA FONSECA PIMENTEL

Avaliação dos efeitos do agrotóxico imidacloprido e microplástico polietileno sobre microartrópodes em diferentes tipos de solos

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Tocantins, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dra. Vanessa B. M. Oliveira

Coorientadora: Dra. Fabianne Araújo Ribeiro

PORTO NACIONAL - TO - BRASIL

2024

FICHA

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

- P644a Pimentel, Tayanna Fonseca.
Avaliação dos efeitos do agrotóxico imidacloprido e microplástico polietileno sobre microartrópodes em diferentes tipos de solos. / Tayanna Fonseca Pimentel. – Porto Nacional, TO, 2024.
59 f.
- Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Porto Nacional - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Biodiversidade, Ecologia e Conservação, 2024.
Orientadora : Vanessa Bezerra de Menezes Oliveira
Coorientadora : Fabianne Araújo Ribeiro
1. Microplásticos. 2. Agrotóxicos. 3. Microartrópodes do solo. 4. Impactos ambientais. I. Título

CDD 577

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

TAYANNA FONSECA PIMENTEL

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO AGROTÓXICO IMIDACLOPRIDO E MICROPLÁSTICO POLIETILENO SOBRE MICROARTRÓPODES EM DIFERENTES TIPOS DE SOLOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biodiversidade, Ecologia e Conservação. Foi avaliada para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, Ecologia e Conservação.

Data de aprovação:

Banca Examinadora:

Prof^a. Dra. Vanessa B. M. Oliveira (Orientadora), UFT

Dra. Fabianne Araújo Ribeiro (coorientadora), Universidade de Aveiro (Portugal)

Dra. Paula S. Tourinho (Avaliadora), Universidade Masaryk (República Checa)

Prof. Dr. Thiago Costa Gonçalves Portelinha (Avaliador), UFT

AGRADECIMENTOS

A oportunidade de cursar este mestrado, por si só, já me enche de um enorme sentimento de gratidão. Por tudo que aprendi e evoluí em tantos aspectos, posso afirmar que foi terapêutico. Apesar dos desafios, esses dois anos me proporcionaram uma perspectiva diferente sobre os métodos de estudo, levando-me a amadurecer na dedicação aos estudos e no aprimoramento pessoal. Conhecer tantas pessoas incríveis foi uma bênção, especialmente minha orientadora Vanessa Oliveira, que teve tanta paciência com alguém como eu, um barro bruto ou melhor pouco trabalhado. Ela não desistiu de mim e continuou a me motivar até o final.

Agradeço a minha coorientadora Fabianne Ribeiro que fez diversas sugestões construtivas ao trabalho.

Agradeço ao meu esposo Carlos, que apesar de, às vezes, reclamar da minha ausência, sempre foi um companheiro maravilhoso. Ele me incentivou a ir até o final e garantiu uma estrutura para que isso fosse possível. Esta jornada não teria sido realizada sem ele ao meu lado. Amo muito o Carlos por todo o cuidado.

Aos colegas do laboratório, Pedro, Milena, Thaynara, Victoria e Gabriel, que me socorreram em tantos momentos. Vocês também têm mérito neste trabalho, pois colaboraram em várias etapas. Sempre torcerei pelo sucesso acadêmico de todos vocês.

Nunca esquecerei que, no final da pandemia, três amigos me convenceram a retomar os estudos: Denise, Samuel e Radames. Obrigada por terem sido os primeiros a acreditar que eu era capaz de chegar tão longe.

Aos meus pais, Beatriz e José Aurélio, que sempre demonstraram tanto orgulho das minhas escolhas, agradeço de coração.

Durante o mestrado, tive a oportunidade de conhecer projetos como o Programa Institucional de Inovação Pedagógica (PIIP) de Engenharia de Alimentos, sob a coordenação do professor Guilherme Benko. O PIIP de Geografia, sob a coordenação do professor Daniel Mallmann, ambos contribuíram muito para meu crescimento profissional.

Agradeço a todos os colegas e professores do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ecologia e Conservação PPGBEC. Ter tido a honra de conhecer pessoas com projetos tão distintos e relevantes foi maravilhoso e me fez ter uma admiração incrível pela biologia. Quem sabe esse seja meu próximo desafio: estudar mais este campo.

Enfim, sou eternamente grata a Deus, a quem creio que sempre está por trás de todas as minhas conquistas. Sempre me senti agraciada por colher bons frutos até o presente momento.

RESUMO

Os microplásticos (MPs) e os agrotóxicos são frequentemente encontrados juntos nos solos agrícolas, no entanto, há uma lacuna significativa na pesquisa sobre o impacto ecológico desses poluentes, tanto isoladamente quanto em conjunto, sobre os microartrópodes do solo. Os organismos do solo desempenham um papel crucial na estabilidade ecológica, promovendo a resiliência do ecossistema e facilitando processos vitais, como o controle de doenças, a estruturação do solo e a ciclagem de nutrientes. Assim, o objetivo deste estudo foi investigar os efeitos do inseticida imidacloprido e dos MPs de polietileno, tanto isoladamente quanto em combinação, sobre duas espécies de colêmbolos (*Folsomia candida* e *Sinella curviseta*) e o ácaro predador *Hypoaspis aculeifer*, em três tipos distintos de solo. Os resultados revelaram sensibilidades diferenciais entre as espécies aos poluentes e interações significativas entre esses contaminantes e os tipos de solo. Para o ácaro predador *H. aculeifer*, observou-se uma baixa sensibilidade ao imidacloprido em baixas concentrações, porém, um efeito adverso significativo na reprodução em concentrações mais altas, com CE50 para reprodução de 1124 mg/kg, 84 mg/kg e 350 mg/kg, respectivamente, nos solos Tropical Artificial (SAT), solo argiloso e solo arenoso do Brasil. *Sinella curviseta* mostrou maior toxicidade quando exposta em solos naturais, com um efeito significativo na reprodução do colêmbolo, apresentando uma CE50 de 0,58 mg/kg no Solo arenoso, 0,66 mg/kg no Solo argiloso e 2,89 mg/kg no solo artificial. Isso evidencia a vulnerabilidade da *S. curviseta* a concentrações relativamente baixas de imidacloprido. Por outro lado, *S. curviseta* não apresentou impacto negativo na sobrevivência e reprodução quando exposta aos microplásticos nos solos testados. Enquanto isso, a *F. candida* mostrou sensibilidade aos dois contaminantes, com uma redução significativa na reprodução quando exposta apenas aos MPs, principalmente no Solo argiloso, com uma CE50 de 2,4 mg/kg. Quando exposta simultaneamente aos dois contaminantes, a *F. candida* demonstrou respostas significativas na reprodução, com CE20 de 0,029 mg/kg e CE50 de 0,151 mg/kg. Estes resultados indicam um aumento considerável na sensibilidade da *F. candida* quando submetida a dois fatores de estresse. Portanto, as propriedades físico-químicas do solo desempenham um papel crucial na sensibilidade dos organismos aos poluentes, destacando a necessidade de uma abordagem abrangente para avaliar adequadamente os impactos ambientais e orientar políticas de gestão sustentável do solo. Estes achados destacam a importância de considerar não apenas as diferentes espécies de artrópodes

terrestres, mas também os contaminantes e as características do solo ao avaliar os riscos ambientais.

Palavras chave: Microplásticos; agrotóxicos; microartrópodes do solo; impactos ambientais.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) and pesticides are frequently found together in agricultural soils. However, there is a significant research gap regarding the ecological impact of these pollutants, both individually and in combination, on soil microarthropods. Soil organisms play a crucial role in ecological stability, promoting ecosystem resilience and facilitating vital processes such as disease control, soil structuring, and nutrient cycling. Therefore, this study aimed to investigate the effects of the insecticide imidacloprid and polyethylene MPs, both alone and combined, on two species of springtails (*Folsomia candida* and *Sinella curviseta*) and the predatory mite *Hypoaspis aculeifer*, across three distinct soil types. The results revealed differential sensitivities among the species to the pollutants and significant interactions between these contaminants and the soil types. For the predatory mite *H. aculeifer*, low sensitivity to imidacloprid was observed at low concentrations, but significant adverse effects on reproduction were noted at higher concentrations, with EC50 values for reproduction of 1124 mg/kg, 84 mg/kg, and 350 mg/kg in Tropical Artificial Soil (SAT), clay soil, and sandy soil from Brazil, respectively. *Sinella curviseta* exhibited higher toxicity in natural soils, significantly affecting springtail reproduction, with EC50 values of 0.58 mg/kg in sandy soil, 0.66 mg/kg in clay soil, and 2.89 mg/kg in artificial soil. This demonstrates the vulnerability of *S. curviseta* to relatively low concentrations of imidacloprid. Conversely, *S. curviseta* showed no negative impact on survival and reproduction when exposed to MPs in the tested soils. Meanwhile, *F. candida* was sensitive to both contaminants, with a significant reduction in reproduction when exposed solely to MPs, particularly in clay soil, with an EC50 of 2.4 mg/kg. When exposed simultaneously to both contaminants, *F. candida* exhibited significant reproductive responses, with EC20 of 0.029 mg/kg and EC50 of 0.151 mg/kg. These results indicate a considerable increase in the sensitivity of *F. candida* under dual stressor exposure. Therefore, the physicochemical properties of the soil play a crucial role in organism sensitivity to pollutants, highlighting the need for a comprehensive approach to adequately assess environmental impacts and guide sustainable soil management policies. These findings underscore the importance of considering not only different species of terrestrial arthropods but also the contaminants and soil characteristics when evaluating environmental risks.

Keywords: Microplastics; pesticides; soil microarthropods; environmental impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - <i>Hypoaspis aculeifer</i> adulto	22
Figura 2 - <i>Sinella curviseta</i> (A) e <i>Folsomia candida</i> (B).....	23
Figura 3 – Microplástico polietileno em pó	24
Figura 4 – Solo artificial tropical (SAT) armazenado	25
Figura 5 – Coleta do solo arenoso no sitio seis pétalas	26
Figura 6 – Experimento com Ácaros.....	28
Figura 7 – Experimento com colêmbolos.....	29
Figura 8 – Alimentação dos Colêmbolos contaminada com PE-MP	30
Figura 9 – Exposição combinada do colêmbolo <i>F. candida</i> a imidacloprido e PE-MP	31
Figura 10 - <i>Hypoaspis aculeifer</i> após 14 dias de exposição ao IMI.....	35
Figura 11 – <i>Sinella curviseta</i> após 28 dias de exposição ao Imidacloprido.....	38
Figura 12 – <i>Folsomia candida</i> após 28 dias de exposição a microplástico polietileno	40
Figura 13 – <i>Sinella curviseta</i> após 28 dias de exposição a microplástico polietileno	42
Figura 14 – <i>Folsomia candida</i> após 28 dias de exposição ao Imidacloprido e microplástico polietileno	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 2 – Concentrações efetivas de imidacloprido e microplásticos.....	34
--	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral.....	16
2.2 Objetivos específicos.....	16
3 REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 Impactos dos agrotóxicos no meio ambiente.....	17
3.2 A poluição por microplásticos	18
3.3 Interações entre agrotóxicos e microplásticos.....	20
4 METODOLOGIA.....	21
4.1. Organismos-Teste	21
4.1.1. Espécie de Acari: <i>Hypoaspis aculeifer</i>	21
4.1.2. Espécies de Collembola: <i>Folsomia candida</i> e <i>Sinella curviseta</i>	22
4.2. Substâncias-Teste	23
4.2.1. Agrotóxico imidacloprido (IMI).....	23
4.2.2. Microplásticos de Polietileno (PE-MP).....	23
4.3. Solos-Teste.....	24
4.3.1. Solo Artificial Tropical (SAT).....	25
4.3.2. Solo argiloso.....	25
4.3.3. Solo arenoso.....	25
4.3.4. Avaliação do pH do Solo.....	26
4.4 Desenho experimental	27
4.4.1 Exposição do ácaro predador (<i>Hypoaspis aculeifer</i>) ao imidacloprido: Sobrevivência e Reprodução.....	27

4.4.2 Exposição do Colêmbolo (<i>Sinella curviseta</i>) ao Imidacloprido: Sobrevivência e Reprodução.....	28
4.4.3 Exposição dos Colêmbolos (<i>Sinella curviseta</i> e <i>Folsomia candida</i>) aos MPs.....	29
4.4.4 Exposição do Colêmbolo (<i>Folsomia candida</i>) ao imidacloprido e PE-MPs.....	30
4.5 Análise de Dados.....	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
5.1 Efeito do imidacloprido para <i>Hypoaspis aculeifer</i>	33
5.2 Efeito do Imidacloprido para <i>Sinella curviseta</i>	36
5.3 Efeito do PE-MPs em <i>Folsomia candida</i>	39
5.4 Efeito dos PE-MPs em <i>Sinella curviseta</i>	41
5.5 - Efeitos da combinação de imidacloprido e MP para <i>F. candida</i>.....	43
6 CONCLUSÃO.....	47
REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a crescente expansão da produtividade agrícola para atender às demandas no aumento da população global tem elevado o uso de agrotóxicos (SABZEVARI; HOFMAN, 2022). O Brasil, como um dos principais produtores e exportadores de consumíveis agrícolas, não está imune a essa tendência (MAGALHÃES *et al.*, 2020). O Brasil já está entre os quatro maiores consumidores de agrotóxico em todo o mundo, juntamente com os Estados Unidos, União Europeia e China (PAUMGARTTEN, 2020).

O uso extensivo de agrotóxicos na agricultura contemporânea e sua disseminação no meio ambiente têm suscitado uma crescente apreensão devido aos possíveis impactos adversos nos ecossistemas terrestres. Além das preocupações com os agrotóxicos, outro desafio ambiental que está sendo amplamente investigado é a contaminação por microplásticos (MPs) provenientes de várias fontes, sendo uma delas, a atividade agrícola. Esses resíduos incluem lodo, fertilizantes, cobertura morta e garrafas plásticas contendo agrotóxicos, os quais podem se fragmentar e originar microplásticos (MPs). Sendo a cobertura morta considerada a principal fonte de MPs no ambiente agrícola, segundo o estudo de Kim *et al.*, 2021.

A poluição resultante dos MPs provenientes de filmes de polietileno agrícola (PE) apresenta uma ameaça mais imediata ao nosso ambiente terrestre do que os MPs marinhos. Portanto, a combinação de poluição por plásticos no solo e agrotóxicos representa uma preocupação ainda mais grave do que a poluição plástica nos oceanos (LAN *et al.*, 2021).

Conforme o boletim de comercialização de agrotóxicos divulgado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o Brasil comercializou cerca de 730 mil toneladas de ingredientes ativos no mercado interno no período de 2009 a 2022. No contexto específico do estado do Tocantins, onde a pesquisa foi conduzida, registrou-se a venda de 16 mil toneladas de ingredientes ativos durante o mesmo período, consolidando-o como o principal distribuidor da região norte do país.

Segundo Dabrowski *et al.*, (2014) esses produtos podem causar danos irreversíveis ao ecossistema, como a contaminação de recursos hídricos subterrâneos e superficiais, prejudicando tanto o ambiente quanto a saúde humana. Lewis *et al.*, (2016) identificou o solo como o principal destino dos agrotóxicos, decorrente das aplicações diretas ou indiretas, pela deriva ou a incorporação de resíduos oriundos dos cultivos. As propriedades físico-químicas das moléculas, juntamente com as características físicas, químicas e microbiológicas do solo, e as condições

climáticas, são fatores determinantes que influenciam o processo de retenção, transporte e transformação desses produtos no ambiente terrestre.

Atualmente, os neonicotinóides tornaram-se uma das classes de inseticidas amplamente utilizadas, oferecendo características distintas em relação aos inseticidas mais antigos. Diversos inseticidas sistêmicos incluindo imidacloprido e thiametoxam, são conhecidos por sua eficácia no controle de insetos que possuem peças bucais perfuradoras-sugadoras de difícil controle, como pulgões, percevejos, moscas-brancas, cigarrinhas e lepidópteros (BYRNE; TOSCANO, 2004). Uma grande preocupação com os neonicotinóides é que devido à sua capacidade de permanecer por um longo tempo no solo, eles têm a propensão de infiltrar-se através das camadas do solo na vertical (WETTSTEIN *et al.*, 2016).

Essa estreita relação entre agrotóxicos e solo também se estende à questão dos MPs. Embora a origem da preocupação com MPs tenha sido no ambiente marinho, o solo emerge como um dos principais sumidouros dessas partículas, representando um desafio adicional para a gestão ambiental (ZHANG *et al.*, 2022).

Diante do exposto se faz necessário pensar nos moradores do solo, os artrópodes terrestres, incluindo colêmbolos e ácaros, que desempenham um papel crucial nos ecossistemas do solo e são suscetíveis aos impactos da contaminação ambiental. Esses organismos desempenham funções vitais na decomposição dos resíduos orgânicos e nos ciclos de nutrientes, tornando-os indicadores altamente sensíveis para avaliar a saúde ambiental (O'NEILL *et al.*, 2009). A abundância e diversidade de colêmbolos têm sido amplamente empregadas como métricas para avaliar o impacto de diversos poluentes na biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas (FOUNTAIN; HOPKIN, 2005).

Segundo Ju *et al.*, (2019), os MPs são contaminantes emergentes e estão confirmados como universal no meio ambiente. Os impactos danosos dos MPs em organismos aquáticos, têm sido muito pesquisados, em contrapartida pouco conhecimento se concentra em invertebrados do solo. Um estudo recente observou que colêmbolos das espécies *Folsomia candida* (V. Willem, 1902) e *Proisotoma minuta* (Tullberg, 1871) podem transportar MPs (MAASS *et al.*, 2017). Segundo o estudo de Selonon *et al.*, (2021) testes de toxicidade com partículas de pneu mostraram que a reprodução de *F. candida* diminuiu em média 38% em relação ao tratamento controle. Considerando as preocupações com a toxicidade potencial dos agrotóxicos para os organismos do solo e o possível aumento da biodisponibilidade do agrotóxico devido à presença de microplásticos, esta pesquisa procurou investigar como esses fatores interagem e afetam a saúde e o comportamento desses artrópodes terrestres. Esse entendimento é fundamental para lidar com

as crescentes preocupações ambientais e para orientar a formulação de políticas de monitoramento e mitigação apropriadas.

Diante desse cenário, esta pesquisa buscou esclarecer os efeitos de concentrações ecologicamente relevantes do agrotóxico imidacloprido, dos MPs isolados e em combinação em três espécies de artrópodes terrestres: *Hypoaspis aculeifer* (G. Canestrini, 1884), *Folsomia candida* (V. Willem, 1902) e *Sinella curviseta* (Brook, 1882), um ácaro predador e dois colêmbolos, respectivamente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Investigar os efeitos ecotoxicológicos da exposição de microartrópodes terrestres ao agrotóxico imidacloprido e à microplásticos, isolados e em combinação, em três tipos de solos distintos, Solo Artificial Tropical (SAT), Solo argiloso e Solo arenoso do Brasil.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar os efeitos do inseticida imidacloprido sobre a sobrevivência e reprodução do colêmbolo (*S. curviseta*) e uma espécie de ácaro predador (*H. aculeifer*) em três solos distintos.
- Avaliar os efeitos dos MPs de polietileno sobre a sobrevivência e reprodução de duas espécies de colêmbolos (*Sinella curviseta* e *Folsomia candida*) no Solo Artificial Tropical (SAT), Solo argiloso e Solo arenoso do Brasil.
- Avaliar os efeitos combinados do inseticida imidacloprido e dos MPs s sobre a sobrevivência e reprodução da espécie de colêmbolo *Folsomia candida* exposta em Solo Artificial Tropical (SAT).

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Os itens a seguir discutem assuntos sobre os impactos dos agrotóxicos no meio ambiente, a poluição por microplásticos e interações entre agrotóxicos e microplásticos.

3.1 Impactos dos agrotóxicos no meio ambiente

Agrotóxicos são produtos químicos sintéticos usados para matar insetos, larvas, fungos, carrapatos sob a justificativa de controlar as doenças provocadas por esses vetores e de regular o crescimento da vegetação, tanto no ambiente rural quanto urbano (BRASIL, 2002). A história do uso de agrotóxicos pode ser segmentada em três períodos distintos. No primeiro período, que ocorreu antes da década de 1870, o controle de pragas era realizado por meio do uso de diversos compostos naturais. A prática envolvia queimar palha, caranguejos, peixes, esterco ou outros produtos de origem animal. O objetivo era gerar fumaça, preferencialmente com odor desagradável, para espalhar-se por todo o pomar, plantação ou vinhedo (IUPAC, 2010).

No segundo período, compreendido entre 1870 e 1945, houve a introdução do uso de materiais sintéticos inorgânicos. Foi nesse momento que se começou a empregar compostos de cobre e enxofre para combater o ataque de fungos em frutas e batatas. Desde então, uma variedade de produtos químicos inorgânicos tem sido utilizada, incluindo a mistura Bordeaux, composta por sulfato de cobre e cal arsenical, como agrotóxicos, continuando a ser empregada na prevenção de inúmeras doenças fúngicas (BERNARDES, *et al.*, 2015).

O terceiro período teve início em 1945, marcado pelo uso de agrotóxicos sintéticos. Nos anos 1950, a aplicação de agrotóxicos na agricultura era vista como benéfica, sem preocupações sobre os possíveis riscos desses produtos químicos para o meio ambiente e a saúde humana (IUPAC, 2010). No entanto, esses produtos apresentavam desvantagens, como altas taxas de aplicação, falta de seletividade e alta toxicidade (ZHANG, *et al.*, 2017).

Em 1962, Rachel Carson publicou "Primavera Silenciosa", abordando os problemas potenciais decorrentes do uso indiscriminado de agrotóxicos. Essa obra inspirou uma preocupação difundida sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde humana e no meio ambiente. Logo, o uso excessivo e descontrolado de agrotóxicos resultou na contaminação de alimentos, bem como na poluição ambiental, agrícola e aquática (CECH, *et al.*, 2023).

A introdução dos agrotóxicos no meio ambiente ocorre principalmente durante o processo de preparação e aplicação. Na agricultura, é possível aplicar agrotóxicos na cultura ou no solo. A maneira como são aplicados pode variar conforme a formulação, o tipo de praga alvo e o

momento da aplicação. Quando introduzidos no meio ambiente, os agrotóxicos podem passar por processos de transferência e degradação (SINGH, 2012). A degradação desses compostos resulta na formação de novos produtos químicos. Além disso, os agrotóxicos são transferidos do local de aplicação para outros ambientes ou plantas não-alvo por meio de processos como adsorção, lixiviação, volatilização, deriva da pulverização e escoamento (ROBINSON, *et al.*, 1999).

Quando se trata das propriedades físicas e químicas dos agrotóxicos, sua solubilidade desempenha um papel crucial no transporte através do escoamento superficial e na lixiviação para as águas subterrâneas (NAVARRO *et al.*, 2021). Quanto maior a solubilidade, maior é o potencial de transporte e lixiviação. Além disso, o coeficiente de partição octanol-água (k_{ow}), que dita o comportamento polar ou apolar da molécula, influencia o comportamento dos agrotóxicos, sendo que muitos produtos químicos não lixiviam devido à absorção por partículas do solo (IBRAHIM e AL-TURKI 2020).

A deriva de agrotóxicos de terras agrícolas também pode afetar culturas próximas aos locais de aplicação, onde a contaminação não é permitida ou desejada (GÓMEZ-RAMOS *et al.*, 2020) afetando áreas sensíveis de conservação (ZALLER *et al.*, 2022), corpos d'água, bem como plantas não-alvo, gado, peixes e outras formas de vida selvagem (PELOSI *et al.*, 2021 ; TANG *et al.*, 2021).

Com o crescimento populacional esperado, é provável que o uso de agrotóxicos agrícolas continue aumentando no futuro. No entanto, na era da globalização, ainda falta uma visão global sobre a poluição ambiental causada por agrotóxicos e sua relação com a vulnerabilidade dos ecossistemas.

3.2 A poluição por microplásticos

O plástico se tornou parte integrante da vida cotidiana devido à sua acessibilidade, estabilidade, leveza e versatilidade (Sutherland *et al.*, 2016). Uma quantidade significativa de resíduos plásticos é constantemente descartada em ambientes terrestres e marinhos, resultando em séria poluição plástica (KOUTNIK *et al.*, 2021). Esses resíduos de plástico têm a capacidade de se decompor em macrolásticos, mesoplásticos, microplásticos e até nanoplásticos devido à ação do intemperismo, da radiação ultravioleta e dos micróbios (MAO *et al.*, 2020).

Os MPs são categorizados como primários ou secundários. Os MPs primários são deliberadamente produzidos em pequenas dimensões, como microesferas, para serem utilizados em cosméticos, produtos de limpeza doméstica e outros produtos (NAPPER *et al.*, 2015). MPs

secundários são fragmentos pequenos de plástico resultantes da degradação de peças plásticas maiores (RILLIG, 2012).

A preocupação com os MPs surgiu originalmente do ambiente marinho, porém, o solo terrestre é agora reconhecido como um dos principais locais onde os MPs se acumulam. Acredita-se que a quantidade de plástico liberada anualmente para o solo seja de 4 a 23 vezes maior do que aquela liberada para o oceano (HORTON *et al.*, 2017).

No Brasil, os resíduos plásticos não reciclados são depositados em lixões ou aterros sanitários, onde levam décadas para se decompor. Outra prática, que vai contra o artigo 47 da Lei nº 12.305, referente à Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), é o descarte inadequado, resultando em poluição por plásticos. Isso contribui para o desperdício do potencial ambiental e econômico, estimado em cerca de R\$ 5,8 bilhões por ano (PEREIRA, 2014). Esses resíduos plásticos descartados inadequadamente causam obstruções nos bueiros, aumentando o risco de enchentes, e contaminam os corpos d'água, afetando negativamente suas condições estéticas, ecológicas e ambientais (ANDRADY, 2011; MOORE, 2008).

A investigação sobre MPs no Brasil é uma área relativamente nova na pesquisa científica. Estudos sobre a presença, distribuição e composição química dessas partículas em amostras ambientais de sedimentos e água têm sido mais proeminentes nas regiões costeiras do Nordeste e Sudeste do país (OLIVATTO, *et al.*, 2018).

MPs também foram detectados em outra parte do meio ambiente, especificamente no ar atmosférico. Estudos recentes identificaram a presença dessas partículas em amostras de precipitação atmosférica (SUL *et al.*, 2014). Também há evidências significativas de que os MPs são ingeridos por organismos do solo. Estudos diversos têm demonstrado que essas partículas são consumidas por animais terrestres, tais como caracóis, colêmbolos e nematóides (CHEN, *et al.*, 2021; SONG, *et al.*, 2019; BERGAMI, *et al.*, 2020). De acordo com Fackelmann e Sommer (2019) os MPs podem influenciar a microbiota intestinal e alterar a função digestiva dos organismos que os consomem de forma não intencional.

Por fim, é importante ressaltar que, dadas as atuais tendências de consumo e a falta de efetiva gestão dos resíduos plásticos, juntamente com a ampla dispersão, decomposição lenta e capacidade de acumulação em ambientes sedimentares, os MPs emergem como um possível marcador geológico da nova era geológica, o Antropoceno. O interesse por esse tópico tem aumentado no Brasil, refletindo a importância do tema no contexto das ciências ambientais no país (OLIVATTO *et al.*, 2018).

3.3 Interações entre agrotóxicos e microplásticos

Os MPs têm a capacidade de adsorver poluentes orgânicos no ambiente, devido à sua vasta razão área de superfície/volume e sua natureza hidrofóbica (ANBUMANI; KAKKAR, 2018). Assim, eles podem servir como transportadores desses produtos químicos no meio ambiente (WANG *et al.*, 2020).

Devido à proximidade dos MPs de polietileno agrícola (PE) com nosso ambiente terrestre em comparação com os microplásticos marinhos, a contaminação resultante da combinação de plástico no solo e agrotóxicos é mais severa do que a poluição plástica nos oceanos e representa uma ameaça maior para os organismos terrestres (LAN *et al.*, 2021). De forma geral, com base na literatura disponível, observa-se que os agrotóxicos são prontamente adsorvidos pela superfície dos MPs e, em seguida, a difusão para os poros ocorre em velocidades variadas, influenciadas pelas propriedades tanto do pesticida quanto do MP (PEÑA *et al.*, 2023). De acordo com a revisão conduzida por Barreto *et al.*, (2023), os MPs foram predominantemente avaliados em combinação com agrotóxicos organofosforados (49,99%), seguidos por inseticidas piretróides (12,50%), inseticidas neonicotinóides (8,33%) e agrotóxicos carbamato (8,33%). Entretanto, os estudos que exploram a interação entre agrotóxicos e nanoplasticos (partículas < 100nm) são escassos, com apenas três estudos identificados, evidenciando assim uma lacuna de pesquisa que necessita de atenção.

A revisão de Tourinho *et al.* (2023) também cita diversas lacunas e limitações em estudos com nano e microplásticos (NMPs) na bioacumulação de contaminantes ambientais, como a diversidade taxonômica insuficiente, a investigação de poucos tipos de polímeros, a falta de estudos toxicocinéticos, a utilização de cenários irrealistas de bioacumulação e a presença de informações incompletas sobre NMPs.

Uma pesquisa recente apontou que a exposição combinada de Imidacloprido e MPs provocou efeitos tóxicos mais acentuados em minhocas em comparação com a exposição isolada a Imidacloprido ou a microplásticos. É interessante observar que essa toxicidade combinada estava correlacionada com o tamanho das partículas, sendo que os MPs de menor dimensão apresentavam os efeitos tóxicos mais intensos (FU *et al.*, 2023). Portanto, os efeitos sinérgicos dos MPs e dos agrotóxicos podem representar maiores riscos para os ecossistemas do solo.

4 METODOLOGIA

O desenho experimental será apresentado no tópico 5, dividido em três etapas para melhor compreensão do trabalho executado.

Os experimentos foram conduzidos no laboratório de ecotoxicologia e avaliação de risco ambiental (LEARA), da Universidade Federal do Tocantins – *Campus* Palmas. Em todos os ensaios foram avaliadas a sobrevivência e reprodução dos organismos.

4.1 Organismos-Teste

4.1.1. Espécie de Acari: *Hypoaspis aculeifer*

O predador *H. aculeifer* (figura1), um ácaro da família Laelapidae pertencente à ordem Acari, é comumente encontrado em regiões temperadas, geralmente habitando a camada de folhas caídas e o solo superior. Este ácaro é oportunista em sua alimentação, caçando outras espécies de ácaros, colêmbolos, enquitreídeos, nematoides e larvas de insetos (DAVIS *et al.*, 1983).

A cultura laboratorial de ácaros da espécie *H. aculeifer* foi mantida em um substrato composto por carvão e gesso (gesso de Paris) na proporção de 1:10 (m/m), sendo mantida a uma temperatura de $20 \pm 2^{\circ}\text{C}$ com fotoperíodo de 12:12 h (Claro: escuro). Os organismos foram alimentados duas vezes por semana com *Tyrophagus putrescentiae* (Acari). Com o objetivo de garantir a uniformidade da idade dos ácaros usados nos testes, os organismos de teste foram selecionados de culturas sincronizadas, ou seja, com a mesma idade aproximada. No teste, foram usadas fêmeas adultas que atingem a idade de 28-35 dias considerada ideal para testes de acordo com as diretrizes da OCDE 226 (2008).

Figura 1 - *Hypoaspis aculeifer* adulto.



Fonte: Arquivos LEARA, 2022.

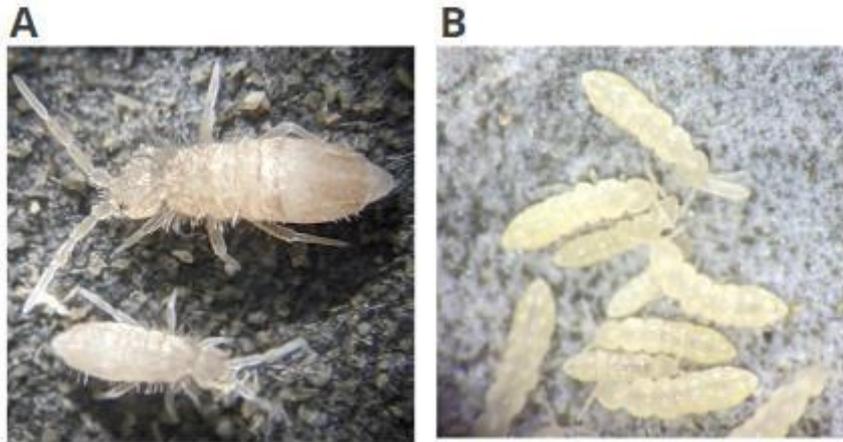
4.1.2. Espécies de Collembola: *Folsomia candida* e *Sinella curviseta*

Para os experimentos de reprodução e sobrevivência com colêmbolos, foram escolhidas duas espécies de organismos (figura 2), a *F. candida*, considerada a "espécie de referência" para testes, e a *S. curviseta*, uma "espécie não-padronizada de colêmbolos". A *F. candida*, que se reproduz por partenogênese, é comumente encontrada em solos ricos em húmus e serapilheira em várias partes do mundo, mede em torno de 1,5 a 3,0 mm (FOUNTAIN; HOPKIN, 2005).

Por outro lado, a *S. curviseta* é uma espécie que se reproduz obrigatoriamente de forma sexual e é semelhante, em termos de habitat, com à *F. candida*, sendo encontrada no Sudeste Asiático, América do Norte e Central, além de partes da Europa (ZHANG, *et al.*, 2019). Ambas as espécies foram cultivadas separadamente em recipientes de plástico translúcidos de aproximadamente 200 ml, com uma camada de gesso Paris e carvão ativado na proporção de 10:1 com 1 cm no fundo.

As culturas foram mantidas no escuro e alimentadas duas vezes por semana com levedura (*Saccharomyces cerevisiae*), e algumas gotas de água deionizada, de acordo com as recomendações do protocolo ABNT NBR ISO 11267:2019. Ambas as culturas e frascos de testes foram mantidos em ambiente controlado com temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, com fotoperíodo de 12:12 h (Claro: escuro). O experimento baseou-se no teste padrão de reprodução de colêmbolos (OECD 232).

Figura 2 - *Sinella curviseta* (A) e *Folsomia candida* (B)



Fonte: Arquivos LEARA, 2022.

4.2 Substâncias-Teste

4.2.1. Agrotóxico imidacloprido (IMI)

O Imidacloprido (fórmula química $C_9H_{10}ClN_5O_2$), foi o pioneiro entre os inseticidas neonicotinoídes a ser registrado para fins comerciais globalmente e é o representante mais significativo dessa classe (*Environmental Protection Agency – EPA, 2020*). Sua ação inseticida é resultado da estimulação dos receptores de acetilcolina nicotínica pós-sináptica (nAChR) nos insetos, sendo um inseticida de amplo espectro altamente eficaz quando aplicado sistemicamente ou por contato (*EPA, 2020*). Possui registro para o controle de pragas em culturas agrícolas e horticultura, além de ser usado para o controle de larvas e cupins, bem como para o controle de pulgas e carrapatos em animais de estimação (*Bayer CropScience, 2014*). A formulação do imidacloprido utilizado neste teste tem 99% de pureza. Porém, o imidacloprido possui baixa solubilidade em água ($K_{ow} = 3,72$, *Bayer CropScience, 2014*), sendo necessário o uso de acetona pura como solvente.

4.2.2. Microplásticos de Polietileno (PE-MP)

Para investigar os impactos da contaminação por plásticos, optamos por utilizar o polímero Polietileno conforme a figura 3, com a fórmula química C_2H_4 , na forma de pó, com partículas

de tamanho variando entre 34 e 50 μm . Este material foi adquirido da empresa SigmaAldrich Brasil Ltda.

A seleção do tamanho de partícula entre 34 e 50 μm foi baseada em estudos anteriores, como o de Kim e An (2020), que revelaram que o tamanho comestível de microplásticos para a espécie *F. candida* é inferior a 66 μm .

Figura 3 – Microplástico polietileno em pó.



Fonte: Autora, 2023.

4.3 Solos-Teste

4.3.1. Solo Artificial Tropical (SAT)

O solo artificial, conhecido como Solo Artificial Tropical (SAT, figura 4), foi elaborado no laboratório de Ecotoxicologia e Avaliação de Risco Ambiental (LEARA) – UFT, contendo 5% de pó de fibra de coco, 20% de caulim e 75% de areia de fina lavada, posteriormente corrigido com carbonato de cálcio (CaCO_3) para equilíbrio do pH. A capacidade máxima de retenção de água (CRA) foi determinada de acordo com o Anexo 2 da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) 226 de 2016. A capacidade de retenção de água do SAT foi determinada em 50%.

Figura 4 – Solo artificial tropical (SAT) armazenado.



Fonte: Autora, 2023.

4.3.2. Solo argiloso (Solo argiloso)

O Solo argiloso é um tipo de Latossolo, coletado na região de Chapecó, Santa Catarina, nas coordenadas 27° 06' S 52° 42' W. Esse solo é caracterizado por ter uma elevada proporção de argila, cerca de 48%, teor de matéria orgânica: 5,5%; teor de fósforo (P): 4,6 mg/dm³; Potássio (K): 96,0 mg/dm³; Cálcio (Ca): 4,7 cmolc/dm³; Magnésio (Mg): 3,9 cmolc/dm³; Alumínio (Al): 0,7 cmolc/dm³ e CTC 16,55 cmolc/dm³.

A coleta foi feita na camada superficial de 0-20 cm, em uma área que não tem histórico de aplicação de agrotóxicos. Essa área é utilizada principalmente para pastagem e nunca foi exposta a produtos químicos agrícolas. A capacidade de retenção de água (CRA) foi verificada em 22%. Por ter elevada acidez esse solo foi corrigido com carbonato de cálcio (CaCO₃).

4.3.3. Solo arenoso (Solo arenoso)

A coleta do solo arenoso ocorreu no Sítio Seis Pétalas conforme a figura 5, situado em uma área que faz parte da Área de Proteção Ambiental da Serra do Lajeado (APA), coordenadas 10°14'49.6"S 48°06'56.1"W, localizada no Distrito de Taquaruçu, Palmas, Tocantins. Esse solo é caracterizado por ter uma elevada proporção de areia, cerca de 69%, teor de argila: 24,5%; teor de matéria orgânica: 4,34 %; teor de fósforo (P): 0,80 mg/dm³; Potássio (K): 0,05 mg/dm³; Cálcio (Ca): 0,34 cmolc/dm³; Magnésio (Mg): 0,11 cmolc/dm³; Alumínio (Al): 0,3 cmolc/dm³ e CTC 3,40 cmolc/dm³.

Não há histórico de aplicação de agrotóxicos na propriedade do sítio. A coleta do solo foi feita na camada superficial de 0 a 20 cm de profundidade, sendo um solo classificado como Latossolo. A capacidade de retenção de água (CRA) foi calculada, resultando em 16%.

Para a remoção de organismos naturais ou desfaunagem do solo, foram realizados nos dois solos naturais, três ciclos de congelamento a -20°C e descongelamento à temperatura ambiente. Posteriormente, o solo foi seco à temperatura ambiente e peneirado através de uma malha de 2 mm.

Figura 5 – Coleta do solo arenoso no sítio seis pétalas.



Fonte: Arquivos LEARA, 2022.

4.3.4 Avaliação do pH do Solo

O pH do solo foi determinado no início e no final de cada teste. Para determinar o pH do solo, uma amostra de solo contendo 5 gramas foi misturada em cinco vezes o seu volume com uma solução 1M KCl de grau analítico. A mistura foi agitada por trinta minutos e posteriormente repousou por um período mínimo de 2 horas.

A medição do pH da fase líquida foi realizada utilizando um medidor de pH previamente calibrado. Esse procedimento assegura uma análise precisa do pH, fornecendo dados confiáveis para a compreensão das condições ácidas ou alcalinas do solo.

4.4 Desenho experimental

Etapa 1 - Avaliação dos efeitos do imidacloprido em invertebrados edáficos em três tipos de solo distintos.

Esta primeira fase do estudo concentrou-se na avaliação dos impactos do imidacloprido nos invertebrados do solo, utilizando uma espécie de ácaro predador *Hypoaspis aculeifer* e uma espécie de colêmbolo *Sinella curviseta* (uma " espécie não-padronizada de colêmbolos") além de dados da literatura referentes à espécie *Folsomia candida* (reconhecida como uma 'espécie de referência' para testes) em diferentes tipos de solo, incluindo Solo Artificial Tropical (SAT), Solo argiloso e do Norte do Brasil. As concentrações de ingrediente ativo (i.a) foram testadas e estabelecidas com base em dados disponíveis na literatura para cada organismo.

4.4.1 Exposição do ácaro predador (*Hypoaspis aculeifer*) ao imidacloprido: Sobrevivência e Reprodução

A contaminação dos três tipos de solo com imidacloprido foi realizada 24 horas antes da exposição dos organismos, permitindo a completa dissipação do odor de acetona, utilizado como solvente. Foi preparada uma solução estoque sendo 400 mg de imidacloprido em 50 ml de acetona, utilizando a acetona como solvente devido à baixa solubilidade do ingrediente ativo (i.a). A partir dessa solução estoque os solos foram contaminados com sete concentrações e submetidos a uma capela de exaustão para secagem e total redução do odor de acetona, de acordo com as recomendações da norma OECD 232.

A etapa no dia posterior foi iniciada com a regulagem da umidade do solo para atingir sua capacidade de retenção de água (CRA), por meio da adição de água destilada.

O teste com ácaro usou frascos de plástico de 80 ml contendo 30 g de solo hidratado, a abertura do frasco foi protegida com uma cobertura de parafilme. Foram adicionadas 10 fêmeas de *H. aculeifer* sincronizadas com idade de 28 a 35 dias em cada frasco conforme ilustrado na figura 6, sendo dois tratamentos controles, um com oito réplicas para o controle hidratado apenas com água destilada, oito réplicas para o controle com acetona e água destilada adicionada ao solo e sete tratamentos com concentrações de imidacloprido (21 mg/kg; 35 mg/kg; 60 mg/kg; 102 mg/kg; 173 mg/kg; 294 mg/kg e 500 mg/kg) com cinco réplicas cada, seguindo as diretrizes do protocolo OECD 226 (2016).

Os frascos foram acondicionados em uma sala climatizada $20 \pm 2^\circ\text{C}$ com fotoperíodo de 12:12 h (Claro: escuro) por 14 dias, alimentados duas vezes na semana com o ácaro *T. putrescentiae*.

Figura 6 – Experimento com Ácaros.



Fonte: Autora, 2023

4.4.2 Exposição do Colêmbolo (*Sinella curviseta*) ao Imidacloprido: Sobrevivência e Reprodução

A partir de uma solução estoque (13 mg de agrotóxico em 50 ml de solvente acetona, resultando em 260 mg/L), foram preparadas seis concentrações (0,2 mg/kg, 0,4 mg/kg, 0,8 mg/kg, 1,6 mg/kg, 3,2 mg/kg e 6,4 mg/kg) para a contaminação dos solos. Para a validação do teste, foram realizados dois controles com oito réplicas cada: um controle apenas com água e outro com água e acetona, representando o controle solvente.

Os recipientes de teste e controles, com capacidade de aproximadamente 100 ml, receberam 30g de solo. Um total de 20 organismos de *S. curviseta*, com idade de 19 a 23 dias, foram colocados em cada recipiente os organismos foram expostos ao imidacloprido por 28 dias, sob as mesmas condições de cultivo, em uma sala climatizada ($20 \pm 2^\circ\text{C}$ e fotoperíodo 12:12 luz: escuro). O teste foi alimentado semanalmente com fermento biológico seco, e a reposição de água destilada foi realizada com a mesma frequência.

Ao final do período de 28 dias, os frascos-teste contendo os organismos foram transferidos para recipientes de maior diâmetro (aproximadamente 10 cm), um corante à base de água foi utilizado para facilitar a visualização e registro fotográfico para a contagem dos organismos como ilustra a figura 7. A partir das imagens obtidas dos organismos no final do teste, foi

contabilizado o número de indivíduos adultos (para avaliar a sobrevivência) e o número de indivíduos juvenis (para avaliar a reprodução).

Figura 7 – Experimento com colêmbolos.



Fonte: Autora, 2023.

Etapa 2 - Avaliação dos Efeitos dos Microplásticos de Polietileno (PE-MP) em Duas Espécies de Colêmbolos em Três Tipos de Solo Distintos

Nesta etapa, o objetivo foi avaliar os efeitos dos PE-MP em duas espécies de colêmbolos, *Folsomia candida* e *Sinella curviseta*, avaliando sua sobrevivência e reprodução. Diferentes concentrações de PE-MP foram aplicadas nos mesmos três tipos de solo da Etapa 1, permitindo a observação de respostas distintas das espécies aos microplásticos em diferentes ambientes edáficos.

4.4.3 Exposição dos Colêmbolos (*Sinella curviseta* e *Folsomia candida*) aos MPs

Para avaliar os efeitos (eco)toxicológicos do PE-MP, seguiu o estabelecido pelas diretrizes da NBR ISO 11267 2019. O ensaio foi realizado em duas etapas: um ensaio preliminar para determinar as concentrações de exposição e um ensaio definitivo para avaliar os efeitos dos PE-MP na reprodução e sobrevivência dos colêmbolos.

No ensaio definitivo, diferentes concentrações de PE-MP foram testadas para avaliar o efeito das concentrações que afetam *S. curviseta* e *F. candida*. Preparou-se uma mistura estoque com 900mg de levedura (*S. cerevisiae*), 100mg de PE-MP e 500µl de água destilada. As concentrações finais de PE-MP no alimento fornecido aos colêmbolos foram de 0%

(controle)0,5%, 1%, 1,5%, 2% e 2,5%. Este ensaio foi conduzido com 5 réplicas por tratamento.

Cada recipiente-teste (réplica) foi preenchido com 30 g de massa úmida do solo-teste, garantindo que o substrato não fosse comprimido para permitir a migração dos colêmbolos.

Foram utilizados 20 colêmbolos da espécie *S. curviseta* com idades entre 19 e 23 dias, 10 colêmbolos da espécie *F. candida* com idades entre 10 e 12 dias em cada recipiente-teste separadamente. A exposição dos colêmbolos aos PE-MP foi efetuada através do alimento, oferecido 1x por semana durante o período de alimentação (figura 8). A exposição a diferentes concentrações de PE-MP no alimento permitiu avaliar a sensibilidade dessas espécies aos MPs e determinar os efeitos sobre a reprodução e sobrevivência dos colêmbolos.

Figura 8 – Alimentação dos Colêmbolos contaminada com PE-MP



Fonte: Autora, 2023.

Etapa 3 – Avaliação dos efeitos combinados de PE-MPs e Imidacloprido em *F. candida* em SAT.

A terceira fase deste estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da exposição simultânea de *F. candida* ao imidacloprido e PE-MPs, em Solo Artificial Tropical (SAT). Este enfoque permitiu uma compreensão mais aprofundada dos impactos cumulativos desses agentes contaminantes em um ambiente controlado, destacando possíveis sinergias ou antagonismos.

4.4.4 Exposição do Colêmbolo (*Folsomia candida*) ao imidacloprido e PE-MPs

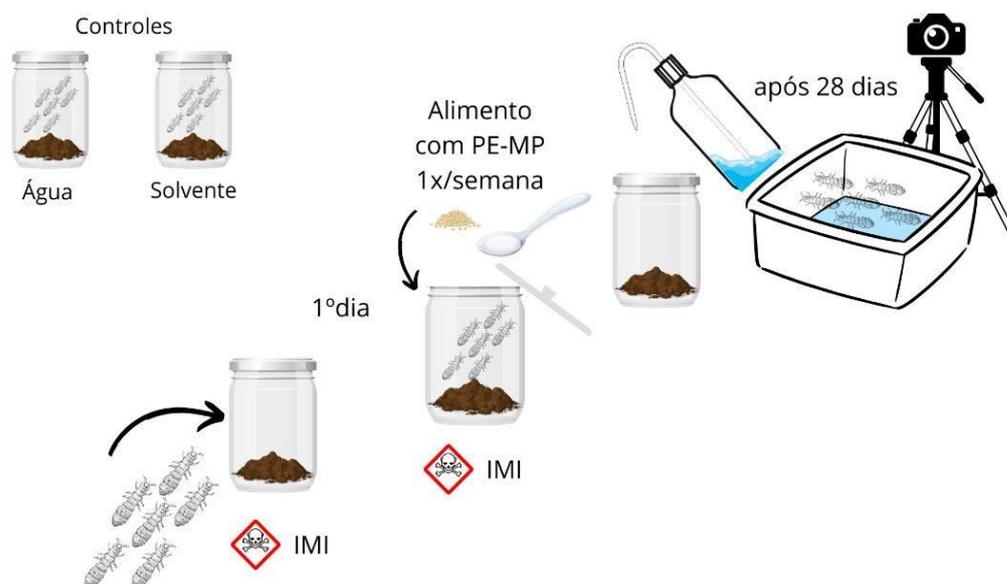
Para a exposição combinada, as concentrações de imidacloprido foram baseadas na pesquisa que gerou um relatório técnico para o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, sendo as seguintes concentrações: 0,02 mg/kg, 0,04 mg/kg,

0,08 mg/kg, 0,16 mg/kg e 0,32 mg/kg. A concentração de PE-MP utilizada na exposição combinada foi de 2,5%, definida após realização da etapa 2.

O desenho experimental da exposição combinada apresentada na figura 9, teve, portanto o seguinte formato: 10 organismos foram colocados em recipientes de teste contendo cinco concentrações diferentes de imidacloprido (0,02 mg/kg, 0,04 mg/kg, 0,08 mg/kg, 0,16 mg/kg e 0,32 mg/kg). Foram utilizados dois controles, um apenas com água destilada e outro com o solvente acetona. Ao longo dos 28 dias, os colêmbolos foram alimentados 1x/semana com o alimento contaminado com PE-MP (2.5%). A *Folsomia candida*, foi selecionada cuidadosamente em termos de idade e estado de desenvolvimento, de acordo com a NBR ISO 11267 2019.

Figura 9 – Exposição combinada do colêmbolo *F. candida* a imidacloprido e PE-MPs

Fonte: Autora, 2023.



4.5 Análise de Dados

Os dados provenientes dos ensaios ecotoxicológico de reprodução e sobrevivência com os contaminantes microplástico e imidacloprido foram submetidos a uma análise de variância unidirecional (ANOVA), seguida pelo teste post-hoc de Dunnet ($p < 0,05$) aplicado para detectar diferenças entre as concentrações e seus controles, utilizando software estatístico Sigma Plot versão 11, sendo possível a partir dessas informações estimar as Concentrações de Efeito Observado (CEO) e a Concentração de Efeito Não Observado (CENO).

Além disso, foram determinadas as concentrações letais (CL) para 50% (CL50) e 20% (CL20) dos organismos expostos, bem como as concentrações efetivas (CE) para redução da reprodução em 50% (CE50) e 20% (CE20), utilizando modelos de regressão não lineares. A modelagem foi executada utilizando o software estatístico STATISTICA, versão 7.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados na Tabela 2 sintetizam os parâmetros ecotoxicológicos de todas as etapas dos experimentos. Sendo, etapa 1 os efeitos do imidacloprido para *H. aculeifer* e *S. curviseta*, etapa 2 os efeitos dos PE-MPs para duas espécies de colêmbolos, *F. candida* e *S. curviseta* e etapa 3 os efeitos da combinação de imidacloprido e PE-MPs para *F. candida* em SAT.

Tabela 2 – Concentrações efetivas de imidacloprido e microplásticos sobre a reprodução dos organismos avaliados

		Etapa 1 - Contaminante Imidacloprido			
		Parâmetros ecotoxicológicos (mg/kg)			
Tipo de solo	Espécie	CENO	CEO	CE ₂₀	CE ₅₀
Argiloso	<i>H. aculeifer</i>	60	102	138 [0-284,7]	1124[0-2590,6]
	<i>S. curviseta</i>	0,4	0,8	n.d.	0,66 [0,13-1,18]
Arenoso	<i>H. aculeifer</i>	102	173	19,78 [-30 – 70,39]	84 [-29 - 197]
	<i>S. curviseta</i>	0,8	1,6	n.d.	0,58 [0,41-0,74]
SAT	<i>H. aculeifer</i>	173	294	270 [2,70- 7,95]	350 [306,8-394,1]
	<i>S. curviseta</i>	0,8	1,6	1,25 [0,49-2,82]	2,89 [1,85-3,94]
		Etapa 2 - Contaminante Microplásticos			
		Parâmetros ecotoxicológicos (%)			
Tipo de solo	Espécie	CENO	CEO	CE ₂₀	CE ₅₀
Argiloso	<i>F. candida</i>	2	2,5	n.d.	2,69 [1,80-3,59]
	<i>S. curviseta</i>	2,5	n.d.	n.d.	n.d.
Arenoso	<i>F. candida</i>	2,5	n.d.	n.d.	n.d.
	<i>S. curviseta</i>	2,5	n.d.	n.d.	n.d.
SAT	<i>F. candida</i>	2,5	n.d.	n.d.	n.d.
	<i>S. curviseta</i>	2,5	n.d.	n.d.	n.d.

Etapa 3 - Contaminante Imidacloprido e Parâmetros ecotoxicológicos (mg/kg)					Mi- cro- plás- ticos
Tipo de solo	Espécie	CENO	CEO	CE ₂₀	CE ₅₀
SAT	<i>F. candida</i>	0,02	0,04	0,029 [0,0007- 0,05]	0,151 [0,07-0,23]

Legenda: O intervalo de confiança está entre colchetes. CENO = maior concentração que não causa efeito no organismo teste; CEO = menor concentração que causa efeito significativo; CE₂₀ = concentração que causa 20% de efeito na reprodução. CE₅₀: concentração que causa 50% de efeito na reprodução. N.d = Não determinado Fonte: Autora, 2024.

Resultados da etapa 1 - Efeitos do imidacloprido para invertebrados edáficos nos três tipos de solo distintos.

5.1 Efeito do imidacloprido para *Hypoaspis aculeifer*

A validade dos resultados para os ácaros predadores *H. aculeifer* baseou-se em critérios específicos do protocolo OECD 226 (2016), conforme estabelecido nos grupos de controle não tratados. A mortalidade média das fêmeas adultas não excedeu 20% ao final do teste, o número médio de juvenis por repetição foi maior que 50 ao final do teste e o coeficiente de variação para o número de ácaros juvenis por repetição não ultrapassou a 30% ao final dos testes.

No início e ao final de cada teste, foram medidos os valores de pH do solo em suspensões solo-água, resultando em uma média de pH de 4,36 para o solo arenoso, 5,61 para o solo argiloso e 5,17 para o solo artificial tropical.

Jansch *et al.*, (2005) descreveu que as evidências disponíveis sugerem uma preferência do *H. aculeifer* por solos neutros, mas existe tolerância a pH mais baixo, especialmente em certos habitats como florestas de coníferas.

Os resultados da exposição ao inseticida imidacloprido revelam diferenças na sensibilidade de *H. aculeifer* consoante os solos testados. De acordo com os dados apresentados na Figura 10, nos gráficos A, B e C, as diferenças significativas em comparação com os controles tiveram maior impacto negativo sobre a reprodução dos organismos, e o cálculo da CE50 para reprodução foi de 1124 mg/kg, 84 mg/kg e 350 mg/kg, respectivamente.

Não foram observadas mortalidades ($p < 0,05$) nas populações de *H. aculeifer* nos solos do sul e norte do Brasil. No entanto, no SAT, conforme demonstrado no gráfico C, houve diferença

significativa nas concentrações de 294 e 500mg/kg sobre a sobrevivência e reprodução dos organismos em relação aos controles, sendo possível determinar a CL50 que foi calculada em 469 mg/kg e a CE50 350 mg/kg, revelando uma toxicidade tanto para a sobrevivência quanto para a reprodução nesse solo.

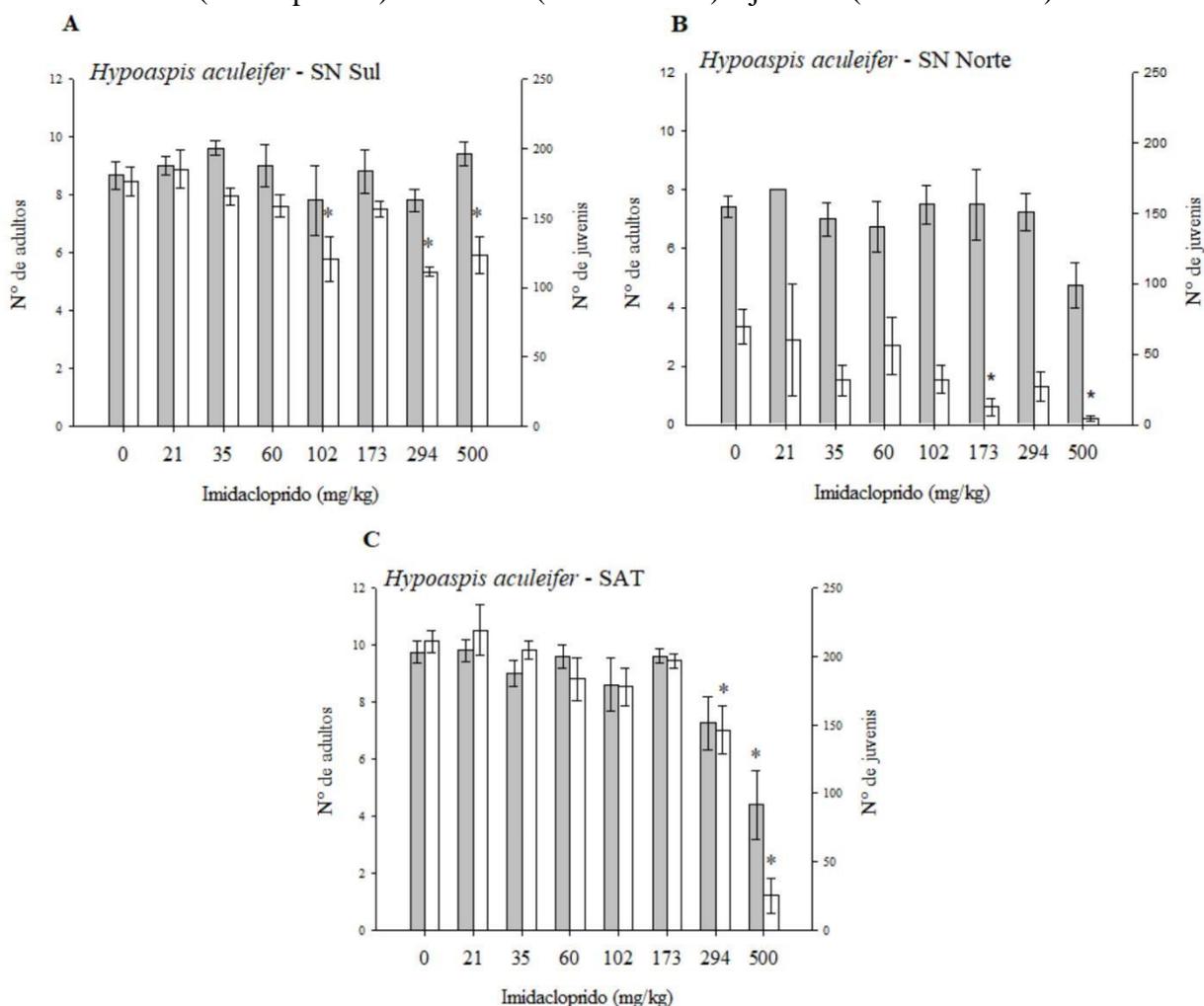
É importante ressaltar que, de acordo com as informações extraídas da bula do IMIDAGOLD 700 WG, fabricante de uma formulação comercial do produto, a dose recomendada para o combate ao pulgão-verde (*Myzus persicae*), considerado uma praga em culturas de fumo, é de 0,194 mg/kg de solo. No entanto, as concentrações testadas no experimento foram consideravelmente mais altas, chegando até 500 mg/kg.

Embora a dose de imidacloprido utilizada no experimento possa não ser letal para o ácaro *Hypoaspis aculeifer*, existem preocupações quanto aos possíveis efeitos subletais, como alterações no comportamento alimentar, reprodução ou desenvolvimento dos ácaros. Esses efeitos subletais podem impactar a população de ácaros a longo prazo, afetando a ecologia local. Os resultados indicam que, mesmo em doses mais baixas recomendadas para o controle de pragas agrícolas, podem ocorrer efeitos adversos na reprodução dos ácaros. Isso sugere que práticas agrícolas que utilizam essas doses de imidacloprido podem comprometer a saúde dos ácaros *H. aculeifer*, afetando a estabilidade ecológica e os processos vitais que esses organismos promovem, como a ciclagem de nutrientes e a estruturação do solo.

Inseticidas como o imidacloprido são projetados para atuar em vias neurológicas presentes nos insetos, como os receptores nicotínicos de acetilcolina, que podem ser menos expressos ou diferentes em outros artrópodes, incluindo ácaros. Por essa razão, os ácaros podem ser menos suscetíveis aos mesmos mecanismos de ação que afetam os insetos, justificando o uso de doses mais altas em experimentos para observar efeitos potenciais.

Figura 10 - Número de juvenis e adultos de *Hypoaspis aculeifer* após 14 dias de exposição ao IMI em Solo argiloso (A), Solo arenoso (B) e solo artificial tropical (C).

Número médio (\pm erro padrão) de adultos (barras cinzas) e juvenis (barras brancas)



* indica redução significativa do número de colêmbolos adultos ou juvenis em relação ao controle pelo teste de Dunnet ($p \leq 0,05$); (\pm): erro padrão. Fonte: Autora, 2024.

Contudo, apesar da baixa sensibilidade de *H. aculeifer* ao IMI em concentrações baixas, este resultado mostra que este inseticida ainda pode afetar a reprodução de ácaros predadores em altas concentrações. Estes resultados são consistentes com estudos anteriores que destacaram a resistência de certas espécies de ácaros predadores a inseticidas, incluindo o IMI. No estudo de Lee *et al.*, (2002) onde foram investigadas a resistência de ácaros predadores a inseticidas, o imidacloprido, testado por meio da formulação comercial, foi o menos nocivo dos cinco inseticidas testados.

Ainda sobre a baixa sensibilidade do *H. aculeifer*, Lima e Silva *et al.* (2017) observaram a resistência dos ácaros a inseticidas. Eles conduziram um estudo para avaliar a toxicidade do

imidacloprido em cinco espécies de invertebrados do solo: minhocas (*Eisenia andrei*), enchytraeídeos (*Enchytraeus crypticus*), colêmbolos (*Folsomia candida*), ácaros (*Oppia nitens*) e isópodes (*Porcellio scaber*). Utilizando testes de sobrevivência e reprodução, o estudo revelou que *O. nitens* e *P. scaber* foram as espécies mais resistentes. No estudo de Oliveira *et al.*, (2018), foi demonstrada preocupação com a baixa sensibilidade dos ácaros em comparação com outros invertebrados, uma vez que a concentração necessária para os eliminar dos cultivos agrícolas provavelmente terá efeitos adversos significativos sobre outros organismos, como os colêmbolos.

Os resultados indicam que as propriedades do solo influenciam a disponibilidade do imidacloprido para os organismos. Além do imidacloprido, de acordo com Trinquês *et al.*, (2022), o teor de umidade do solo desempenha um papel importante na determinação da toxicidade de outros pesticidas, como o inseticida fipronil e o herbicida 2,4-D, estudados em plantas e colêmbolos. As diferenças nos resultados para cada tipo de solo podem ser explicadas pelo estudo de Liu *et al.* (2006), que demonstrou que a retenção do imidacloprido no solo é influenciada pelo teor de carbono orgânico (CO). No entanto, em solos com baixo teor de CO, sua persistência é afetada por outras características do solo, como minerais argilosos, umidade, pH, temperatura e capacidade de troca catiônica (Fernández-Bayo *et al.*, 2008).

Outro estudo que ajuda a explicar os resultados encontrados é a pesquisa de Sharma e Singh (2014). Eles revelaram que a persistência do imidacloprido no solo foi ligeiramente maior em solo franco-argiloso, com uma meia-vida de 43 dias, seguido por solo arenoso argiloso (38 dias) e franco-arenoso (32 dias). Isso pode ser atribuído à alta capacidade de aderência do pesticida às partículas de argila.

5.2 Efeito do Imidacloprido para *Sinella curviseta*

A validade dos testes envolvendo colêmbolos, *F. candida* e *S. curviseta*, foi alcançada seguindo os padrões estabelecidos pela NBR ISO 11267 (2019). A letalidade dos adultos nos grupos de controle não tratados não excedeu 20% ao final do ensaio. A taxa de reprodução nos grupos de controle alcançou um mínimo de 100 juvenis por recipiente de controle e o coeficiente de variação da reprodução no grupo de controle não tratado não excedeu 30%.

As médias de pH dos solos Solo arenoso, SAT e Solo argiloso foram obtidas nos testes inicial e final, sem apresentar grandes variações. É importante destacar que os solos SAT e Solo argiloso foram corrigidos com carbonato de cálcio (CaCO₃). A média de pH para o solo Solo

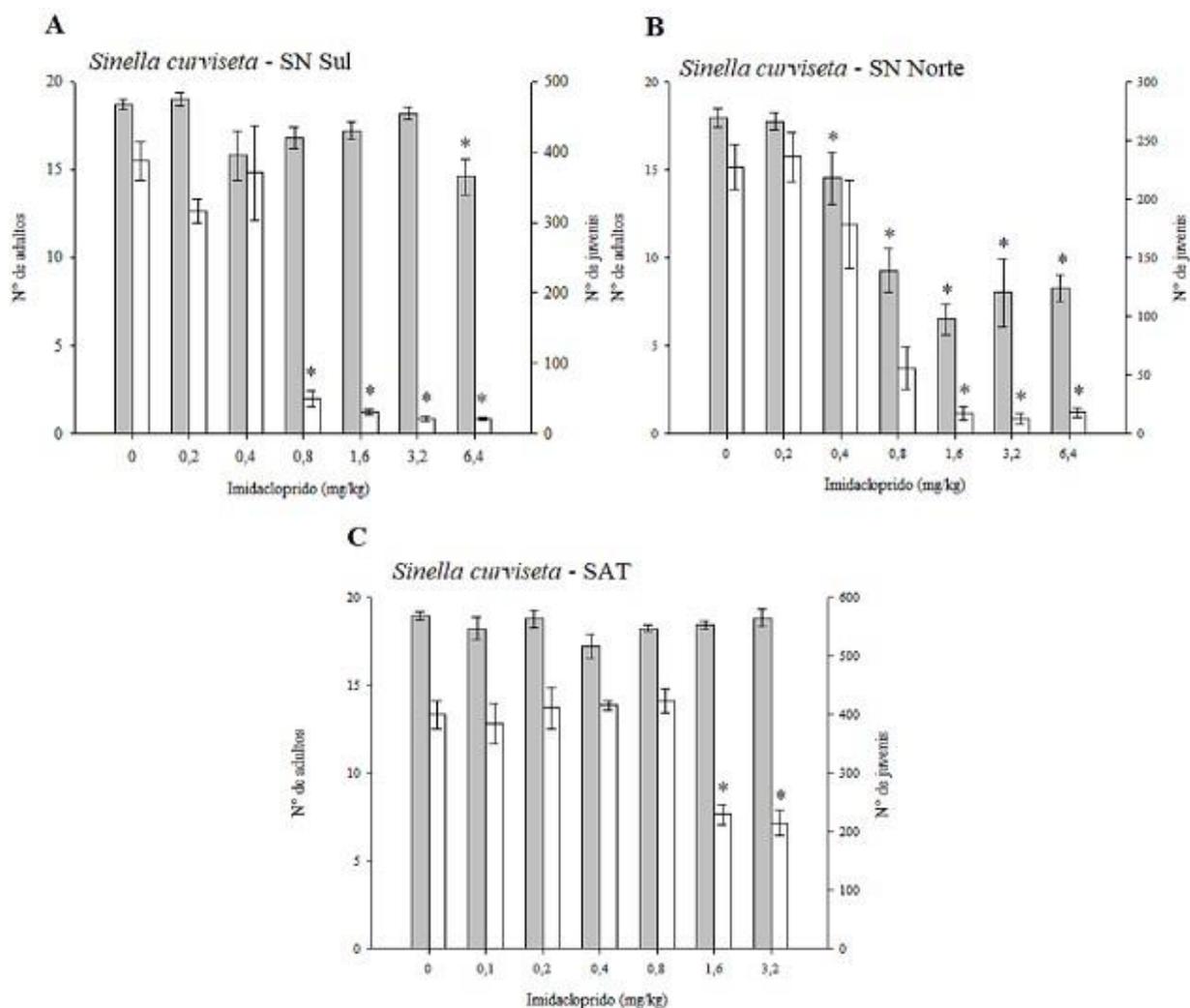
arenoso foi de 4,20, enquanto para o solo SAT a média foi de 6,29. No solo Solo argiloso, a média de pH resultou em 5,50.

Os resultados da exposição do imidacloprido a *S. curviseta* mostrou maior toxicidade quando exposta em solos naturais, com efeito significativo na reprodução do colêmbolo com uma CE50 de 0,58 mg/kg no Solo arenoso, 0,66 mg/kg no Solo argiloso e 2,89mg/kg no solo artificial (Figura 11). Quanto à sobrevivência dos adultos, houve redução significativa somente na última concentração para Solo argiloso de 6,4 mg/kg, enquanto que, o Solo arenoso apresentou CL50 de 1,89 mg/kg. Porém, no SAT não houve efeito significativo ($p < 0,05$) sobre a sobrevivência dos adultos.

Vale ressaltar que a maior dose mencionada na bula do imidacloprido em formulação comercial 700 g/kg (70% m/m) para o controle de cupim (*Heterotermes tenuis*) é 0,215 mg/kg. Esse contraste destaca-se a vulnerabilidade da *S. curviseta* a concentrações relativamente baixas de imidacloprido, ressaltando a importância de considerar os potenciais impactos ambientais ao utilizar esse inseticida.

Figura 11 – Número de juvenis e adultos de *Sinella curviseta* após 28 dias de exposição ao Imidacloprido em Solo argiloso (A), Solo arenoso (B) e solo artificial tropical (C).

Número médio (\pm erro padrão) de adultos (barras cinzas) e juvenis (barras brancas)



* indica redução significativa do número de colêmbolos adultos ou juvenis em relação ao controle pelo teste de Dunnet ($p \leq 0,05$); (\pm): erro padrão. Fonte: Autora, 2023.

Estes resultados são consistentes com estudos de outros pesquisadores que salientaram a toxicidade do imidacloprido para os invertebrados do solo, particularmente colêmbolos. De acordo com Silva (2018) a exposição em um solo natural padrão (LUFA 2.2) no intervalo de concentrações testadas para *S. curviseta*, o IMI exerceu toxicidade apenas em relação à reprodução com CE50 de 0,20 mg/kg. Sensibilidade muito maior do que a encontrada no presente estudo, essa variação na sensibilidade sugere que a composição do solo pode influenciar a disponibilidade e a toxicidade dos poluentes para os organismos do solo. A sensibilidade de *S. curviseta* a esse inseticida sugere que, em ambientes agrícolas com uso frequente de imidacloprido, essa

espécie de colêmbolo pode ser afetada, o que pode ter implicações para a biodiversidade do solo.

Bandeira *et al.* (2020) ao expor dois organismos, minhocas *Eisenia andrei* e *F. candida* ao imidacloprido, concluiu que toxicidade e o risco associados ao imidacloprido apresentaram variações significativas entre os solos tropicais, destacando-se a exposição das espécies a esse pesticida como particularmente perigosa em solos naturais de textura muito arenosa, como o entisol.

Quanto à reprodução, a *S. curviseta* apresentou CE50 iguais nos dois solos naturais, demonstrada pela interpolação dos intervalos de confiança de ambos os valores (tabela 2). Portanto, a comparação entre os solos naturais do Sul e do Norte do Brasil e o solo artificial tropical (SAT) revela que as propriedades físico-químicas do solo desempenham um papel importante na sensibilidade dos artrópodes terrestres aos poluentes. O solo do Sul do Brasil, com uma elevada proporção de argila, e o solo arenoso do Norte indicaram um risco significativo de exposição da espécie *S. curviseta* ao imidacloprido em comparação com o solo artificial tropical (SAT). O estudo de Ogungbemi e Van Gestel (2018) também demonstrou que os minerais argilosos, se presentes em quantidade relativamente alta, podem potencialmente influenciar a biodisponibilidade do imidacloprido no solo.

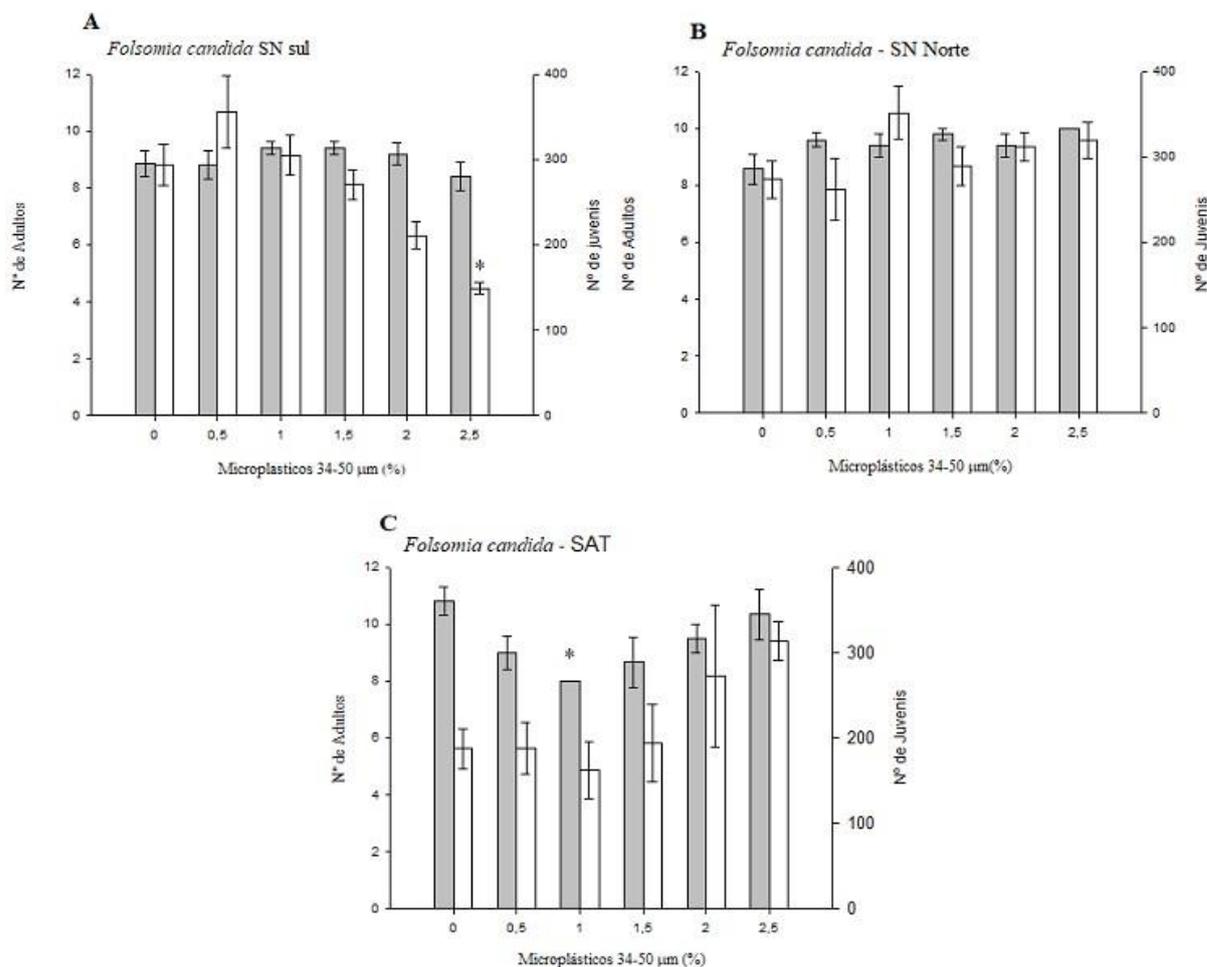
Resultado da Etapa 2 - Efeitos de microplásticos para duas espécies de colêmbolos nos três tipos de solo distintos.

5.3 Efeito do PE-MPs em *Folsomia candida*

Ao explorar os efeitos da exposição de *F. candida* a PE-MPs, de maneira geral, não demonstrou impacto negativo na sobrevivência dos adultos em nenhum dos solos analisados. Porém, a reprodução foi afetada no solo argiloso, com uma CE50 de 2,4 mg/kg (Figura 12, gráfico A). Nos demais solos, SAT e solo arenoso, não houve diferença significativa na reprodução ($p < 0,05$). Isso sugere que, mais uma vez, características intrínsecas do solo podem influenciar a disponibilidade e a toxicidade dos poluentes. Em sua revisão, Guo *et al.* (2020) chegaram às seguintes conclusões: a migração vertical e horizontal de microplásticos no solo é influenciada por diversos fatores, como a biota e as características do solo. Quando integrados aos agregados do solo, os microplásticos alteram sua estrutura. Além disso, os microplásticos podem interagir com outros componentes do solo, afetando a saúde e a função do ecossistema.

Figura 12– Número de juvenis e adultos de *Folsomia candida* após 28 dias de exposição a microplástico polietileno 34-50 µm em Solo argiloso (A), Solo arenoso (B) e Solo artificial tropical (C).

Número médio (± erro padrão) de adultos (barras cinzas) e juvenis (barras brancas)



* indica redução significativa do número de colêmbolos adultos ou juvenis em relação ao controle pelo teste de Dunnet ($p \leq 0,05$); (±): erro padrão. Fonte: Autora, 2023.

O potencial de ingestão de MPs está fortemente correlacionado com sua toxicidade, facilitando a análise das respostas tóxicas aos MPs. O estudo de Kim e An (2020), demonstraram que MPs de tamanho comestível ($< 66 \mu\text{m}$) para a espécie *F. candida* podem induzir efeitos comportamentais significativos após a exposição alimentar, como a redução da velocidade e da distância de movimento. Isso sugere que a ingestão é uma via importante de exposição à toxicidade de MPs em espécies de colêmbolos.

Embora o presente estudo não tenha mostrado resultados negativos, estudos subsequentes indicam que efeitos negativos podem ser observados apenas a longo prazo. Zhang et al. (2022) afirmam que os microplásticos (MPs) têm o potencial de serem ingeridos por organismos do solo, resultando em diversos efeitos adversos, como falsa saciedade, fornecimento nutricional inadequado e danos intestinais. Além disso, podem desencadear respostas fisiológicas, como estresse oxidativo, modificações na microflora intestinal, neurotoxicidade e, em casos extremos, levar à letalidade.

Além do mais, é importante notar que o destino dos MPs no ambiente pode sofrer alterações dependendo de vários fatores, incluindo o tipo de plástico, o tamanho das partículas e as condições ambientais. Ainda sobre outros efeitos adversos, Kim e An (2019) descobriram que os colêmbolos (*Lobella sokamensis*) tiveram seu movimento interrompido em questão de segundos ao entrar em contato com partículas plásticas de tamanho micro, devido ao influxo as partículas se moveram para dentro de seus bioporos.

Ju et al., (2019) também expôs o colêmbolo *F. candida* a solos artificiais contaminados com MPs de polietileno (<500 µm) e demonstrou comportamentos de evitação em solos com concentrações crescentes de MPs. Esse comportamento de evitação terá um impacto indireto na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes no solo, uma vez que os colêmbolos desempenham um papel crucial nesses processos.

5.4 Efeito dos PE-MPs em *Sinella curviseta*

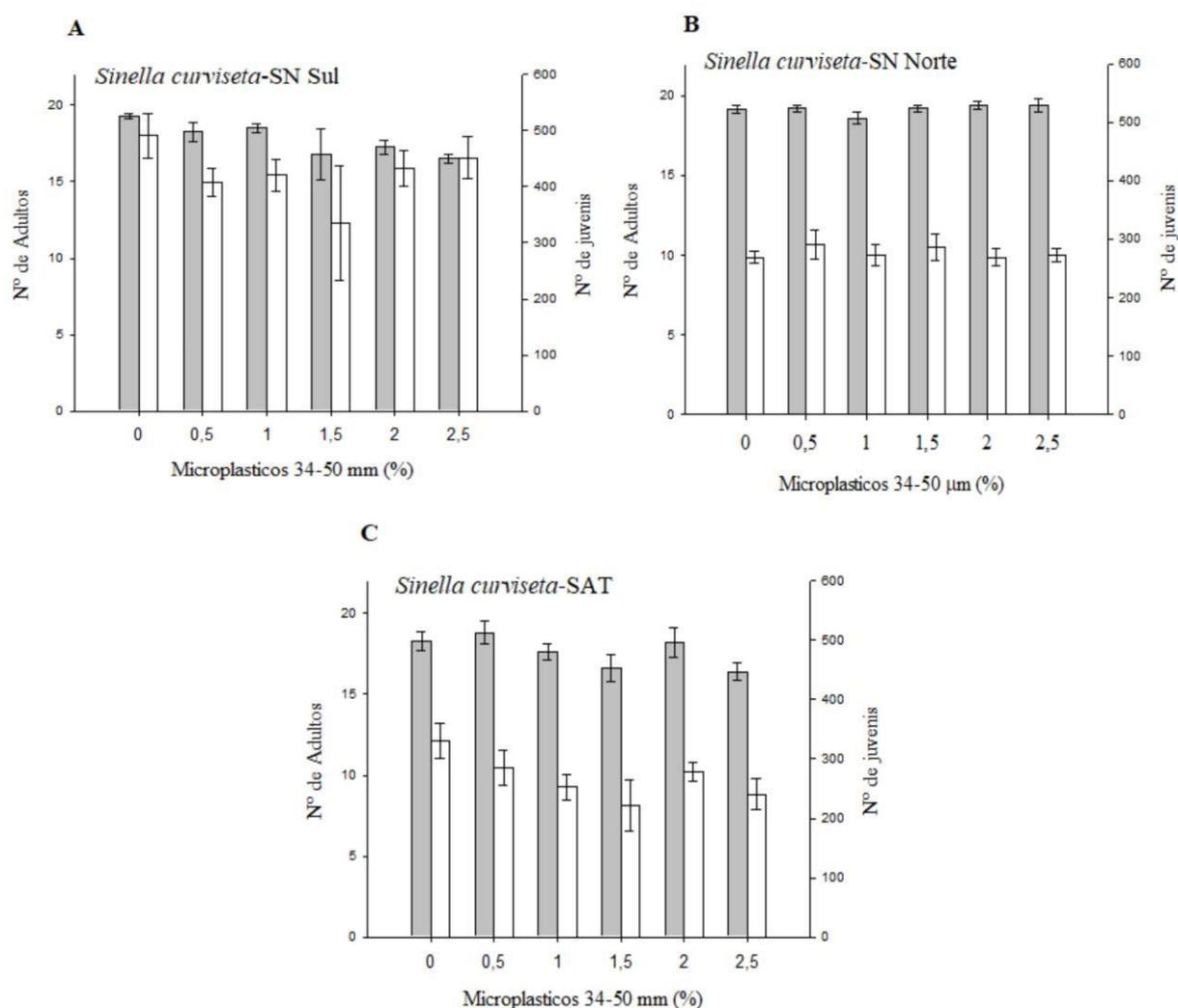
Ao investigar os efeitos da exposição de *S. curviseta* a PE-MPs, os resultados destacam a ausência de impacto negativo na sobrevivência e reprodução dos organismos nos solos testados (Figura 13; $p < 0,05$). No entanto, de acordo com o Gráfico C (SAT), embora a diferença em relação ao controle não tenha sido estatisticamente significativa, houve uma ligeira redução na reprodução de *S. curviseta*. Na maior concentração de partículas no alimento, a reprodução diminuiu em 27% em comparação com o controle.

Este resultado traz uma nova perspectiva sobre outras variáveis, uma vez que Selonen et al., (2019) investigaram os efeitos das fibras de poliéster em enquitreídeos (*Enchytraeus crypticus*), colêmbolos (*Folsomia candida*), isópodes (*Porcellio scaber*) e ácaros oribatídeos (*Oppia nitens*), e apesar de terem observado apenas efeitos leves nesta pesquisa, que abrangeu uma única geração, os pesquisadores encontraram evidências claras de absorção de fibras por enquitreídeos e isópodes. Essas constatações indicam a incorporação de fibras de poliéster nas cadeias

alimentares terrestres, sugerindo possíveis riscos a longo prazo para esses organismos e seus predadores.

Figura 13 – Número de juvenis e adultos de *Sinella curviseta* após 28 dias de exposição a microplástico polietileno 34-50 μm em Solo argiloso (A), Solo arenoso (B) e Solo artificial tropical (C).

Número médio (\pm erro padrão) de adultos (barras cinzas) e juvenis (barras brancas)



* indica redução significativa do número de colêmbolos adultos ou juvenis em relação ao controle pelo teste de Dunnet ($p \leq 0,05$); (\top): erro padrão. Fonte: Autora, 2023.

Barreto *et al.*, (2020), em sua pesquisa, também não mostraram efeitos significativos da adição de MPs no solo sobre as comunidades de microartrópodes. No entanto, eles alertam que, devido às diferenças metodológicas e ao baixo número de estudos, é importante considerar os MPs s

como um fator de mudança global que pode afetar a biota do solo e as taxas de processos do ecossistema (RILLIG; LEHMANN, 2020).

Guo et al. (2020) afirmam que estudos com organismos marinhos ou do solo mostram que a toxicidade dos microplásticos (MPs) depende da dosagem e do tempo de exposição, o que pode ajudar a explicar a baixa sensibilidade encontrada para a *S. curviseta*. Outro fator importante é o tipo de polímero utilizado na exposição. Por exemplo, o cloreto de polivinila (PVC) é geralmente considerado o MP mais perigoso (LITHNER et al., 2011). Segundo o estudo de Kim e Rillig (2022), as composições plásticas foram ordenadas por toxicidade crescente para os organismos, sendo o PVC o mais tóxico, seguido pelo polietileno de baixa densidade (LDPE), poliéster (PES), polietileno (PE), entre outros. Em um ambiente realista, os organismos terrestres irão encontrar uma diversidade de tipos de polímeros presentes no solo.

Resultados da etapa 3 – Efeitos da combinação de imidacloprido e MP para *F. candida* em SAT.

5.5 Efeitos da combinação de imidacloprido e MP para *F. candida*

Conforme a Tabela 2, os resultados da exposição de *F. candida* ao agrotóxico imidacloprido e aos PE-MPs no alimento (Figura 14) mostraram respostas significativas apenas na reprodução, com CE20 de 0,029 mg/kg e CE50 de 0,151 mg/kg.

Os dados relativos à exposição de *F. candida* exclusivamente ao imidacloprido em SAT foram coletados como parte de um projeto para a elaboração de um relatório técnico. Este projeto foi realizado em colaboração entre a Fundação Instituto de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão do CAV – FIEPE/CAV e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. Durante o projeto mencionado, a exposição de *F. candida* ao imidacloprido resultou em valores de CE20 de 0,14 mg/kg e CE50 de 0,46 mg/kg para reprodução.

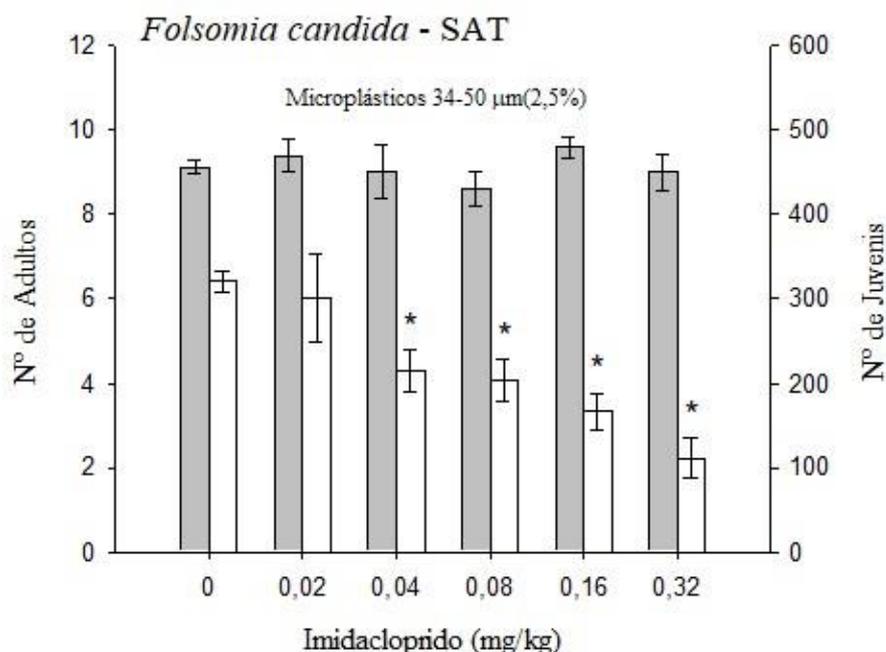
Portanto, fica evidente um aumento considerável na sensibilidade de *F. candida* quando submetida a dois fatores de estresse. Comparando CE20 de 0,14 mg/kg de *F. candida* exposta somente ao imidacloprido e CE20 de 0,029 mg/kg de *F. candida* exposta aos dois contaminantes, observa-se que ela se tornou 79% mais sensível. Embora *F. candida* não tenha mostrado sensibilidade significativa quando exposta apenas aos microplásticos (Figura 11, gráfico C), isso indica que a presença simultânea de dois fatores pode interagir e desencadear impactos negativos na reprodução dos organismos.

A presença de microplásticos pode ter aumentado a sensibilidade de *F. candida* de duas formas. Primeiro, a comida contaminada com PE-MPs pode ter adsorvido o imidacloprido do solo, atuando como um vetor e, dessa forma, aumentando sua biodisponibilidade para *F. candida*. PEÑA *et al.*, (2023) afirmaram que os plásticos têm a capacidade de reter pesticidas, especialmente os mais hidrofóbicos, devido à tendência desses compostos de se aderirem às regiões apolares na superfície dos microplásticos por interações hidrofóbicas. O imidacloprido possui baixa solubilidade em água ($Kow = 3,72$), indicando sua natureza hidrofóbica. Em segundo lugar, pode ter havido uma combinação de dois estressores agindo de forma independente, mas com efeitos somatórios na fisiologia do animal, aumentando a sensibilidade do organismo. Esses dois mecanismos podem explicar o aumento da sensibilidade *F. candida* e destacam a complexidade das interações entre contaminantes múltiplos no ambiente.

Outro estudo recente, realizado por Fu *et al.*, (2023), investigou os efeitos combinados e isolados do imidacloprido e dos microplásticos de polietileno (PE-MPs) em minhocas da espécie *Eisenia fetida*. Os resultados mostraram que, em comparação com a exposição isolada ao imidacloprido ou aos microplásticos de PE, a exposição combinada não aumentou substancialmente a toxicidade aguda nas minhocas. No entanto, essa exposição combinada inibiu significativamente o ganho de peso, o que pode ter afetado a absorção e o metabolismo das minhocas. Além disso, foi observada uma indução de danos epidérmicos mais graves nas minhocas.

Figura 14 – Número de juvenis e adultos *Folsomia candida* após 28 dias de exposição ao IMI e PE-MPs de 34-50 μm em Solo artificial tropical (SAT)

Número médio (\pm erro padrão) de adultos (barras cinzas) e juvenis (barras brancas) de colêmbolos.



* indica redução significativa do número de colêmbolos adultos ou juvenis em relação ao controle pelo teste de Dunnet ($p \leq 0,05$); (\pm): erro padrão. Fonte: Autora, 2023.

Em relação a estudos que investigam a capacidade de interação dos dois contaminantes, Wu *et al.*, (2022) chegaram a conclusões importantes ao analisar a adsorção e degradação de resíduos de imidacloprido e flumioxazina por MPs velhos e novos. Por exemplo, a adição de MPs retardou a etapa de adsorção rápida dos dois agrotóxicos no solo e atrasou o tempo necessário para que o sistema atingisse o equilíbrio de adsorção. Além disso, os MPs novos promoveram a degradação dos agrotóxicos, enquanto os MPs envelhecidos atrasaram esse processo. Apon-tando a polaridade dos agrotóxicos e a estrutura superficial do MPs como razão potencialmente importantes para as diferenças em adsorção e degradação de sistemas MPs-solo.

Na revisão de Tourinho *et al.*, (2023) sobre os efeitos dos nano e microplásticos (NMP) na bioacumulação de contaminantes, foi observado que os efeitos na bioacumulação foram mais pronunciados em concentrações elevadas de NMP, com poucas exceções registradas em concentrações baixas realistas.

Essas diferenças destacam a importância de considerar as condições específicas de cada estudo, como o tipo de MPs, a espécie testada e os desfechos medidos. No contexto de *F. candida*, a interação entre MPs e imidacloprido mostrou um aumento considerável na sensibilidade reprodutiva, conforme evidenciado pelas baixas concentrações de efeito observadas. Isso sugere que, além de modificar a disponibilidade de agrotóxicos, os MPs podem ter um efeito combinado mais complexo sobre a toxicidade ambiental, afetando diretamente a biota do solo.

6 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo têm implicações significativas para a conservação da biodiversidade e a promoção de práticas agrícolas sustentáveis. A sensibilidade de diferentes espécies de artrópodes terrestres aos poluentes varia, e a interação entre esses poluentes pode levar a efeitos adversos.

Em resumo, o imidacloprido tem efeitos significativos sobre as espécies de *H. aculeifer* e *S. curviseta*, com diferenças notáveis na sensibilidade entre as espécies e os tipos de solo. Isso sugere que o uso desse inseticida em ambientes agrícolas pode afetar a biodiversidade do solo e, possivelmente, pode comprometer a funcionalidade dos serviços oferecidos por esses organismos do solo em ambientes tropicais naturais. Portanto, a regulamentação e o uso responsável de inseticidas como o imidacloprido são essenciais para a conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais. Além disso, esses resultados destacam a importância de considerar as propriedades do solo uma variável importante ao avaliar os riscos ambientais de agrotóxicos, uma vez que diferentes solos podem afetar os resultados dos testes.

Microplásticos de polietileno nas concentrações testadas não parecem apresentar uma ameaça significativa às duas espécies de colêmbolos. No entanto, há indícios que microplásticos e suas interações com outros poluentes podem alterar a biodisponibilidade e toxicidade de contaminantes no solo.

Este estudo enfatiza a necessidade de mais pesquisas sobre a interação de múltiplos poluentes no solo, considerando tanto suas propriedades intrínsecas quanto os efeitos combinados, para fornecer uma avaliação mais abrangente dos riscos ambientais e guiar políticas eficazes de gestão de solo e conservação da biodiversidade.

DECLARAÇÃO DE RESPONSABILIDADE

A pesquisa foi financiada pelo projeto CNPQ universal, Número do Processo no CNPq: 405875/2021-5. A responsabilidade com a gestão de custos financeiros e logísticos coube aos coordenadores deste projeto.

REFERÊNCIAS

ANBUMANI, Sadasivam; KAKKAR, Poonam. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environmental Science And Pollution Research*, [S.L.], v. 25, n. 15, p. 14373-14396, 21 abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>.

ANDRADY, Anthony L.. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, [S.L.], v. 62, n. 8, p. 1596-1605, ago. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.

ANDRÉA, M. M. Contaminação do solo por agrotóxicos. *Biológico*, 1998

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 11267:2019: Qualidade do solo — Inibição da reprodução de *Collembola (Folsomia candida)* por poluentes do solo. Rio de Janeiro: ABNT, 2019. 22 p.

BANDEIRA, Felipe Ogliari *et al.*, "Toxicity of imidacloprid to the earthworm *Eisenia andrei* and collembolan *Folsomia candida* in three contrasting tropical soils." *Journal Of Soils And Sediments*, vol. 20, no. 4, 18 Dec. 2019, pp. 1997-2007. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-019-02538-6>.

BARRETO, Carlos; RILLIG, Matthias C.; LINDO, Zoë. Addition of polyester in soil affects litter decomposition rates but not microarthropod communities. *Soil Organisms* 92(2), [S.L.], v. 92, n. 2, p. 109-119, 2020. *SOIL ORGANISMS* 92(2). <http://dx.doi.org/10.25674/SO92ISS2PP109>.

BARRETO, M.; LOPES, I.; OLIVEIRA, M.. Micro(nano)plastics: a review on their interactions with pharmaceuticals and pesticides. *Trac Trends In Analytical Chemistry*, [S.L.], v. 169, p. 117307, dez. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2023.117307>.

BERGAMI, Elisa; ROTA, Emilia; CARUSO, Tancredi; BIRARDA, Giovanni; VACCARI, Lisa; CORSI, Ilaria. Plastics everywhere: first evidence of polystyrene fragments inside the

common antarctic collembolan cryptopygus antarcticus. *Biology Letters*, [S.L.], v. 16, n. 6, p. 20200093, jun. 2020. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2020.0093>.

BERNARDES, Mariana Furio Franco; PAZIN, Murilo; PEREIRA, Lilian Cristina; DORTA, Daniel Junqueira. Impact of Pesticides on Environmental and Human Health. *Toxicology Studies - Cells, Drugs And Environment*, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 196-233, 8 jul. 2015. InTech. <http://dx.doi.org/10.5772/59710>.

BOEDEKER, W., Watts, M., Clausing, P. *et al.*,. The global distribution of acute unintentional pesticide poisoning: estimations based on a systematic review. *BMC Public Health* 20, 1875 (2020). <https://doi.org/10.1186/s12889-020-09939-0>

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, [...] e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. *Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 139, n. 5, p. 1-12, 8 jan. 2002.*

BRASIL. LEI Nº 12.305: política nacional de resíduos sólidos. Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 25 abr. 2024.

BYRNE, Frank J.; Toscano, Nick C. Characterization of neonicotinoids and their plant metabolites in citrus trees and grapevines, and evaluation of their efficacy against the glassywinged sharpshooter and the egg parasitoid *Gonatocerus ashmeadi*. 2004. Disponível em: <https://cite-seerx.ist.psu.edu/dcmnt?repid=rep1&type=pdf&doi=5e3303cf49f27645eb031cc57c19a231852679bc>. Acesso em: 1 out. 2004.

CECH, Ramona; ZALLER, Johann G.; LYSSIMACHOU, Angeliki; CLAUSING, Peter; HERTOGHE, Koen; LINHART, Caroline. Pesticide drift mitigation measures appear to reduce contamination of non-agricultural areas, but hazards to humans and the environment remain. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 854, p. 158814, jan. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158814>.

CHEN, Haibo; HUA, Xin; LI, Hui; WANG, Chen; DANG, Yao; DING, Ping; YU, Yunjiang. Transgenerational neurotoxicity of polystyrene microplastics induced by oxidative stress in *Caenorhabditis elegans*. *Chemosphere*, [S.L.], v. 272, p. 129642, jun. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129642>.

DABROWSKI, James Michael; Shadung, Justinus Madimetja; Wepener, Victor. Prioritizing agricultural pesticides used in South Africa based on their environmental mobility and potential human health effects. *Environment International*, jan. 2014, p. 31-40.

DAVIS, M. B. Usher and P. R. "The biology of *Hypoaspis aculeifer* (Canestrini) (Mesostigmata). Is there a tendency towards social b." *Acarology: open science in acarology*, Montferrier-Sur-Lez, France, 15 Oct. 1983. Available at: <https://www1.montpellier.inra.fr/CBGP/acarologia/article.php?id=2764>. Accessed on 11 Nov. 2023.

EPA (United States Environmental Protection Agency). Proposed Interim Registration Review Decision Case Number 7605. Imidacloprid. 2020. p 77.

FACKELMANN, Gloria; SOMMER, Simone. Microplastics and the gut microbiome: how chronically exposed species may suffer from gut dysbiosis. *Marine Pollution Bulletin*, [S.L.], v. 143, p. 193-203, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.030>.

FERNÁNDEZ-BAYO, J. D.; NOGALES, R.; ROMERO, E.. Evaluation of the Sorption Process for Imidacloprid and Diuron in Eight Agricultural Soils from Southern Europe Using Various Kinetic Models. *Journal Of Agricultural And Food Chemistry*, [S.L.], v. 56, n. 13, p. 5266-5272, 10 jun. 2008. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/jf8004349>.

FOUNTAIN, Michelle T.; Hopkin, Steve P. *Folsomia candida* (Collembola): a standard soil arthropod. *Annual Review Of Entomology*, v. 50, n. 1, 1 jan. 2005, p. 201-222. doi:10.1146/annurev.ento.50.071803.130331.

FU, Huimin; ZHU, Lizhen; MAO, Liangang; ZHANG, Lan; ZHANG, Yanning; CHANG, Yiming; LIU, Xingang; JIANG, Hongyun. Combined ecotoxicological effects of differentsized polyethylene microplastics and imidacloprid on the earthworms (*Eisenia fetida*). *Science Of*

The Total Environment, [S.L.], v. 870, p. 161795, abr. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161795>.

FU, Huimin; ZHU, Lizhen; MAO, Liangang; ZHANG, Lan; ZHANG, Yanning; CHANG, Yiming; LIU, Xingang; JIANG, Hongyun. Combined ecotoxicological effects of differentsized polyethylene microplastics and imidacloprid on the earthworms (*Eisenia fetida*). Science Of The Total Environment, [S.L.], v. 870, p. 161795, abr. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161795>.

GÓMEZ-RAMOS, María del Mar *et al.*,. Pesticide residues evaluation of organic crops. A critical appraisal. Food Chemistry: X, [S.L.], v. 5, p. 100079, mar. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fochx.2020.100079>.

GUO, Jing-Jie; HUANG, Xian-Pei; XIANG, Lei; WANG, Yi-Ze; LI, Yan-Wen; LI, Hui; CAI, Quan-Ying; MO, Ce-Hui; WONG, Ming-Hung. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. Environment International, [S.L.], v. 137, p. 105263, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>.

HOFFMANN A. A., M. Turelli, in *Influential Passengers: Inherited Microorganisms and Arthropod Reproduction*, S. L. O'Neill, A. A. Hoffmann, and J. H. Werren, Eds. (Oxford Univ. Press, Oxford, 1997), pp. 42–80.

IBRAHIM HM, Al-Turki AM (2020) Assessment of the environmental risk of pesticides leaching at the watershed scale under arid climatic conditions and low recharge rates. *Water* 12(2):418

JÄNSCH, S; AMORIM, M J; RÖMBKE, J. "Identification of the ecological requirements of important terrestrial ecotoxicological test species." *Environmental Reviews*, vol. 13, no. 2, 1 June 2005, pp. 51-83. Canadian Science Publishing. <http://dx.doi.org/10.1139/a05-007>.

JU, Hui; Zhu, Dong; Qiao, Min. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. *Environmental Pollution*, v. 247, abr. 2019, p. 890-897.

KIM SK, Kim JS, Lee H, Lee HJ: Abundância e características de microplásticos em solos com diferentes práticas agrícolas: importância de fontes com origem interna e destino ambiental. *J Hazard Mater* 2021, 403:123997.

KIM, Shin Woong; AN, Youn-Joo. Edible size of polyethylene microplastics and their effects on springtail behavior. *Environmental Pollution*, [S.L.], v. 266, p. 115255, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115255>.

KIM, Shin Woong; AN, Youn-Joo. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species. *Environment International*, República da Coreia (Gwangjin-Gul), v. 126, p. 699-706, maio 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.067>.

KIM, SW, Rillig, MC Tendências de pesquisa de microplásticos no ambiente do solo: Triagem abrangente de efeitos. *Solo Eco. Vamos.* 4 , 109–118 (2022). <https://doi.org/10.1007/s42832021-0077-3>

KOUTNIK, Vera S.; LEONARD, Jamie; ALKIDIM, Sarah; DEPRIMA, Francesca J.; RAVI, Sujith; HOEK, Eric M.V.; MOHANTY, Sanjay K.. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: global analysis and framework for transport modeling. *Environmental Pollution*, [S.L.], v. 274, p. 116552, abr. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>.

LAN, Tao; WANG, Ting; CAO, Feng; YU, Congcong; CHU, Qiao; WANG, Fenghe. A comparative study on the adsorption behavior of pesticides by pristine and aged microplastics from agricultural polyethylene soil films. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, China(Pequim), v. 209, p. 111781, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111781>.

LEE, Sang-Guei; Hilton, Stephanie A.; Broadbent, A. Bruce; Kim, Jeong-Hwan. Insecticide Resistance in Phytoseiid Predatory Mites, *Phytoseiulus persimilis* and *Amblyseius cucumeris* (Acarina: Phytoseiidae). *Journal Of Asia-Pacific Entomology*, v. 5, n. 1, maio 2002, p. 123129..

LEWIS, S. E.; *et al.*,. Pesticide Behavior, Fate, and Effects in the Tropics: An Overview of the Current State of Knowledge. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2016.

LITHNER, Delilah; LARSSON, Åke; DAVE, Göran. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 409, n. 18, p. 3309-3324, ago. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>.

LIU, Weiping; ZHENG, Wei; MA, Yun; LIU, Kevin. Sorption and Degradation of Imidacloprid in Soil and Water. **Journal Of Environmental Science And Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, [S.L.], v. 41, n. 5, p. 623-634, 1 jun. 2006. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/03601230600701775>.

MAAS, Stefanie; DAPHI, Daniel; LEHMANN, Anika; RILLIG, Matthias C.. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution*, vol. 225, June 2017, pp. 456-459. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.009>.

MAGALHÃES, Iara Barbosa *et al.*, "Brazilian Cerrado and Soy moratorium: effects on biome preservation and consequences on grain production." *Land Use Policy*, vol. 99, Dec. 2020, p. 105030. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105030>.

MAO, Yufeng; LI, Hong; HUANGFU, Xiaoliu; LIU, Yao; HE, Qiang. Nanoplastics display strong stability in aqueous environments: insights from aggregation behaviour and theoretical calculations. *Environmental Pollution*, [S.L.], v. 258, p. 113760, mar. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113760>.

MOORE, Charles James. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, [S.L.], v. 108, n. 2, p. 131-139, out. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>.

NAPPER, Imogen E.; BAKIR, Adil; ROWLAND, Steven J.; THOMPSON, Richard C.. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, [S.L.], v. 99, n. 1-2, p. 178-185, out. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>.

NAVARRO L, Camacho R, López JE, Saldarriaga JF (2021) Assessment of the potential risk of leaching pesticides in agricultural soils: study case Tibasosa, Boyacá, Colombia. *Heliyon* 7(11):e08301

OCDE. Diretrizes da OCDE para o teste de produtos químicos. 226. Teste de reprodução de ácaros predadores (*Hypoaspis* (*Geolaelaps*) *aculeifer*) em solo. Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico, Paris: OCDE, 2016. 26p.

OECD (2016), "Test No. 232: Collembolan Reproduction Test in Soil, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264264601-en>.

OGUNGBEMI, Afolarin O.; VAN GESTEL, Cornelis A. M.. "Extrapolation of imidacloprid toxicity between soils by exposing *Folsomia candida* in soil pore water." *Ecotoxicology*, vol. 27, no. 8, 30 July 2018, pp. 1107-1115. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1965-x>.

OLIVEIRA, Vanessa Bezerra de Menezes, Miriam de Oliveira Bianchi, and Evaldo Luiz Gaeta Espíndola. "Hazard assessment of the pesticides KRAFT 36 EC and SCORE in a tropical natural soil using an ecotoxicological test battery." *Environmental Toxicology And Chemistry*, vol. 37, no. 11, 23 Feb. 2018, pp. 2919-2924.

OSMAN, Hakimah. Plastics in Agricultural Mulch Film. *Encyclopedia Of Materials: Plastics and Polymers*, 2022, p. 92-102.

PAUMGARTEN, Francisco J.r.. Pesticides and public health in Brazil. *Current Opinion In Toxicology*, jan. 2020, p. 1-22.

PELOSI, C.; BERTRAND, C.; DANIELE, G.; COEURDASSIER, M.; BENOIT, P.; NÉLIEU, S.; LAFAY, F.; BRETAGNOLLE, V.; GABA, S.; VULLIET, E.. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: a silent threat?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, [S.L.], v. 305, p. 107167, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167>.

PEÑA, Aránzazu; RODRÍGUEZ-LIÉBANA, José Antonio; DELGADO-MORENO, Laura. Interactions of Microplastics with Pesticides in Soils and Their Ecotoxicological Implications. *Agronomy*, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 701, 27 fev. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy13030701>.

PEREIRA, Flávia Cabral. Microplásticos no ambiente marinho: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos. 2014. 145 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.21.2014.tde-30032015150240>. Acesso em: 24 abr. 2024.

RILLIG, Matthias C.. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environmental Science & Technology*, [S.L.], v. 46, n. 12, p. 6453-6454, 31 maio 2012. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es302011r>.

RILLIG, Matthias C.; LEHMANN, Anika. Microplastic in terrestrial ecosystems. *Science*, [S.L.], v. 368, n. 6498, p. 1430-1431, 26 jun. 2020. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.abb5979>.

ROBINSON, DE; Mansingh, A.; Dasgupta, TP Destino e transporte de etoprofos no ambiente jamaicano. *Ciência. Meio Ambiente Total*. 1999 , 238 , 373–378.

SABZEVARI, Shiva; Hofman, Jakub. A worldwide review of currently used pesticides monitoring in agricultural soils. *Science Of The Total Environment*, v. 812, mar. 2022, p. 152344.

SELONEN, Salla *et al.*, "Exploring the impacts of plastics in soil – The effects of polyester textile fibers on soil invertebrates." *Science Of The Total Environment*, vol. 700, Jan. 2020, p. 134451. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134451>.

SHARMA, Smriti; SINGH, Balwinder. Metabolism and persistence of imidacloprid in different types of soils under laboratory conditions. *International Journal Of Environmental Analytical Chemistry*, [S.L.], v. 94, n. 11, p. 1100-1112, 25 jul. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/03067319.2014.940341>.

SILVA, Cláudia de Lima e *et al.*,. "Comparative toxicity of imidacloprid and thiacloprid to different species of soil invertebrates." *Ecotoxicology* 26, no. 4 (23 mar. 2017): 555-564. doi:10.1007/s10646-017-1790-7.

SILVA, Cláudia de Lima *et al.*,. Assessing the toxicity of thiamethoxam, in natural LUFA 2.2 soil, through three generations of *Folsomia candida*. *Ecotoxicology*, v. 27, n. 7, 3 abr. 2018, p. 764-771.

SINGH, DK Agrotóxicos e Meio Ambiente. Pesticídeo. Química. Toxicol. 2012 , 1 , 114–122.

SONG, Yang; CAO, Chengjin; QIU, Rong; HU, Jiani; LIU, Mengting; LU, Shibo; SHI, Huahong; RALEY-SUSMAN, Kathleen M.; HE, Defu. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure. *Environmental Pollution*, [S.L.], v. 250, p. 447-455, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.066>.

SUL, Juliana A. Ivar do; COSTA, Monica F.; FILLMANN, Gilberto. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, & Soil Pollution*, [S.L.], v. 225, n. 7, p. 327-345, 10 jun. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-014-2004-z>.

TANG, Fiona H. M.; LENZEN, Manfred; MCBRATNEY, Alexander; MAGGI, Federico. Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nature Geoscience*, [S.L.], v. 14, n. 4, p. 206-210, 29 mar. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41561-02100712-5>

TRIQUES, Maria Carolina; RIBEIRO, Fabianne; OLIVEIRA, Dayane de; GOULART, Bianca Veloso; MONTAGNER, Cassiana Carolina; ESPÍNDOLA, Evaldo Luiz Gaeta; MENEZES-OLIVEIRA, Vanessa Bezerra de. The Ecotoxicity of Sugarcane Pesticides to Non-target Soil Organisms as a Function of Soil Properties and Moisture Conditions. *International Journal Of Environmental Research*, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 1-17, 30 jul. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s41742-022-00433-6>.

UNSWORTH, J. História do uso de agrotóxicos. IUPAC-União Internacional de Química Pura e Aplicada, Mai. 2010. Disponível online: http://agrochemicals.iupac.org/index.php?option=com_sobi2&sobi2Task=sobi2Details&catid=3&sobi2Id=31. (acessado 17 de abril de 2024).

WANG, Ting; YU, Congcong; CHU, Qiao; WANG, Fenghe; LAN, Tao; WANG, Jingfeng. Adsorption behavior and mechanism of five pesticides on microplastics from agricultural polyethylene films. *Chemosphere*, [S.L.], v. 244, p. 125491, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125491>.

WETTSTEIN, Felix E. *et al.*, Leaching of the Neonicotinoids Thiamethoxam and Imidacloprid from Sugar Beet Seed Dressings to Subsurface Tile Drains. *Journal Of Agricultural And Food Chemistry*, v. 64, n. 33, 16 ago. 2016, p. 6407-6415.

ZALLER, Johann G.; KRUSE-PLAß, Maren; SCHLECHTRIEMEN, Ulrich; GRUBER, Edith; PEER, Maria; NADEEM, Imran; FORMAYER, Herbert; HUTTER, Hans-Peter; LANDLER, Lukas. Pesticides in ambient air, influenced by surrounding land use and weather, pose a potential threat to biodiversity and humans. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 838, p. 156012, set. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156012>.

ZHANG, Feng *et al.*, "A High-quality Draft Genome Assembly of *Sinella curviseta*: a soil model organism (collembola)." *Genome Biology And Evolution*, vol. 11, no. 2, 21 Jan. 2019, pp. 521-530. doi:10.1093/gbe/evz013.

ZHANG, Huan *et al.*, Polyethylene and biodegradable plastic mulches improve growth, yield, and weed management in floricane red raspberry. *Scientia Horticulturae*, v. 250, maio 2019, p. 371-379.

ZHANG, Qianqian; XIA, Zhonghuan; WU, Minmin; WANG, Liping; YANG, Hao. Human health risk assessment of DDTs and HCHs through dietary exposure in Nanjing, China. *Chemosphere*, [S.L.], v. 177, p. 211-216, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.003>.

ZHANG, Yalin; ZHANG, Xiaoting; LI, Xinyu; HE, Defu. Interaction of microplastics and soil animals in agricultural ecosystems. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 26, p. 100327, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100327>.