

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

CLEILTON DE LIMA PEIXOTO

Microplásticos em solos: uma revisão sistemática da literatura sobre transporte,
deposição e impactos

São Carlos

2025

CLEILTON DE LIMA PEIXOTO

**Microplásticos em solos: uma revisão sistemática da literatura sobre transporte,
deposição e impactos**

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

Orientador: Prof. Assoc. Jefferson Lins da Silva

VERSAO CORRIGIDA

São Carlos

2025

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

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

P377m Peixoto, Cleilton de Lima
Microplásticos em solos: uma revisão sistemática
da literatura sobre transporte, deposição e impactos /
Cleilton de Lima Peixoto; orientador Jefferson Lins
Silva. São Carlos, 2025.

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

1. Microplásticos. 2. Solos. 3. Transporte. 4.
Deposição . 5. Impactos Ambientais . 6. RSL. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Cleilton de Lima Peixoto**

Data da Defesa: 15/10/2025

Comissão Julgadora:

Jefferson Lins da Silva (Orientador(a))

Resultado:

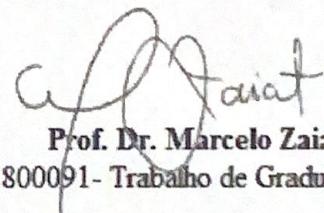
Aprovado

Marcell Gustavo Chagas Santos

Aprovado

Maria Alejandra Aparício Ardila

Aprovado



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

A minha coroa que me criou sozinha

levantando sempre no raiar do dia

bem cedo

Iza, Fé, 2022

AGRADECIMENTOS

Ao meu falecido pai, pela coragem de sonhar.

À minha grande mãe, pela força incansável de realizar e transformar sonhos em realidade.

À minha irmã, pelo apoio constante em cada etapa desta jornada.

Agradeço a todas as pessoas que me acompanharam ao longo desse caminho. Este título representa não apenas uma conquista pessoal, mas também a presença, o incentivo e a força de todos que estiveram ao meu lado.

Agradeço, inclusive, àqueles que duvidaram de mim e da possibilidade de chegar até aqui, aos que um dia disseram que um menino como eu deveria sonhar menos. A cada palavra de descrença, encontrei ainda mais motivos para persistir.

Aos meus queridos professores, minha profunda gratidão. Vocês me guiaram, inspiraram e me mostraram o valor do conhecimento. Um agradecimento especial àqueles que marcaram minha memória: Márcia, Tábata, Lígia, Shirley, Jaque, Silvana, Vande, Adilson, Marcos, Bebel, Diana, Iara, Elisandra, Mindu, Juliano e Jefferson. É um privilégio ter sido aluno de vocês e ter podido compartilhar saberes que levarei para sempre comigo.

Aos meus amigos, meu sincero agradecimento. Obrigado aos que me acompanham desde antes da universidade e também aos que São Carlos me presenteou. Em especial, àqueles que compartilharam comigo os dias, alegrias e dificuldades na República Caipora, foi um prazer dividir a vida com vocês. Espero ter deixado em cada um uma parte de mim, assim como levo comigo cada pedaço de vocês no meu coração.

Aos colegas que fizeram parte da minha experiência na Espanha, um agradecimento cheio de carinho. Com vocês vivi a melhor experiência da minha vida. Se hoje ainda acredito na humanidade e que podemos construir um mundo melhor é porque vocês me ensinaram o valor da amizade e marcaram de forma única os meus dias espanhóis.

Por fim, agradeço a mim mesmo, por ter acreditado, persistido e transformado este sonho em realidade. Tenho orgulho da pessoa que sou e da minha genuinidade. Também tenho orgulho de quem ainda vou me tornar, certo de que sempre darei o meu melhor por aqueles que amo e pelas pessoas ao meu redor. Que eu nunca deixe de sonhar e que jamais perca o brilho no olhar diante do novo.

“Como ensinava Luiz Gonzaga em seus baiões, percebi que cada raiz carrega história e que o futuro só floresce quando respeitamos a terra...”

RESUMO

PEIXOTO, L. C. **Microplásticos em solos:** uma revisão sistemática da literatura sobre transporte, deposição e impactos. 2025. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2025.

A poluição por microplásticos configura-se como uma das principais ameaças ambientais emergentes, afetando não apenas os ecossistemas aquáticos, mas também os solos, que atuam como reservatórios, zonas de transporte e potenciais fontes secundárias dessas partículas. Este trabalho apresenta uma revisão sistemática da literatura científica sobre a ocorrência de microplásticos em solos, com ênfase nos processos de transporte, deposição e impactos ambientais. A metodologia seguiu as diretrizes do PRISMA 2020, contemplando artigos publicados entre 2016 e 2025 nas bases Scopus e ScienceDirect. Após a triagem, 68 estudos foram incluídos na análise final. Os resultados evidenciam que solos agrícolas constituem hotspots de contaminação, principalmente em função do uso de filmes plásticos, da aplicação de lodo de esgoto e da deposição atmosférica. Verificou-se que propriedades físico-químicas do solo e características dos microplásticos influenciam sua mobilidade vertical e retenção, com potencial de contaminação de aquíferos subterrâneos. Os impactos identificados abrangem alterações nas propriedades físicas (densidade, porosidade e agregação), químicas (ciclos biogeoquímicos, disponibilidade de nutrientes e emissões de gases de efeito estufa) e biológicas (microbiota, fauna edáfica e plantas), além do papel dos microplásticos como vetores de contaminantes e aditivos tóxicos. A revisão também destaca limitações metodológicas recorrentes, especialmente na amostragem, extração e caracterização, e aponta a necessidade de padronização e aprofundamento de estudos integrando aspectos geológicos, hidrológicos e ecológicos. Conclui-se que os solos representam um comportamento crítico no ciclo dos microplásticos, mas o conhecimento ainda é fragmentado, demandando investigações mais integradas para avaliação realista dos riscos e definição de estratégias de mitigação.

Palavras-chave: Microplásticos. Solos. Transporte. Deposição. Impactos ambientais. RSL.

ABSTRACT

PEIXOTO, L. C. **Microplastics in Soils: A Systematic Review of the literature on Transport, Deposition, and Impacts.** 2025. Monograph (Final Course Project) – School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2025.

Microplastic pollution has emerged as one of the most critical environmental threats, affecting not only aquatic ecosystems but also soils, which act as reservoirs, transport pathways, and potential secondary sources of these particles. This study presents a systematic review of the scientific literature on the occurrence of microplastics in soils, with emphasis on transport processes, deposition, and environmental impacts. The methodology followed the PRISMA 2020 guidelines, covering articles published between 2016 and 2025 in the Scopus and ScienceDirect databases. After screening, 68 studies were included in the final analysis. The results show that agricultural soils represent contamination hotspots, mainly due to the use of plastic mulches, sewage sludge application, and atmospheric deposition. It was found that soil physicochemical properties and microplastic characteristics directly influence their vertical mobility and retention, with potential risks of groundwater contamination. Identified impacts include alterations in physical properties (density, porosity, and aggregation), chemical properties (biogeochemical cycles, nutrient availability, and greenhouse gas emissions), and biological components (microbiota, soil fauna, and plants), in addition to the role of microplastics as vectors of contaminants and toxic additives. The review also highlights recurring methodological limitations, particularly in sampling, extraction, and characterization, and underscores the need for standardization and further studies integrating geological, hydrological, and ecological aspects. It is concluded that soils represent a critical compartment in the microplastic cycle, but current knowledge remains fragmented, requiring more integrated investigations for realistic risk assessment and the development of mitigation strategies.

Keywords: Microplastics. Soils. Transport. Deposition. Environmental impacts. Systematic Review

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|---|----|
| Quadro 1 – Estrutura PICO (adaptada) da Pergunta de Pesquisa..... | 25 |
| Quadro 2 – Critérios de Inclusão e Exclusão dos Estudos..... | 26 |
| Quadro 3 – String de busca por base de dados..... | 28 |
| Figura 1: processo de identificação e seleção dos estudos..... | 32 |
| Quadro 4 – Artigos analisados por texto completo..... | 32 |
| Gráfico 1: Número de artigos publicados por ano..... | 38 |
| Gráfico 2: Países dos artigos publicados..... | 39 |
| Figura 2: Mapa da distribuição dos artigos publicados..... | 39 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|----------|---|
| FMA - | Fungos micorrízicos arbusculares |
| MPs - | Microplásticos |
| PE - | Polietileno |
| PET - | Polietileno Tereftalato |
| PICO - | Population, Intervention, Comparison, Outcome |
| PP - | Polipropileno |
| PRISMA - | Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses |
| PS - | Poliestireno |
| PVC - | Policloreto de vinila |
| RIS - | Research Information Systems (formato de exportação de referências) |

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 9 |
| 2. OBJETIVOS..... | 13 |
| 2.1. OBJETIVO GERAL..... | 13 |
| 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... | 13 |
| 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 15 |
| 3.1. CONTEXTUALIZAÇÃO..... | 15 |
| 3.2. TRANSPORTE E DESTINO DE MICROPLÁSTICOS EM SOLOS E SEDIMENTOS..... | 16 |
| 3.3. IMPACTOS DE MICROPLÁSTICOS EM SOLOS..... | 19 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 23 |
| 4.1. FORMULAÇÃO DA QUESTÃO DE PESQUISA E CRITÉRIOS DE ELEGIBILIDADE..... | 24 |
| 4.2. ESTRATÉGIA DE BUSCA E FONTES DE INFORMAÇÃO..... | 27 |
| 4.3. SELEÇÃO DOS ESTUDOS E EXTRAÇÃO DE DADOS..... | 29 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 31 |
| 5.1. TIPO DE SOLO..... | 39 |
| 5.2. TRANSPORTE E DEPOSIÇÃO..... | 41 |
| 5.3. IMPACTOS..... | 45 |
| 5.3.1. IMPACTOS FÍSICOS NO SOLO..... | 45 |
| 5.3.2. IMPACTOS QUÍMICOS E NA ADSORÇÃO DE POLUENTES..... | 45 |
| 5.3.3. IMPACTOS BIOLÓGICOS (MICROBIOTA, FAUNA DO SOLO E PLANTAS)..... | 46 |
| 6. CONCLUSÃO..... | 49 |
| REFERÊNCIAS..... | 51 |

1. INTRODUÇÃO

Desde meados do século XX, os materiais plásticos consolidaram-se como elementos ubíquos e essenciais na sociedade contemporânea, impulsionados por técnicas de fabricação de baixo custo e por suas propriedades vantajosas como leveza, durabilidade e resistência à corrosão (Cole *et al.*, 2011). Essa versatilidade levou a uma aplicação quase inexaurível desses polímeros sintéticos, resultando em um crescimento exponencial na sua produção global. Dados indicam que a produção atingiu centenas de milhões de toneladas anuais nas últimas décadas, alcançando 335 milhões de toneladas em 2016 e 390 milhões de toneladas em 2021 (Zhang *et al.*, 2023), consumindo uma parcela significativa dos recursos petrolíferos globais (Cole *et al.*, 2011).

A consequência direta e inevitável dessa produção massiva e do consumo generalizado é a geração de volumes igualmente astronômicos de resíduos plásticos (Zhang *et al.*, 2023). A situação é agravada pelas baixas taxas de reciclagem efetiva em escala global, fazendo com que a maior parte desses resíduos se acumule no meio ambiente (Li *et al.*, 2021). A durabilidade intrínseca dos plásticos, uma vantagem em suas aplicações, torna-se um grave problema ambiental, pois são altamente resistentes à degradação (Santos; Silva, 2017). Ao longo do tempo, expostos a fatores ambientais como radiação ultravioleta (fotodegradação), calor (degradação térmica), estresse mecânico (abrasão por vento, ondas) e processos bióticos, os plásticos maiores perdem sua integridade estrutural e fragmentam-se (Zhang *et al.*, 2023).

Esse processo de fragmentação, juntamente com a liberação direta de partículas plásticas de pequena dimensão, dá origem aos microplásticos (MPs), definidos geralmente como partículas de plástico com tamanho inferior a 5 mm (Santos; Silva, 2017). Os MPs podem ter origem primária, sendo intencionalmente fabricados nesse tamanho para uso em produtos como cosméticos, produtos de limpeza ou pellets industriais, ou origem secundária, resultando da degradação de macroplásticos já presentes no ambiente (Zhang *et al.*, 2023).

A poluição por microplásticos é um problema ambiental de escala global que tem gerado grande preocupação. A disseminação dessas pequenas partículas plásticas pelos ecossistemas é um assunto de grande relevância ambiental (Fang *et al.*, 2021). A poluição plástica em geral, incluindo os microplásticos, tem sido considerada uma das ameaças ambientais mais sérias (Kumar; Patel, 2022). O aumento da poluição global por microplásticos têm atraído a atenção do público nos últimos anos (Li *et al.*, 2021), e a contaminação de ambientes de água doce, em particular, é uma questão ecológica de crescente preocupação científica (El-Sheikh; Ali, 2023).

A trajetória histórica de produção crescente, aliada à persistência desses materiais e aos múltiplos processos de fragmentação, estabelece uma relação causal direta com o aumento da poluição microplástica (Zhang *et al.*, 2023). Isso sugere que a acumulação de MPs no ambiente não é apenas um legado do passado, mas um problema contínuo e potencialmente acelerado, tornando cada vez mais urgente a investigação em todos os compartimentos ambientais afetados, incluindo os solos.

A detecção de MPs em praticamente todos os ambientes investigados desde oceanos

profundos e regiões polares, a rios, solos, atmosfera e até mesmo na biota e em alimentos demonstra a notável capacidade dessas partículas de atravessar fronteiras ecossistêmicas. Mecanismos de transporte como correntes de água e vento, escoamento superficial (*runoff*) urbano e agrícola, e deposição atmosférica conectam intrinsecamente as diferentes esferas ambientais (Zhang *et al.*, 2023). Consequentemente, o solo, principal foco deste estudo, não pode ser considerado um compartimento isolado dessa contaminação difusa, recebendo microplásticos de diversas fontes e atuando como um reservatório significativo.

No contexto deste trabalho, solos referem-se à diversidade de cenários naturais e modificados que compõem a porção superficial da crosta terrestre, sendo o principal meio onde os processos de transporte e deposição de poluentes, como os microplásticos, ocorrem. O conceito de ambientes geotecnogênicos, transformados pela ação humana (agricultura, urbanização, mineração), é particularmente relevante, pois muitas fontes de MPs são de origem antropogênica (Abequa, 2015), com o solo sendo um receptor primário.

Embora a pesquisa inicial sobre microplásticos tenha se concentrado predominantemente nos ecossistemas marinhos (Cole *et al.*, 2011), existe uma compreensão crescente e uma preocupação científica cada vez maior sobre a importância dos ambientes terrestres e de água doce como receptores, reservatórios e vias de transporte significativas para os MPs (Zhang *et al.*, 2023). A presença de MPs em alimentos de origem terrestre já é um fato preocupante relatado por cientistas (Smith, 2020). As fontes de entrada para o sistema terrestre são aterros sanitários, esgoto, composto orgânico, irrigação, escoamento superficial de estradas e precipitação e deposição atmosférica. O lodo de esgoto é uma fonte importante de microplásticos no solo, assim como a degradação de plásticos utilizados na agricultura (Zhang *et al.*, 2023).

Os solos, não atuam apenas como sumidouros finais para os MPs. Eles funcionam como zonas de transporte ativo, como evidenciado pela potencial percolação através do perfil do solo até atingir as águas subterrâneas (Zhang *et al.*, 2023). Além disso, podem atuar como fontes secundárias, por exemplo, através da ressuspensão de partículas acumuladas na superfície ou em camadas mais profundas do solo. Dentro desse contexto, a relevância do estudo de MPs em matrizes como os solos torna-se crescente (Pereira; Costa, 2022), com pesquisas recentes focando na sua detecção, ocorrência e caracterização nesses meios.

É fundamental reconhecer que os solos não são meros receptáculos passivos. Suas propriedades físico-químicas (granulometria, mineralogia, teor de matéria orgânica, estrutura do solo e regime de fluxo hídrico), interagem de forma complexa com as propriedades dos próprios microplásticos (tamanho, forma, densidade, carga superficial e tipo de polímero) (Zhang *et al.*, 2023). Essa interação governa os mecanismos de transporte (ex: filtração, advecção com o fluxo de água), os processos de deposição e acumulação (ex: sedimentação, agregação com partículas minerais ou orgânicas, biofilme) e, consequentemente, a biodisponibilidade e os potenciais impactos dessas partículas. O destino e comportamento dos MPs em um solo argiloso, por exemplo, podem ser

substancialmente diferentes do observado em um solo arenoso. Isso implica que o destino dos MPs nesse ambiente é potencialmente distinto do observado em sistemas aquáticos mais homogêneos e abertos, reforçando a necessidade de investigações detalhadas e específicas para cada contexto do solo.

Adicionalmente, a baixa taxa de degradação dos plásticos (Fang *et al.*, 2021) combinada com processos como o soterramento em camadas de solo, sugere que os solos podem funcionar como sumidouros de longo prazo para os microplásticos. Isso cria um legado de poluição que pode persistir por séculos ou milênios, incorporando essas partículas no registro geológico. Essa acumulação representa um passivo ambiental com potencial para remobilização futura sob condições ambientais alteradas, como eventos erosivos extremos, mudanças no uso do solo ou alterações nos regimes hidrológicos decorrentes de mudanças climáticas, podendo impactar ecossistemas e recursos hídricos futuros (Amorim, 2023).

Apesar do número crescente de investigações sobre microplásticos em diversos compartimentos ambientais, o conhecimento específico sobre seu comportamento e seus efeitos em solos ainda se encontra fragmentado. A literatura existente está dispersa em estudos com focos variados, abrangendo diferentes tipos de solos, regiões geográficas distintas e, crucialmente, empregando uma ampla gama de metodologias de amostragem, extração e análise. Essa falta de padronização metodológica dificulta significativamente a comparação direta entre os resultados dos estudos e a formulação de conclusões gerais robustas.

Nesse cenário, a realização de uma revisão sistemática da literatura torna-se uma ferramenta metodológica crucial. Este tipo de revisão permite não apenas agregar e sintetizar o conhecimento atualmente disponível de forma organizada e transparente, mas também identificar padrões consistentes, avaliar a heterogeneidade dos resultados, apontar as lacunas de conhecimento existentes e direcionar de forma mais eficaz as investigações futuras sobre o transporte, a deposição e os impactos dos microplásticos especificamente no domínio do solo. Embora existam revisões que abordam MPs em outros contextos, como água doce (El-Sheikh, 2023), ambientes marinhos (Cole *et al.*, 2011), atmosfera (Liu; Wang; Zhang, 2022), ou que oferecem visões gerais (Fang, 2021) ou focam em interações específicas (Zhang *et al.*, 2023), uma revisão sistemática dedicada exclusivamente aos solos preenche uma lacuna importante. Dada a complexidade das interações entre MPs e as matrizes do solo, e a natureza fragmentada da pesquisa atual, uma síntese focada permite uma análise mais aprofundada dos processos e impactos particulares neste meio (solo), superando as generalizações que podem advir de revisões mais amplas.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral analisar, por meio de uma revisão sistemática da literatura, como os microplásticos têm sido investigados em solos, considerando os processos de transporte, deposição e os impactos associados.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Este trabalho apresenta como objetivos específicos:

- Identificar os tipos de solos mais comumente abordados em estudos relacionados à presença de microplásticos;
- Analisar de que forma os processos de transporte e deposição de microplásticos são descritos e discutidos na literatura científica;
- Investigar os impactos atribuídos à presença de microplásticos no solo;
- Avaliar criticamente as lacunas e limitações das pesquisas atuais sobre o tema, apontando possíveis caminhos para futuros estudos no campo da geotecnia.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. CONTEXTUALIZAÇÃO

A compreensão das fontes e vias de entrada de microplásticos (MPs) nos solos é fundamental para avaliar a extensão da contaminação e desenvolver estratégias de mitigação eficazes. Como mencionado anteriormente, os MPs podem ser primários (fabricados intencionalmente em tamanho micro) ou secundários (resultantes da fragmentação de plásticos maiores), e ambos os tipos contribuem para a poluição dos solos (Tausif, 2022). A literatura aponta que os ecossistemas terrestres recebem uma carga significativamente maior de plásticos anualmente em comparação com os oceanos (Zhang *et al.*, 2020), indicando a importância das fontes terrestres. As principais fontes e vias de contaminação dos solos incluem atividades agrícolas, aplicação de lodo de esgoto/biossólidos, deposição atmosférica, escoamento superficial urbano e agrícola, lixiviados de aterros e descarte inadequado de lixo (Gehrke *et al.*, 2022).

A agricultura moderna, com sua crescente dependência de produtos plásticos, emergiu como uma fonte primária de contaminação do solo por MPs (Gehrke *et al.*, 2022). O uso extensivo de filmes plásticos para cobertura do solo (mulching), predominantemente de polietileno (PE) (Huang *et al.*, 2024), é particularmente problemático. Embora aumentem a produtividade agrícola ao conservar umidade e regular a temperatura do solo, esses filmes finos (frequentemente 8-50 µm 2) são difíceis de remover completamente após a colheita, tornando-se quebradiços e fragmentando-se devido à exposição UV e ao manuseio mecânico (aração) (Zhang *et al.*, 2020). Estudos demonstram consistentemente que solos sob mulching plástico apresentam concentrações de MPs significativamente mais altas do que solos não cobertos, e essa abundância tende a aumentar com a duração do uso contínuo da cobertura plástica (Zhang *et al.*, 2020). Além dos filmes de mulching, outros plásticos agrícolas, como tubos de irrigação (PVC, PE), redes, embalagens de fertilizantes e pesticidas, sementes revestidas com polímeros e fertilizantes de liberação controlada encapsulados em plástico, também contribuem para a carga de MPs no solo (Khan *et al.*, 2024). A combinação dessas múltiplas fontes faz dos solos agrícolas potenciais "hotspots" de acumulação de MPs (Gehrke *et al.*, 2022), com implicações diretas para a saúde do solo, segurança alimentar e potencial transferência para outros compartimentos ambientais. A importância relativa de cada fonte agrícola varia com as práticas de manejo e a geografia, tornando a atribuição de fontes um desafio.

Outra via significativa de entrada de MPs em solos, especialmente os agrícolas, é a aplicação de lodo de esgoto ou biossólidos como fertilizante orgânico (Worek *et al.*, 2025). As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs), embora eficazes na remoção de muitos poluentes, concentram MPs (removidos da água residual) na fração sólida, o lodo. A aplicação agrícola desse lodo, prática comum em muitos países devido ao seu valor nutricional e como alternativa de baixo custo a fertilizantes manufaturados, transfere grandes quantidades de MPs para o solo. Estima-se que a

carga anual de MPs aplicada aos solos agrícolas na Europa e América do Norte via biossólidos possa exceder a quantidade total de MPs flutuando nos oceanos globais (Khan *et al.*, 2024). A complexidade reside no fato de que o lodo contém uma mistura de MPs primários (microesferas de produtos de higiene) e secundários (fibras têxteis, fragmentos de itens degradados), dificultando a rastreabilidade da fonte e a caracterização das propriedades iniciais dos MPs que entram no solo por esta via (Worek *et al.*, 2025).

A deposição atmosférica representa uma via de transporte de longa distância para MPs, permitindo que contaminem os solos mesmo em áreas remotas (Yu *et al.*, 2024). As fontes de MPs atmosféricos são diversas e incluem a abrasão de têxteis sintéticos durante o uso e lavagem, o desgaste de pneus e marcações rodoviárias, poeira urbana resultante da abrasão de infraestruturas e calçados, e emissões industriais (He *et al.*, 2018). Fibras e partículas de desgaste de pneus são frequentemente citadas como componentes importantes da deposição atmosférica. O transporte atmosférico, seguido de deposição úmida (chuva, neve) ou seca, distribui esses MPs sobre vastas áreas terrestres e aquáticas.

Finalmente, o escoamento superficial (runoff) gerado por chuvas ou irrigação é um mecanismo chave para o transporte de MPs de áreas contaminadas para outros locais. MPs presentes na superfície de solos agrícolas, áreas urbanas pavimentadas ou aterros podem ser arrastados pela água, entrando em sistemas de drenagem, rios, lagos e, eventualmente, oceanos. Os rios atuam como importantes corredores de transporte, conectando fontes terrestres de MPs aos ecossistemas aquáticos e marinhos. A erosão do solo, intensificada por práticas agrícolas inadequadas ou eventos climáticos extremos, também pode mobilizar MPs incorporados no solo, transportando-os juntamente com as partículas de solo.

3.2. TRANSPORTE E DESTINO DE MICROPLÁSTICOS EM SOLOS E SEDIMENTOS

Uma vez introduzidos nos solos, os microplásticos (MPs) estão sujeitos a uma série de processos de transporte e transformação que determinam seu destino final, incluindo sua distribuição vertical no perfil do solo, sua retenção na matriz porosa e seu potencial de contaminação de águas subterrâneas ou de transferência para outros ecossistemas.

O transporte vertical de MPs através do perfil do solo e da zona vadosa é impulsionado por múltiplos mecanismos. A lixiviação ou percolação com o fluxo de água infiltrante (proveniente de chuva ou irrigação) é um mecanismo primário, transportando MPs através dos poros do solo (Luo *et al.*, 2024). Esse processo levanta preocupações significativas sobre a potencial contaminação de aquíferos subterrâneos, que são fontes vitais de água potável (Luo *et al.*, 2024). A bioturbação, atividade de organismos do solo como minhocas, formigas e raízes de plantas, também desempenha um papel crucial na redistribuição vertical de MPs, misturando as camadas do solo e transportando partículas para profundidades maiores (Luo *et al.*, 2024). Minhocas, por exemplo, podem ingerir MPs

na superfície e excretá-los em camadas mais profundas. Práticas agrícolas, como aração e gradagem, revolvem o solo e podem incorporar MPs superficialmente depositados nas camadas superiores do perfil (Luo *et al.*, 2024). Além disso, processos físicos como ciclos de umedecimento e secagem, congelamento e descongelamento, e a própria gravidade podem influenciar a mobilidade vertical das partículas.

A eficiência desses mecanismos de transporte é modulada por uma complexa interação entre as propriedades dos próprios MPs e as características do meio do solo.

As propriedades dos MPs são fatores primários. O tamanho é determinante, pois, em regra, partículas menores tendem a ser mais móveis em meios porosos, facilitando a passagem por poros menores (Wang *et al.*, 2022). Contudo, essa relação não é sempre monotônica; para MPs extremamente pequenos (como nanoplásticos ou partículas $<1\text{ }\mu\text{m}$), a mobilidade pode ser reduzida devido ao aumento da influência de forças superficiais, que promovem agregação e adsorção. A forma do MP também modula sua interação com a matriz do solo. Por exemplo, fibras podem ter a mobilidade vertical diminuída devido ao emaranhamento com partículas de solo, embora possam ser transportadas horizontalmente ou longas distâncias pela atmosfera. Fragmentos e esferas, por sua vez, apresentam mobilidades que variam conforme suas outras propriedades (Yu *et al.*, 2024). Embora a densidade seja crucial para a distribuição na coluna d'água, seu papel no transporte vertical por percolação no solo é menos claro, mas pode afetar a sedimentação dentro dos poros (Lenaker *et al.*, 2019). Cruciais são as propriedades de superfície, como a carga superficial (potencial zeta), hidrofobicidade e rugosidade, que influenciam fortemente as interações eletrostáticas e hidrofóbicas com o solo/sedimento e a tendência à agregação, impactando diretamente a retenção e o transporte (Wang *et al.*, 2022). Por fim, o tipo de polímero (PE, PP, PVC, PET, PS, etc.) influencia indiretamente o transporte através das propriedades associadas a ele, como densidade, hidrofobicidade e potencial de lixiviação de aditivos (Wang *et al.*, 2022).

As propriedades do solo são igualmente críticas para modular a mobilidade dos MPs. A textura do solo é um fator chave: solos arenosos, que possuem poros maiores, tendem a permitir maior mobilidade de MPs do que solos argilosos, onde a retenção por adsorção e filtração em poros menores é mais significativa (Yu *et al.*, 2024). A estrutura e agregação do solo são também importantes, pois a presença de agregados estáveis e uma rede de macroporos podem criar caminhos de fluxo preferencial, o que facilita o transporte rápido de MPs para camadas mais profundas, contornando a matriz do solo (Yu *et al.*, 2024). A Matéria Orgânica (MO), tanto a presente no solo quanto a Matéria Orgânica Dissolvida (MOD), pode interagir com os MPs, revestindo suas superfícies, o que altera suas cargas e hidrofobicidade, e, assim, promove ou inibe sua agregação e adsorção (Soltani *et al.*, 2021). O pH e a força iônica do meio aquoso do solo influenciam as cargas superficiais tanto dos MPs quanto das partículas do solo, afetando diretamente as interações eletrostáticas e a estabilidade das suspensões coloidais (Wang *et al.*, 2022). Por último, a mineralogia do solo, especialmente minerais de argila e óxidos de ferro/alumínio, com sua alta área superficial e reatividade, pode adsorver fortemente os MPs

ou participar na heteroagregação (Wang *et al.*, 2022).

Fatores hidrogeológicos como a taxa de fluxo de água, intensidade da chuva, nível de saturação do solo (processos na zona vadosa) e ciclos climáticos (congelamento-descongelamento, umedecimento-secagem) ditam a força motriz para o transporte advectivo e podem alterar a estrutura do poro e a mobilidade das partículas (Yu *et al.*, 2024).

O transporte é contrabalanceado por mecanismos de retenção que limitam a mobilidade dos MPs na matriz porosa do solo. O estrangulamento (straining) ou exclusão por tamanho ocorre quando MPs são fisicamente impedidos de passar por gargantas de poros menores que seu diâmetro (Brewer *et al.*, 2020). A fixação (attachment) ou adsorção envolve interações físico-químicas (eletrostáticas, van der Waals, hidrofóbicas) entre MPs e as superfícies sólidas do solo (Wang *et al.*, 2022). A agregação, tanto entre partículas de MP (homoagregação) quanto entre MPs e partículas minerais ou orgânicas (heteroagregação), pode aumentar o tamanho efetivo das partículas, favorecendo a retenção por estrangulamento ou sedimentação (Brewer *et al.*, 2020). O bloqueio hidrodinâmico (hydrodynamic bridging) ou emperramento (jamming) ocorre quando múltiplas partículas chegam simultaneamente a uma constrição de poro, formando uma ponte estável que bloqueia o fluxo (Wang *et al.*, 2020).

Como resultado desses processos de transporte e retenção, os solos atuam como importantes reservatórios (sinks) para MPs (Van Cauwenbergh *et al.*, 2015). A análise de perfis verticais em núcleos de solos revela padrões de acumulação ao longo do tempo, refletindo históricos de poluição e a influência dos processos de transporte (Lenaker *et al.*, 2019).

A complexidade desses processos levou ao desenvolvimento de modelos matemáticos (e.g., modelos de advecção-dispersão, rastreamento de partículas) para simular o transporte e destino de MPs (Luo *et al.*, 2024). No entanto, esses modelos ainda enfrentam limitações significativas devido à falta de dados para parametrização adequada e validação em condições de campo realistas, especialmente considerando a heterogeneidade dos MPs e das matrizes do solo.

A interação complexa entre as propriedades das partículas de MP e as múltiplas variáveis ambientais resulta em comportamentos de transporte que não são facilmente previsíveis. Por exemplo, a relação não monotônica observada entre o tamanho de MPs muito pequenos ($<1\mu\text{m}$) e sua mobilidade demonstra que extrapolações lineares baseadas em estudos com MPs maiores podem ser imprecisas. Essa complexidade sublinha a importância de considerar o contexto específico (tipo de solo, hidrologia, tipo de MP) ao analisar dados de transporte e reforça a necessidade de estudos experimentais controlados que isolem os efeitos de fatores individuais (Li *et al.*, 2024).

Embora o transporte vertical de MPs para camadas mais profundas do solo e, potencialmente, para águas subterrâneas, seja um fenômeno confirmado pela literatura, as taxas reais e os fatores dominantes que controlam essa migração em diferentes tipos de solos permanecem largamente incertos (Luo *et al.*, 2024). Esta incerteza é particularmente preocupante dadas as implicações para a contaminação de longo prazo de recursos hídricos essenciais. A compreensão detalhada da dinâmica do transporte subsuperficial é, portanto, uma prioridade de pesquisa urgente.

Um aspecto frequentemente negligenciado na pesquisa de transporte de MPs é a influência explícita de fatores geológicos em escalas maiores. Propriedades do solo como textura, mineralogia (argilas, óxidos) e teor de matéria orgânica, que comprovadamente afetam o transporte em escala de laboratório, são fundamentalmente controladas pelo material parental geológico e pelos processos geomorfológicos (erosão, deposição) que operam na paisagem (Luo *et al.*, 2024). Da mesma forma, a hidrogeologia regional dita os caminhos e taxas de fluxo de água subterrânea. No entanto, a maioria dos estudos de transporte revisados utiliza meios porosos genéricos (areia, colunas de solo) ou foca em condições locais específicas, sem conectar explicitamente os resultados ao contexto do solo mais amplo (Li *et al.*, 2024). Isso indica uma lacuna significativa na transposição do conhecimento de processos de microescala para a previsão do destino de MPs em escala de paisagem ou regional, onde os controles geológicos são dominantes. A integração de dados geológicos, geomorfológicos e hidrogeológicos é essencial para avaliações de risco mais realistas e espacialmente explícitas.

3.3. IMPACTOS DE MICROPLÁSTICOS EM SOLOS

A acumulação de MPs em solos não é apenas uma questão de presença física; essas partículas podem interagir com a matriz do solo e seus componentes bióticos, alterando propriedades e funções ecossistêmicas. Os impactos podem ser categorizados em efeitos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do meio.

A introdução de MPs pode alterar diversas propriedades físicas do solo. Efeitos sobre a densidade aparente são frequentemente relatados, geralmente uma diminuição devido à menor densidade dos plásticos em comparação com os minerais do solo, embora o efeito possa depender do tipo e concentração do MP (Samal *et al.*, 2024). A porosidade total e a distribuição do tamanho dos poros também podem ser afetadas, com MPs menores potencialmente obstruindo microporos e MPs maiores (especialmente filmes ou fibras) criando macroporos ou alterando a conectividade (Hui *et al.*, 2024).

A agregação do solo, um indicador chave da estrutura e saúde do solo, mostra respostas variáveis. Alguns estudos reportam diminuição na estabilidade dos agregados, possivelmente porque os MPs atuam como pontos de fratura ou interferem nos agentes ligantes naturais, enquanto outros sugerem que fibras podem emaranhar partículas e aumentar a formação de agregados. A capacidade de retenção de água e a condutividade hidráulica também podem ser modificadas, com efeitos dependendo da forma, tamanho e concentração do MP, bem como da textura do solo (Hui *et al.*, 2024). Por exemplo, fibras podem aumentar a retenção de água, enquanto outros tipos podem diminuí-la ou afetar a taxa de infiltração.

A molhabilidade do solo também pode ser alterada, geralmente aumentando a repelência à água com a adição de MPs hidrofóbicos. É crucial notar que a magnitude e até a direção desses efeitos físicos frequentemente dependem do tipo de polímero, forma, tamanho e concentração do MP, bem como das propriedades intrínsecas do solo (e.g., textura) (Wang *et al.*, 2022). A complexidade dessas

interações significa que os efeitos observados em um tipo de solo ou com um tipo de MP não podem ser generalizados facilmente. A alteração das propriedades físicas do solo tem implicações diretas na saúde do solo, no movimento da água e do ar, no crescimento das raízes e na atividade biológica.

Os MPs podem influenciar a química do solo de várias maneiras. Alterações no pH e na condutividade elétrica (CE) foram relatadas, embora os resultados variem (Hui *et al.*, 2024). A capacidade de troca catiônica (CTC) também pode ser afetada (Wijesoooriya *et al.*, 2023). Um dos impactos químicos mais discutidos é a influência dos MPs nos ciclos biogeoquímicos, especialmente o do carbono (C) e nutrientes (N, P, K) (Hui *et al.*, 2024). Os MPs, sendo ricos em carbono, podem teoricamente contribuir para o estoque de carbono orgânico do solo (COS), mas também podem afetar a estabilidade do COS existente (Rillig *et al.*, 2023). Alguns estudos sugerem que MPs podem alterar a estrutura dos agregados, expondo a matéria orgânica protegida à decomposição microbiana (Chang *et al.*, 2024). Outros indicam que MPs podem lixivar carbono orgânico dissolvido (COD) ou aditivos, fornecendo substratos para micróbios e potencialmente estimulando a decomposição da MO nativa (efeito priming positivo) ou inibindo-a (priming negativo) (Wijesoooriya *et al.*, 2023).

MPs biodegradáveis, em particular, podem ser utilizados como fonte de C por micróbios (Chang *et al.*, 2024). Consequentemente, as emissões de gases de efeito estufa (GEE), como CO₂ e CH₄, do solo podem ser alteradas, com a maioria dos estudos relatando aumento nas emissões na presença de MPs. Os ciclos de N e P também podem ser afetados por alterações na atividade microbiana, atividade enzimática, disponibilidade de substrato (COD lixiviado) e adsorção/dessorção de nutrientes na superfície dos MPs (Hui *et al.*, 2024). Por exemplo, MPs podem adsorver NH₄⁺ e PO₄³⁻ ou alterar a abundância de genes funcionais envolvidos nos ciclos de N e C (Wijesoooriya *et al.*, 2023). Esses impactos nos ciclos de nutrientes e carbono têm implicações diretas para a fertilidade do solo, a saúde das plantas e as mudanças climáticas.

Os MPs interagem com a biota do solo em múltiplos níveis tróficos. Microrganismos (bactérias, fungos, protistas) colonizam as superfícies dos MPs, formando biofilmes conhecidos como "plastisfera". Essa colonização pode alterar a composição e diversidade da comunidade microbiana do solo circundante (Okujagu, 2025). A atividade microbiana e a atividade de enzimas do solo (e.g., desidrogenase, fosfatase, urease, β-glicosidase) podem ser inibidas ou estimuladas, dependendo do tipo de MP e das condições ambientais (Hui *et al.*, 2024).

A fauna do solo, como minhocas, nematoides, colêmbolos e caracóis, pode ingerir MPs, levando a efeitos adversos como redução do crescimento, aumento da mortalidade, problemas reprodutivos, danos histopatológicos, estresse oxidativo, alterações comportamentais e disruptão da microbiota intestinal (Hui *et al.*, 2024). As plantas também podem ser afetadas, com estudos relatando tanto efeitos negativos (redução da germinação, biomassa, altura, peso da raiz, fotossíntese, absorção de nutrientes) quanto positivos ou neutros, dependendo do tipo de MP, concentração e espécie de planta (Hui *et al.*, 2024). Há evidências de que MPs podem ser absorvidos pelas raízes e translocados para outras partes da planta. Os efeitos biológicos frequentemente mostram uma dependência da

concentração, com limiares de efeito variando entre estudos e organismos (Redondo-Hasselerharm *et al.*, 2017).

Uma área de intensa pesquisa e debate é o papel dos MPs como vetores de outros contaminantes. MPs podem adsorver poluentes hidrofóbicos (POPs, HPA) e metais pesados da matriz do solo (Prajapati *et al.*, 2024). A ingestão desses MPs contaminados poderia, teoricamente, transferir esses poluentes para os organismos, aumentando sua biodisponibilidade e toxicidade. No entanto, a relevância ambiental desse "efeito cavalo de Troia" é controversa. Modelos e algumas evidências sugerem que, em muitos ambientes, a exposição a contaminantes via dieta natural ou água intersticial provavelmente supera a contribuição da ingestão de MPs (Zhang *et al.*, 2020).

A cinética de adsorção e dessorção, influenciada pelas propriedades do MP, do contaminante e do ambiente (incluindo fluidos digestivos), é crucial para determinar se os MPs atuam como fonte ou sumidouro líquido de contaminantes para os organismos (Wirnkor *et al.*, 2019). Além dos contaminantes adsorvidos, os aditivos químicos incorporados aos plásticos durante a fabricação (plastificantes como ftalatos e BPA, retardantes de chama, estabilizadores UV, pigmentos) podem lixiviari para o ambiente à medida que os MPs se degradam (Cai *et al.*, 2023). Muitos desses aditivos são tóxicos ou disruptores endócrinos, e sua liberação representa uma via direta de exposição química associada aos MPs. Estudos confirmaram a lixiviação de aditivos de MPs e seus efeitos tóxicos (Wang *et al.*, 2020), destacando a importância de considerar a composição química total do MP, e não apenas o polímero base, na avaliação de risco.

A degradação de MPs em solos é um processo lento, influenciado por fatores abióticos (luz UV na superfície, temperatura, oxigênio, umidade) e bióticos (atividade microbiana) (Cai *et al.*, 2023). A biodegradação por microrganismos (bactérias, fungos) capazes de utilizar polímeros como fonte de carbono ou energia, ou de secretar enzimas que quebram as cadeias poliméricas (e.g., PET hidrolases, cutinases), é uma área de pesquisa ativa. No entanto, as taxas de degradação em condições ambientais realistas são geralmente consideradas muito baixas para a maioria dos polímeros convencionais, levando à persistência e acumulação de MPs. A degradação pode, contudo, alterar as propriedades superficiais dos MPs (aumentando a área superficial, criando grupos funcionais oxigenados), o que pode afetar sua reatividade, capacidade de adsorção e interações biológicas. A fragmentação contínua em partículas menores (nanoplásticos) é uma consequência chave da degradação (Geyer *et al.*, 2017).

Finalmente, os efeitos observados de MPs em solos são frequentemente dependentes da concentração, com muitos estudos de laboratório utilizando concentrações significativamente mais altas do que as tipicamente encontradas na maioria dos ambientes (Redondo-Hasselerharm *et al.*, 2018). Embora concentrações ambientais em solos altamente contaminados (e.g., áreas industriais, solos com aplicação massiva de lodo ou mulching de longa data) possam atingir níveis percentuais (% p/p), a maioria dos solos agrícolas e naturais apresenta concentrações mais baixas. Determinar limiares de efeito ou "concentrações críticas" abaixo das quais os impactos são negligenciáveis é crucial para a avaliação de risco, mas ainda é um desafio devido à variabilidade dos MPs, das matrizes ambientais e

dos endpoints biológicos avaliados (Redondo-Hasselerharm *et al.*, 2018). Alguns estudos tentaram estimar valores de PNEC (Predicted No-Effect Concentration) (Kim *et al.*, 2021), mas mais dados são necessários para estabelecer limites regulatórios ou de manejo baseados em evidências. A pesquisa sugere que efeitos significativos em propriedades físicas do solo podem ocorrer apenas em concentrações relativamente altas (e.g., 0.5% a 2% p/p), níveis raramente encontrados em solos não intensamente poluídos (Yu *et al.*, 2023). No entanto, efeitos sutis em níveis mais baixos de contaminação, especialmente por macroplásticos que se fragmentarão ao longo do tempo, não podem ser descartados (Tiwari *et al.*, 2024).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho emprega uma metodologia de revisão sistemática para sintetizar de forma abrangente e avaliar criticamente a literatura científica existente sobre a investigação de microplásticos em ambientes geológicos. Esta abordagem é caracterizada pela utilização de métodos explícitos e sistemáticos, documentados antecipadamente em um protocolo, com o objetivo primordial de minimizar vieses e aumentar a confiabilidade dos resultados (Chandler, 2023; Cochrane Training, 2023; Higgins; Thomas; Moher *et al.*, 2009a). A aplicação de um processo metodológico rigoroso e transparente é fundamental para garantir que as conclusões da revisão refletem de maneira acurada o corpo de evidências disponível (Batten, 2022; Nordström *et al.*, 2023; Page *et al.*, 2021).

A escolha da revisão sistemática justifica-se por sua particular adequação às ciências ambientais. Este método permite não apenas agregar evidências que atendem a critérios de elegibilidade pré-especificados para responder a uma questão de pesquisa específica (Cochrane Training, 2023; Moher *et al.*, 2009a), mas também é eficaz para coligir, descrever e mapear os achados em termos de distribuição e abundância de evidências sobre um tópico amplo, como em revisões de mapeamento (Clapton; Foster; Jewell, 2017; Collaboration for Environmental Evidence, 2018; James; Randall; Haddway, 2016). Tal capacidade é essencial para identificar padrões, lacunas de conhecimento (que podem direcionar pesquisas futuras) e tendências nas investigações científicas sobre microplásticos em contextos geológicos (Collaboration for Environmental Evidence, 2018; Page *et al.*, 2021). Além disso, revisões sistemáticas são ferramentas valiosas para a síntese de evidências que podem informar a gestão ambiental e a tomada de decisões (Sargeant; O'Connor, 2014; Whaley *et al.*, 2021).

A condução e o relato desta revisão sistemática seguem as diretrizes do PRISMA 2020 (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) (Page *et al.*, 2021). O PRISMA 2020 representa uma atualização das diretrizes anteriores (QUOROM e PRISMA 2009), incorporando avanços conceituais e metodológicos na ciência das revisões sistemáticas para aprimorar a transparência e a completude do relato (Liberati *et al.*, 2009; Moher *et al.*, 2009a, 2009b; Page *et al.*, 2021). A publicação principal que detalha o PRISMA 2020 (Page *et al.*, 2021) foi consultada e utilizada como referência para a estruturação desta metodologia.

Um protocolo detalhado para esta revisão foi desenvolvido a priori, antes do início da busca formal e da triagem dos estudos. Embora não tenha sido registrado em uma plataforma pública como PROSPERO (mais comum para revisões na área da saúde) ou CEDDER (focado em sínteses ambientais) (Collaboration for Environmental Evidence, 2018; University of York, [2019?]), a existência de um protocolo pré-especificado é um pilar fundamental da metodologia de revisão sistemática (Cochrane Training, 2023; Higgins; Thomas; Chandler, 2023; Moher *et al.*, 2009a). A definição prévia da questão de pesquisa, dos critérios de elegibilidade, da estratégia de busca e dos

métodos de análise minimiza o risco de vieses, como o viés de seleção ou o relato seletivo de resultados baseado no que foi encontrado na literatura (Batten, 2022; Moher *et al.*, 2009b; Nordström *et al.*, 2023). A pré-especificação assegura que a revisão seja guiada pela questão de pesquisa e não influenciada pelos resultados dos estudos potenciais, aumentando a objetividade, a transparência e a reproduzibilidade do processo (Batten, 2022; Horvath, [2022?]; Moher *et al.*, 2009a; Nordström *et al.*, 2023; Page *et al.*, 2021). A ausência de registro público é reconhecida como uma limitação, mas o protocolo foi finalizado internamente antes do início da coleta formal de dados.

4.1. FORMULAÇÃO DA QUESTÃO DE PESQUISA E CRITÉRIOS DE ELEGIBILIDADE

A formulação de uma questão de pesquisa clara, focada e bem definida é o primeiro passo essencial no processo de revisão sistemática (Higgins; Thomas; Chandler, 2023; Schardt *et al.*, 2007). Utilizou-se o framework PICO (População, Intervenção, Comparação, Outcome/Resultados) como ferramenta estruturante (Horvath, [2022?]; Moher *et al.*, 2009a; Murdoch University Library, 2024; Schardt *et al.*, 2007; University of Sydney Library, 2024). Contudo, dada a natureza desta revisão, que visa descrever e sintetizar como os microplásticos são investigados em solos, em vez de comparar a eficácia de intervenções específicas, fez com que o framework fosse adaptado. A estrutura se aproxima mais de modelos como PICo (População, Fenômeno de Interesse, Contexto) ou PIO (População, Intervenção/Fenômeno, Outcome), frequentemente empregados em revisões qualitativas ou descritivas onde um comparador direto não é aplicável ou o foco está na exploração de um fenômeno (Cooke; Smith; Booth, 2012¹ *apud* Deakin University Library, 2024; O'Connor; Green; Higgins², 2008 *apud* University of Sydney Library, 2024; University of Sydney Library, 2024). Esta adaptação é justificada pela natureza exploratória e descritiva da questão de pesquisa, focada em mapear o estado da arte da investigação de microplásticos em contextos geológicos.

O quadro 1 detalha a estrutura PICO adaptada que norteou esta revisão. A definição clara de cada componente é crucial, pois não apenas delimita o escopo da revisão a priori, mas também informa diretamente o desenvolvimento da estratégia de busca e dos critérios de elegibilidade (Higgins; Thomas; Chandler, 2023; Schardt *et al.*, 2007). Além disso, fornece ao leitor uma compreensão imediata e estruturada do foco do estudo (Moher *et al.*, 2009a). Explicitar que o componente 'Comparação' não se aplica gerencia as expectativas sobre o tipo de síntese realizada.

¹ COOKE; SMITH; BOOTH (2012) – **Beyond PICO:** The SPIDER Tool for qualitative evidence synthesis. Qualitative Health Research, 22(10), 1435–1443.

² O'CONNOR; GREEN; HIGGINS (2008) - **Defining the review question and developing criteria for including studies.** In: HIGGINS, Julian P. T.; GREEN, Sally (Ed.). Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions. Chichester (UK): Wiley-Blackwell, 2008. cap. 5.

Quadro 1 – Estrutura PICO (adaptada) da Pergunta de Pesquisa

| Elemento | Definição |
|---|--|
| P (População/Population) | Solos (agrícolas, florestais, urbanos) |
| I (Intervenção/Fenômeno de Interesse) | Estudos científicos (primários) que investigam a presença, abundância, caracterização (tipo, tamanho, morfologia), fontes, processos de transporte, processos de deposição ou impactos ambientais de microplásticos dentro dos solos definidos |
| C (Comparação/Comparison) | Não aplicável. Esta revisão não visa comparar intervenções distintas, mas sim descrever e sintetizar o estado atual do conhecimento e das abordagens metodológicas na área. |
| O (Resultados/Contexto/Outcomes/Context) | Informações sobre: processos de transporte e deposição de microplásticos; impactos ambientais documentados associados à presença de microplásticos; contexto do solo específico de cada estudo. |

Fonte: O Autor

Com base nesta estrutura, a seguinte pergunta de pesquisa foi definida para guiar a revisão: “*Como os microplásticos têm sido investigados em solos, no que se refere aos seus processos de transporte, deposição, impactos ambientais associados nos estudos científicos publicados entre 2016 e 2025?*”

Seguindo a definição da pergunta, foram estabelecidos critérios de elegibilidade a priori, de forma clara e inequívoca, conforme recomendado pelas diretrizes de boas práticas em revisões sistemáticas (Higgins; Thomas; Chandler, 2023; Moher *et al.*, 2009a; University of Toronto Libraries, 2024). Estes critérios, detalhados na Quadro 2, baseiam-se diretamente nos elementos PICO adaptados e em características específicas dos estudos, determinando quais publicações identificadas na busca seriam incluídas na síntese final (Deakin University Library, 2024; Higgins; Thomas; Chandler, 2023). A definição explícita tanto dos critérios de inclusão quanto dos de exclusão é fundamental para

garantir a consistência e a transparência do processo de seleção, especialmente quando realizado por múltiplos revisores, e para delimitar claramente o escopo da revisão (Higgins; Thomas; Chandler, 2023; Moher *et al.*, 2009a; Bate, 2004; University of Toronto Libraries, 2024).

A definição destes critérios envolve um equilíbrio cuidadoso. Critérios excessivamente restritivos poderiam levar à exclusão de estudos relevantes, limitando a abrangência e aplicabilidade dos resultados da revisão. Por outro lado, critérios muito amplos poderiam resultar em um volume de estudos ingovernável ou em uma heterogeneidade tão grande que dificultaria uma síntese significativa (Higgins; Thomas; Chandler, 2023). A decisão de incluir apenas artigos revisados por pares visa assegurar um padrão mínimo de qualidade metodológica, mas reconhece-se que isso pode introduzir um viés de publicação, omitindo potenciais achados de literatura cinzenta ou estudos com resultados negativos (Batten, 2022; Moher *et al.*, 2009b). Similarmente, a restrição por idioma, embora pragmaticamente necessária, pode levar à exclusão de estudos relevantes publicados em outras línguas (Centers for Disease Control and Prevention, 2023; Moher *et al.*, 2009a). As escolhas feitas buscaram um balanço entre rigor metodológico, viabilidade e a abrangência necessária para responder à pergunta de pesquisa, e as limitações

Quadro 2 – Critérios de Inclusão e Exclusão dos Estudos

| Critérios de Inclusão | Critérios de Exclusão |
|---|--|
| População: Estudos focados em microplásticos em solos (agrícolas, florestais, urbanos). | População: Estudos focados em microplásticos em ambientes que não sejam solos, como sedimentos marinhos, fluviais, lacustres, estratos subsuperficiais, aquíferos e águas subterrâneas; estudos focados exclusivamente em deposição atmosférica sem contexto de solo, ou exclusivamente na coluna d'água. |
| Intervenção/Fenômeno: estudos reportando dados primários ou análises novas sobre presença, concentração, tipos, fontes, transporte, deposição ou impactos ambientais de microplásticos em solos. | Intervenção/Fenômeno: Estudos focados apenas em captação biológica/ecotoxicologia sem relação com processos/presença em solo; estudos de cinética de degradação de plásticos sem contexto de campo; estudos de modelagem sem validação empírica em solos. |
| Continua | |

Conclusão

| Critérios de Inclusão | Critérios de Exclusão |
|--|---|
| Intervenção/Fenômeno: estudos detalhando metodologias de amostragem, extração ou análise de microplásticos a partir de matrizes de solos. | Resultados/Contexto: Estudos que não reportaram nenhum dos resultados de interesse definidos (transporte, deposição, impactos, métodos, fontes, tipos) - e.g., artigos de opinião, políticas públicas puras. |
| Resultados/Contexto: Estudos reportando desfechos relevantes (transporte, deposição, impactos, métodos, etc., conforme PICO). | Tipo de Estudo: Revisões (sistêmáticas ou narrativas), meta-análises, teses, dissertações, resumos/anais de conferências, capítulos de livros, editoriais, artigos de opinião, relatórios não revisados por pares. |
| Tipo de Estudo: Tipo de Estudo: Artigos de pesquisa originais revisados por pares com metodologia experimental (e.g., experimentos em campo, experimentos de laboratório, artigos de desenvolvimento metodológico). | Data de Publicação: Estudos publicados antes de 1 de Janeiro de 2015 ou após 30 de junho de 2025 (data final da busca). |
| Data de Publicação: Estudos publicados entre 1 de Janeiro de 2016 e 30 de Junho de 2025 (data final da busca). | Idioma: Estudos publicados em idiomas diferentes de inglês, português ou espanhol. |
| Idioma: Estudos publicados em inglês, português ou espanhol. | Disponibilidade: Estudos para os quais o texto completo não pôde ser acessado. |
| Disponibilidade: Estudos para os quais o texto completo pôde ser acessado (acesso aberto). | |

Fonte: O Autor

4.2. ESTRATÉGIA DE BUSCA E FONTES DE INFORMAÇÃO

Para identificar os estudos relevantes, foi realizada uma busca sistemática e abrangente em duas bases de dados: Scopus e ScienceDirect. A utilização de múltiplas fontes de informação é essencial, pois nenhuma base isolada é capaz de cobrir toda a literatura relevante, e a combinação de bases aumenta a probabilidade de capturar um conjunto mais completo de evidências (Moher *et al.*,

2009a; Page *et al.*, 2021). As bases de dados bibliográficas eletrônicas selecionadas, Scopus e ScienceDirect, são reconhecidas pela sua ampla cobertura de periódicos internacionais revisados por pares nas ciências ambientais e áreas correlatas (Moher *et al.*, 2009a).

A estratégia de busca foi desenvolvida de forma iterativa, refinando os termos e a lógica de combinação para otimizar a recuperação de estudos relevantes (Moher *et al.*, 2009a). A estratégia combinou termos de busca (palavras-chave ou descritores livres) relacionados aos principais conceitos do framework PICO adaptado: (1) microplásticos, (2) solos (3) processos/impactos (Higgins; Thomas; Chandler, 2023; Moher *et al.*, 2009a; Schardt *et al.*, 2007). Foram utilizados operadores booleanos (AND para combinar conceitos diferentes; OR para combinar sinônimos ou termos relacionados dentro do mesmo conceito) (Higgins; Thomas; Chandler, 2023; Page *et al.*, 2021; Schardt *et al.*, 2007). A busca foi realizada utilizando termos em inglês para ampliar a cobertura.

Para garantir a transparência e permitir a reproduzibilidade da busca, um componente essencial das revisões sistemáticas (Cochrane Training, 2023; Moher *et al.*, 2009a; Page *et al.*, 2021), a estratégia de busca completa utilizada é apresentada abaixo.

Quadro 3 – String de busca por base de dados

| Base de dados | Formato de busca | String de busca |
|---------------|------------------|--|
| Scopus | TITLE-ABS-KEY | (microplastic) AND (soil) AND (transport OR deposition OR "environmental impact") |
| ScienceDirect | TITLE-ABS-KEY | (microplastic) AND (soil) AND (transport OR deposition OR "environmental impact") |

Fonte: O Autor

4.3. SELEÇÃO DOS ESTUDOS E EXTRAÇÃO DE DADOS

O processo de seleção dos estudos para esta revisão foi conduzido em três etapas sequenciais, com o objetivo de identificar os trabalhos mais relevantes e assegurar a aplicação consistente dos critérios de elegibilidade definidos a priori.

A primeira etapa consistiu na leitura do título e abstract de todos os artigos identificados na busca inicial. Nesta triagem preliminar, os critérios de inclusão e exclusão foram aplicados para remover rapidamente os estudos claramente irrelevantes para o escopo da revisão. Artigos que não

se encaixavam na população, no fenômeno de interesse ou no tipo de estudo especificados no quadro 2 foram descartados.

Os artigos que passaram pela primeira etapa foram submetidos a uma análise mais aprofundada. Na segunda etapa, foi realizada a leitura da metodologia e dos resultados de cada texto completo, com a finalidade de aplicar, de forma rigorosa, os critérios de inclusão e exclusão já mencionados. Esta fase foi crucial para confirmar se o estudo realmente atendia a todos os critérios definidos, verificando detalhes que não estavam claros apenas no resumo. Trabalhos que não reportavam dados primários ou que focavam em aspectos que fugiam do escopo, como modelagem sem validação empírica ou estudos de ecotoxicologia sem contexto de solo, foram excluídos neste momento.

Por fim, os estudos que foram aprovados nas etapas anteriores foram considerados os artigos selecionados para a síntese final. A terceira e última etapa consistiu na leitura completa de cada trabalho, seguida pela sua codificação e agrupamento. A codificação envolveu a extração detalhada de informações-chave em uma tabela, como local do estudo, tipo de solo, e principais resultados. Posteriormente, os trabalhos foram agrupados com base em temas comuns, para facilitar a análise e a síntese narrativa dos achados.

Os dados encontrados foram salvos no formato RIS e importados para o Rayyan, plataforma utilizada para facilitar a seleção de artigos em revisões sistemáticas da literatura. Nessa ferramenta, realizou-se a etapa 1, Identificação, que consistiu na triagem inicial por título e resumo.

Em seguida, os dados foram exportados para o Microsoft Excel, onde se procederam as etapas 2 e 3 descritas anteriormente: (i) análise detalhada da metodologia e dos resultados, com a aplicação rigorosa dos critérios de inclusão e exclusão; e (ii) leitura completa, codificação e agrupamento dos estudos aprovados, de acordo com os temas identificados para a síntese narrativa.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

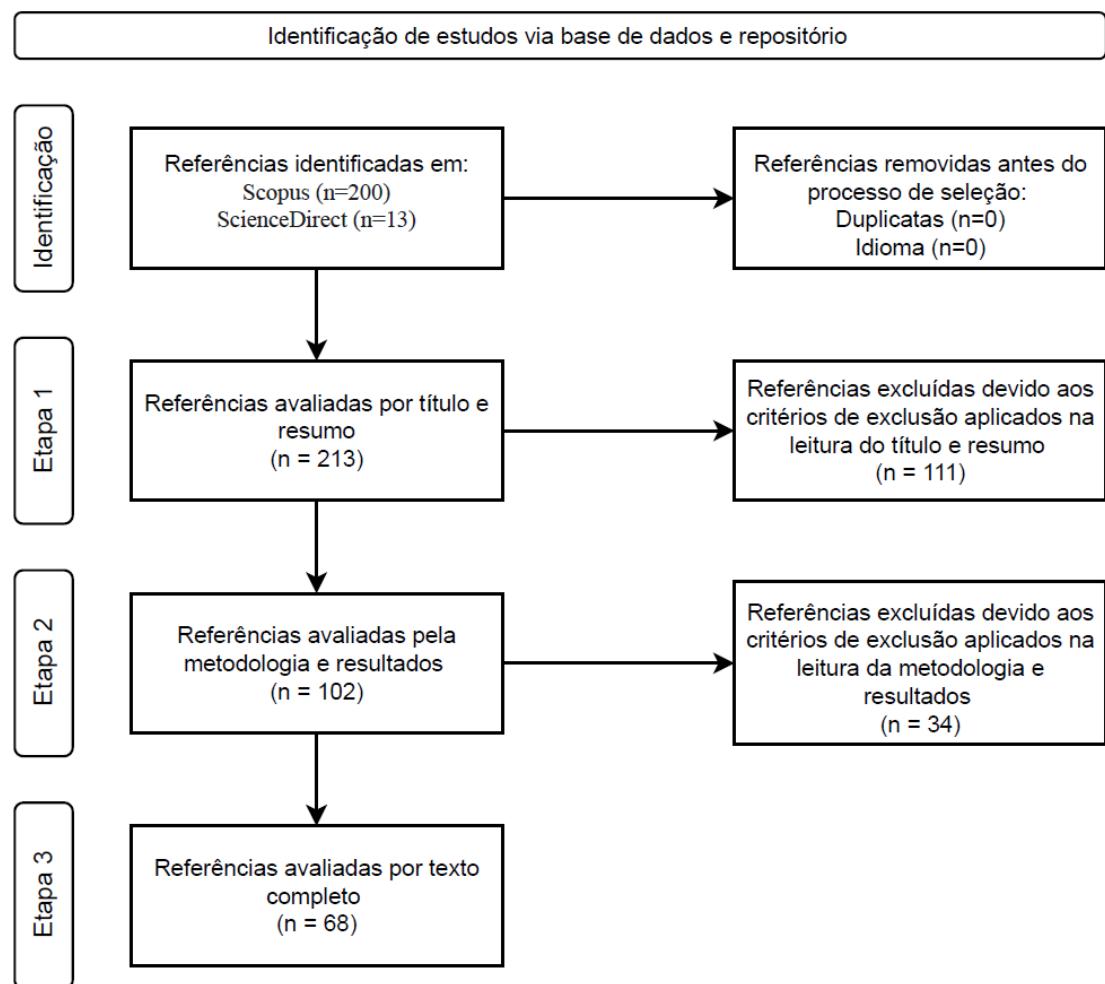
O processo de identificação e seleção dos estudos seguiu rigorosamente as etapas do protocolo PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) e é sumarizado na figura 1. A busca inicial em bases de dados bibliográficas eletrônicas resultou na identificação de um total de 213 referências. Especificamente, a base de dados Scopus retornou 200 referências, enquanto a ScienceDirect contribuiu com 13 referências.

Após a identificação, o processo de triagem foi iniciado. Não foram encontradas referências duplicadas entre as bases de dados ou artigos em idiomas que não estivessem de acordo com os critérios de inclusão (inglês, português ou espanhol), o que indica que as bases de dados escolhidas, Scopus e ScienceDirect, não possuíam uma sobreposição significativa de artigos com relação aos termos de busca utilizados, sendo as referências exclusivas.

Na primeira etapa de triagem (Etapa 1), as 213 referências foram avaliadas pelo título e resumo. Esta análise minuciosa visou aplicar os critérios de exclusão estabelecidos no protocolo, descartando estudos que claramente não atendiam ao escopo da pesquisa. Como resultado, 111 referências foram excluídas nesta fase, principalmente por abordarem temas fora do escopo (ex: sedimentos marinhos, ecotoxicologia sem contexto de solo) ou por serem revisões, meta-análises e outros tipos de documentos não primários.

As 102 referências que permaneceram foram submetidas à segunda etapa de triagem (Etapa 2), que consistiu na avaliação da metodologia e dos resultados. Esta fase foi crucial para identificar se os estudos incluíam dados primários relevantes sobre os processos de transporte, deposição ou impactos ambientais de microplásticos em solos. Nesta fase, 34 referências foram excluídas por não apresentarem dados relevantes ou por possuírem metodologias inadequadas ou insuficientemente detalhadas para a síntese.

Finalmente, as 68 referências que superaram as etapas de triagem foram avaliadas pelo texto completo na terceira etapa (Etapa 3). Esta leitura aprofundada permitiu uma avaliação final e definitiva da elegibilidade de cada estudo.

Figura 1: processo de identificação e seleção dos estudos

Fonte: O Autor

O quadro 4 apresenta a lista completa de todos os artigos que foram selecionados para inclusão nesta revisão sistemática, organizados por ano de publicação, em ordem cronológica.

Quadro 4 – Artigos analisados por texto completo

| Nº do artigo | Ano de Publicação | Autor(es) | Título do Artigo |
|--------------|-------------------|----------------------------|--|
| 1 | 2017 | Rillig, M. C. et al. | Microplastic transport in soil by earthworms |
| 2 | 2017 | Rodriguez-Seijo, A. et al. | Histopathological and molecular effects of microplastics in Eisenia andrei Bouché |
| 3 | 2018 | Qi, Y. et al. | Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (<i>Triticum aestivum</i>) growth |

Continua

Continuação

| Nº do artigo | Ano de Publicação | Autor(es) | Título do Artigo |
|--------------|-------------------|----------------------------------|---|
| 4 | 2019 | Prendergast-Miller, M. T. et al. | Polyester-derived microfibre impacts on the soil-dwelling earthworm <i>Lumbricus terrestris</i> |
| 5 | 2019 | Qi, Y. et al. | Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties |
| 6 | 2019 | Rezaei, M. et al. | Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics |
| 7 | 2020 | Astner, A. F. et al. | Effects of soil particles and convective transport on dispersion and aggregation of nanoplastics via small-angle neutron scattering (SANS) and ultra SANS (USANS) |
| 8 | 2020 | Du, C. et al. | Pollution Characteristics of Microplastics in Soils in Southeastern Suburbs of Baoding City, China |
| 9 | 2020 | Ghimire, S. et al. | Sampling and degradation of biodegradable plastic and paper mulches in field after tillage incorporation |
| 10 | 2020 | Keller, A. S. et al. | Transport of Nano- and Microplastic through Unsaturated Porous Media from Sewage Sludge Application |
| 11 | 2020 | Selonena, S. et al. | Exploring the impacts of plastics in soil - The effects of polyester textile fibers on soil invertebrates |
| 12 | 2020 | Wiedner, K. e Polifka, S. | Effects of microplastic and microglass particles on soil microbial community structure in an arable soil (Chernozem) |
| 13 | 2021 | Bullard, J. E. et al. | Preferential transport of microplastics by wind |
| 14 | 2021 | Heinze, W. M. et al. | Nanoplastic Transport in Soil via Bioturbation by <i>Lumbricus terrestris</i> |
| 15 | 2021 | Hu, E. et al. | LDPE and HDPE Microplastics Differently Affect the Transport of Tetracycline in Saturated Porous Media |
| 16 | 2021 | Liao, J. et al. | Biodegradable plastics in the air and soil environment: Low degradation rate and high microplastics formation |
| 17 | 2021 | Meng, F. et al. | Response of common bean (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) growth to soil contaminated with microplastics |
| 18 | 2021 | Rehm, R. et al. | Soil erosion as transport pathway of microplastic from agriculture soils to aquatic ecosystems |
| 19 | 2021 | Selonen, S. et al. | Exploring the impacts of microplastics and associated chemicals in the terrestrial environment - Exposure of soil invertebrates to tire particles |
| 20 | 2021 | Tötzke, C. et al. | Non-invasive detection and localization of microplastic particles in a sandy sediment by complementary neutron and X-ray tomography |

Continua

Continuação

| Nº do artigo | Ano de Publicação | Autor(es) | Título do Artigo |
|--------------|-------------------|-------------------------|---|
| 21 | 2022 | Bonyadinejad, G. et al. | Investigating the sustainability of agricultural plastic products, combined influence of polymer characteristics and environmental conditions on microplastics aging |
| 22 | 2022 | Brown, R. W. et al. | Field application of pure polyethylene microplastic has no significant short-term effect on soil biological quality and function |
| 23 | 2022 | Colombini, G. et al. | A long-term field experiment confirms the necessity of improving biowaste sorting to decrease coarse microplastic inputs in compost amended soils |
| 24 | 2022 | Guo, Z. et al. | Soil texture is an important factor determining how microplastics affect soil hydraulic characteristics |
| 25 | 2022 | Habib, R. Z. et al. | Tire and rubber particles in the environment-A case study from a hot arid region |
| 26 | 2022 | Jemec Kokalj, A. et al. | Effects of microplastics from disposable medical masks on terrestrial invertebrates |
| 27 | 2022 | Koutnik, V. S. et al. | Mobility of polypropylene microplastics in stormwater biofilters under freeze-thaw cycles |
| 28 | 2022 | Lackmann, C. et al. | Two types of microplastics (polystyrene-HBCD and car tire abrasion) affect oxidative stress-related biomarkers in earthworm Eisenia andrei in a time-dependent manner |
| 29 | 2022 | Lahive, E. et al. | Earthworms ingest microplastic fibres and nanoplastics with effects on egestion rate and long-term retention |
| 30 | 2022 | Rezaei, M. et al. | Microplastics in agricultural soils from a semi-arid region and their transport by wind erosion |
| 31 | 2022 | Xu, L. et al. | Facilitated transport of microplastics and nonylphenol in porous media with variations in physicochemical heterogeneity |
| 32 | 2023 | Astner, A.F. et al. | Assessment of cryogenic pretreatment for simulating environmental weathering in the formation of surrogate micro- and nanoplastics from agricultural mulch film |
| 33 | 2023 | Cramer, A. et al. | Microplastic induces soil water repellency and limits capillary flow |
| 34 | 2023 | Foetisch, A. et al. | After the sun: a nanoscale comparison of the surface chemical composition of UV and soil weathered plastics |
| 35 | 2023 | Graf, M. et al. | Increasing concentration of pure micro- and macro-LDPE and PP plastic negatively affect crop biomass, nutrient cycling, and microbial biomass |

Continua

Continuação

| Nº do artigo | Ano de Publicação | Autor(es) | Título do Artigo |
|--------------|-------------------|----------------------------|---|
| 36 | 2023 | Grifoni, M. et al. | Interactive impacts of microplastics and arsenic on agricultural soil and plant traits |
| 37 | 2023 | Gunther, H. J. et al. | UV exposure to PET microplastics increases their downward mobility in stormwater biofilters undergoing freeze-thaw cycles |
| 38 | 2023 | Heerey, L. et al. | Export pathways of biosolid derived microplastics in soil systems - Findings from a temperate maritime climate |
| 39 | 2023 | Heerey, Linda et al | Export pathways of biosolid derived microplastics in soil systems - Findings from a temperate maritime climate. |
| 40 | 2023 | Idowu, G. A. et al. | Environmental impacts of covid-19 pandemic: Release of microplastics, organic contaminants and trace metals from face masks under ambient environmental conditions |
| 41 | 2023 | Ju, H. et al. | Effects of microplastics and chlorpyrifos on earthworms (<i>Lumbricus terrestris</i>) and their biogenic transport in sandy soil |
| 42 | 2023 | Li, Guanlin et al. | The toxicological effect on pak choi of co-exposure to degradable and non-degradable microplastics with oxytetracycline in the soil |
| 43 | 2023 | Li, H. et al. | Single and composite damage mechanisms of soil polyethylene/polyvinyl chloride microplastics to the photosynthetic performance of soybean (<i>Glycine max</i> L. merr.) |
| 44 | 2023 | Lv, Z. et al. | Effect of microplastic coexistence conditions on the environmental behavior of atrazine on soil |
| 45 | 2023 | Zhang, Q. et al. | Influences of microplastics types and size on soil properties and cadmium adsorption in paddy soil after one rice season |
| 46 | 2024 | Alonso-Crespo, I.M. et al. | Exposure of <i>Bromus hordeaceus</i> to fossil- and plant-based micro- and nanoplastics: Impacts and plant-plastic interactions vary depending on polymer type and growth phase |
| 47 | 2024 | CHEN, Maozui et al. | Identification of microplastics extracted from field soils amended with municipal biosolids |
| 48 | 2024 | CHEN, Zhangling et al. | Multifaceted effects of microplastics on soil-plant systems: Exploring the role of particle type and plant species. |
| 49 | 2024 | CONVERTINO, Fabiana et al. | The fate of post-use biodegradable PBAT-based mulch films buried in agricultural soil |
| 50 | 2024 | Harrison, E.G. et al. | The effects of polyester microfibres on the development and seed yield of white mustard (<i>Sinapis alba</i> L.) |
| 51 | 2024 | Heinze, W.M. et al. | Vertical distribution of microplastics in an agricultural soil after long-term treatment with sewage sludge and mineral fertiliser |

Continua

Continuação

| Nº do artigo | Ano de Publicação | Autor(es) | Título do Artigo |
|--------------|-------------------|--|---|
| 52 | 2024 | JEMEC KOKALJA, Anita et al. | Response of terrestrial crustacean <i>Porcellio scaber</i> and mealworm <i>Tenebrio molitor</i> to non-degradable and biodegradable fossil-based mulching film microplastics |
| 53 | 2024 | Kanchana Chandrakanthan, Matthew P. Fraser, Pierre Herckes | Microplastics are ubiquitous and increasing in soil of a sprawling urban area, Phoenix (Arizona) |
| 54 | 2024 | Li, X. et al. | Migration and accumulation of microplastics in soil-plant systems mediated by symbiotic microorganisms and their ecological effects |
| 55 | 2024 | LIESE, Bastian et al. | Uptake of microplastics and impacts on plant traits of savoy cabbage |
| 56 | 2024 | Liu, X. et al. | Effects of Conventional Non-Biodegradable Film-Derived Microplastics and New Biodegradable Film-Derived Microplastics on Soil Properties and Microorganisms after Entering Sub-Surface Soil |
| 57 | 2024 | MAO, Shaohua et al. | Effect of aging on the release of di-(2-ethylhexyl) phthalate from biodegradable and petroleum-based microplastics into soil. |
| 58 | 2024 | Sayali Apte, Sangita Dike, Vaishnavi Dabir | Vertical transport of HDPE microplastics through sandy and silty soil |
| 59 | 2024 | Tumwet, F.C. et al. | Vertical movement of microplastics by roots of wheat plant (<i>Triticum aestivum</i>) and the plant response in sandy soil |
| 60 | 2024 | Wang, X. et al. | Emerging Microplastics Alter the Influences of Soil Animals on the Fungal Community Structure in Determining the Litter Decomposition of a Deciduous Tree |
| 61 | 2024 | Wang, Z. et al. | Effects of microplastics on the pore structure and connectivity with different soil textures: Based on CT scanning |
| 62 | 2024 | Wróbel, M. et al. | Microbial Allies in Plastic Degradation: Specific bacterial genera as universal plastic-degraders in various environments |
| 63 | 2024 | Yang, L. et al. | Biochar relieves the toxic effects of microplastics on the root-rhizosphere soil system by altering root expression profiles and microbial diversity and functions |
| 64 | 2024 | Zhang, X. et al. | Deciphering the role of nonylphenol adsorption in soil by microplastics with different polarities and ageing processes |
| 65 | 2025 | Fu, X. et al. | Characterization of the Differences in Dissolved Organic Matter (DOM) Adsorbed on Five Kinds of Microplastics Using Multiple Methods |

Continua

Conclusão

| Nº do artigo | Ano de Publicação | Autor(es) | Título do Artigo |
|--------------|-------------------|----------------------------|--|
| 66 | 2025 | Soltani Tehrani, R. et al. | Rainfall-induced microplastic fate and transport in unsaturated Dutch soils |
| 67 | 2025 | Xing, X. et al. | Soil water, salt, and microplastics interact during migration: Performance and mechanism |
| 68 | 2025 | Yang, R. et al. | Mechanism of microplastics in the reduction of cadmium toxicity in tomato |

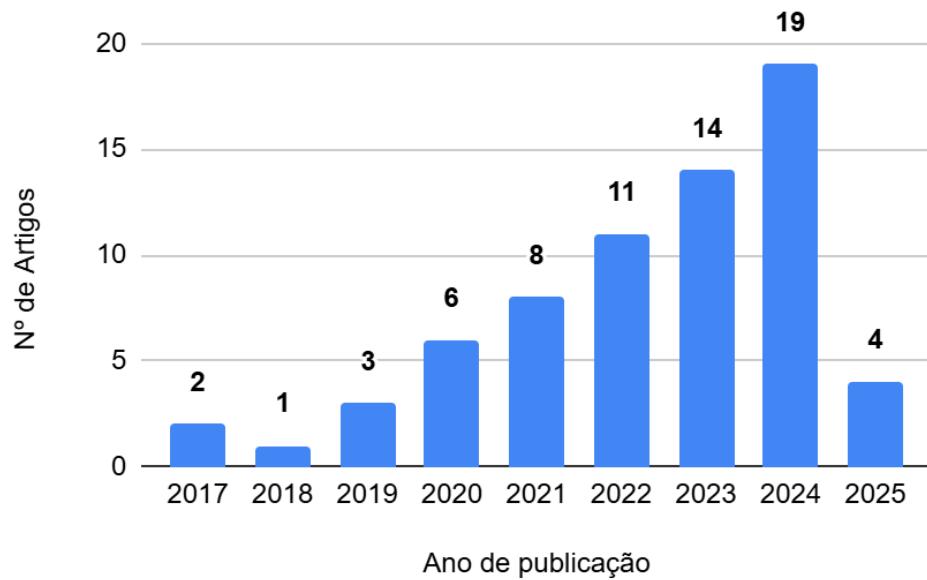
Fonte: O Autor

A análise temporal da literatura incluída na revisão sistemática, exposta no gráfico 1, revela uma tendência de crescimento linear no interesse científico pela investigação de microplásticos em solos. Embora a busca tenha sido planejada para abranger artigos publicados a partir de 2016, não foi identificado nenhum estudo elegível neste ano. O primeiro artigo relevante foi encontrado em 2017, com duas publicações. Nos anos subsequentes, observa-se um aumento gradual e consistente no número de publicações, com 1 artigo em 2018, 3 em 2019 e 6 em 2020, evidenciando uma emergência do tema na comunidade científica.

A partir de 2021, a produção científica sobre microplásticos em solos se intensificou, passando de 8 artigos nesse ano para 11 em 2022. O pico de publicações ocorreu em 2024, com 19 artigos, refletindo a consolidação do tema como uma área de pesquisa consolidada e de grande relevância ambiental. O ano de 2025, embora ainda em andamento no momento da busca, já contava com 4 artigos identificados, o que sugere que a tendência de alta na produção de conhecimento provavelmente continuará.

Esse padrão de crescimento demonstra que a investigação de microplásticos em ambientes geológicos, especialmente em solos, é um campo de pesquisa relativamente recente, mas que ganhou rapidamente tração e importância.

Gráfico 1: Número de artigos publicados por ano



Fonte: O Autor

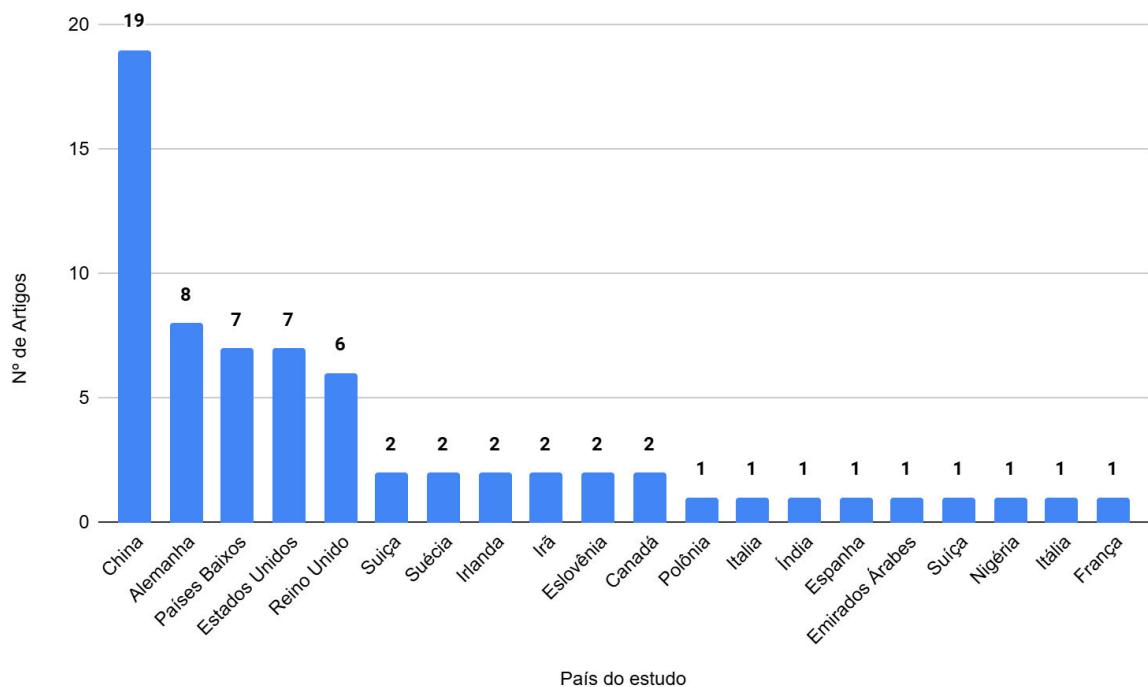
A análise da distribuição geográfica dos estudos incluídos nesta revisão sistemática (gráfico 2) ilustrado na figura 2, revela uma concentração marcante da pesquisa sobre microplásticos em solos em países de alta renda ou em nações com economias emergentes de grande porte, particularmente na Ásia e na Europa. A China lidera o ranking de produção científica com 19 artigos, destacando-se como o país com o maior volume de investigações nesta área. A Alemanha (8 artigos), Países Baixos (7 artigos), Estados Unidos (7 artigos) e Reino Unido (6 artigos) também se destacam, confirmando uma forte presença da pesquisa europeia e norte-americana no tema.

Chama a atenção a quase total ausência de estudos provenientes da América Latina, o que representa uma lacuna significativa no conhecimento científico sobre a contaminação por microplásticos em solos nessa região. Especificamente, o Brasil, apesar de ser um dos maiores produtores agrícolas e possuir uma vasta extensão territorial com diversos ecossistemas de solo, não teve nenhum artigo identificado nesta revisão sistemática. A ausência de estudos brasileiros e de outros países da América Latina ressalta a necessidade urgente de fomento à pesquisa local para entender a extensão e as características da poluição por microplásticos em seus próprios contextos geológicos e ambientais, que podem apresentar particularidades distintas das regiões onde a maioria dos estudos foi realizada.

A predominância de estudos em países como China e nações europeias e norte-americanas pode ser atribuída a fatores como maior financiamento para pesquisa, infraestrutura laboratorial mais robusta e uma maior conscientização sobre a problemática da poluição por plásticos. A carência de dados da América Latina e de outras regiões em desenvolvimento limita a compreensão global do

problema, impedindo a formulação de políticas públicas e estratégias de manejo de resíduos plásticos mais eficazes e regionalmente adaptadas.

Gráfico 2: Países dos artigos publicados



Fonte: O Autor

Figura 2: Mapa da distribuição dos artigos publicados



Fonte: O Autor

5.1. TIPO DE SOLO

A análise sistemática da literatura sobre a presença de microplásticos em solos revelou uma diversidade considerável nos tipos de solo investigados, com uma clara predominância em ambientes específicos que refletem as prováveis fontes e vias de transporte de microplásticos.

Uma parcela substancial dos estudos concentrou-se nos solos agrícolas. Dentro desta categoria, diversos subtipos foram investigados, como o "solo de cultivo", conforme evidenciado nos trabalhos de M. e Li *et al.* (2023) e Shaohua *et al.* (2024). O "solo de arrozal agrícola" também foi um foco importante, com pesquisas realizadas por Liao *et al.* (2021) e Zhang *et al.* (2023). Além disso, o "solo de jardim experimental" foi abordado por Idowu *et al.* (2023). Notavelmente, a utilização do "solo agrícola padrão Lufa 2.2" por Jemec Kokalj *et al.* (2022) e Selonena *et al.* (2020, 2021) indica um esforço para padronizar as metodologias de pesquisa, permitindo maior comparabilidade entre os resultados obtidos em diferentes estudos. Variações texturais dentro dos solos agrícolas também foram examinadas, incluindo o "solo franco-arenoso" por Heinze *et al.* (2021) e Li *et al.* (2023), o "franco-argiloso" por Graf *et al.* (2023), e o "solo de canela amarela (yellow cinnamon soil)" por Wang *et al.* (2024). Outros estudos que se enquadram na categoria de "solo agrícola" de forma mais geral incluem os de Foetisch *et al.* (2023), Harrison *et al.* (2024), Heerey *et al.* (2023), Heinze *et al.* (2024), Li *et al.* (2024) e Zhang *et al.* (2024).

Os solos arenosos constituem outra categoria amplamente estudada. Diversos tipos de areia foram investigados, como a "areia" simples, conforme demonstrado por Cramer *et al.* (2023) e Gunther *et al.* (2023). A "areia de quartzo" foi utilizada em pesquisas por Hu *et al.* (2021), Sayali Apte, Sangita Dike, Vaishnavi Dabir (2024) e Tötzke *et al.* (2021). A "areia de rio" também foi um componente de misturas estudadas, como no trabalho de LIESE, Bastian *et al.* (2024). O termo genérico "solo arenoso" foi abordado por Bonyadinejad *et al.* (2022), Chen *et al.* (2024), Qi *et al.* (2018) e Tumwet *et al.* (2024). Além disso, variações texturais como os "solos franco-arenosos (sandy loam)" foram investigadas por Soltani Tehrani *et al.* (2025) e Wang *et al.* (2024), e os "argilosiltos arenosos (silty clay loam)" por Rezaei *et al.* (2021).

Solos com maior proporção de argila, como os solos argilosos e franco-argilosos, também foram objeto de investigação frequente. Exemplos específicos incluem o "solo argiloso", estudado por Chen *et al.* (2024) e Guo *et al.* (2022). A "argila siltosa" foi examinada por Rezaei *et al.* (2021) e Wiedner e Polifka (2020). O "luvisol hortic glosso (textura de limo argiloso silty loam)" foi o foco de Colombini *et al.* (2022), indicando a relevância da textura fina na dinâmica dos microplásticos.

A revisão também identificou uma gama de outros solos e meios específicos, o que demonstra a amplitude da contaminação por microplásticos em diversos ambientes. Dentre eles, destacam-se o "solo de pastagem seca e ácida" (Alonso-Crespo *et al.*, 2024) e a "pastagem dominada por Lolium perenne L." (Graf *et al.*, 2023). Solos de ambientes urbanos e de descarte de resíduos também foram abordados, como o "solo de beira de estrada (roadside soil)", investigado por Foetisch (2023) e Habib *et al.* (2022), e o "solo de aterro sanitário" por Wróbel *et al.* (2024). O "substrato de turfa (Bolian Peat

Substrate)" foi utilizado por Yang *et al.* (2025). Materiais artificiais também foram empregados para simulações controladas, como a "vermiculita (solo artificial com tamanho de partícula similar a silte)" por Astner *et al.* (2020) e "colunas de contas de vidro (analogia a solo arenoso)" por Keller *et al.* (2020). Outros tipos de solo incluem "solo negro e solo negro calcário" (Lv *et al.*, 2023) e "solos de terras agrícolas sazonais, pastagens e leitos de rios secos" (Rezaei *et al.*, 2019).

A predominância de estudos em solos agrícolas e arenosos na literatura reflete as principais preocupações e focos de pesquisa sobre a contaminação por microplásticos, bem como as características intrínsecas desses ambientes que influenciam a dinâmica das partículas.

O intenso foco nos solos agrícolas é plenamente justificado pela utilização generalizada de produtos derivados de plásticos, tais como filmes plásticos para cobertura de solo, tubulações de irrigação, e, de forma notável, a aplicação de biossólidos e fertilizantes orgânicos que comprovadamente contêm microplásticos. A presença dessas partículas em solos agrícolas pode acarretar implicações significativas para a segurança alimentar e a saúde do ecossistema, uma vez que podem alterar a estrutura do solo, impactar a atividade microbiana e influenciar a absorção de nutrientes pelas plantas. A recorrência do "solo agrícola padrão Lufa 2.2" em experimentos, como observado nos trabalhos de Jemec Kokalj *et al.* (2022) e Selonena *et al.* (2020, 2021), demonstra um esforço contínuo da comunidade científica para padronizar as metodologias de pesquisa. Essa padronização é crucial para permitir a comparabilidade dos resultados obtidos em diferentes estudos, facilitando a síntese do conhecimento e a identificação de tendências globais.

A atenção dedicada aos solos arenosos pode ser atribuída à sua alta permeabilidade e menor capacidade de retenção de água e nutrientes em comparação com solos de textura mais fina. Essas características particulares podem facilitar o transporte de microplásticos através do perfil do solo, aumentando o risco de lixiviação para águas subterrâneas ou sua movimentação para corpos d'água adjacentes, conforme sugerido pelos estudos de Cramer *et al.* (2023) e Hu *et al.* (2021). A investigação de "areia de quartzo" e "areia de rio" também sublinha a importância de compreender a dinâmica dos microplásticos em ambientes aquáticos e de transição, onde o transporte hídrico desempenha um papel fundamental.

A inclusão de solos argilosos e franco-argilosos na pesquisa, como demonstrado pelos trabalhos de Chen *et al.* (2024) e Colombini *et al.* (2022), é de importância crucial. A maior área superficial e a capacidade de troca catiônica inerentes à argila podem influenciar significativamente a adsorção e a imobilização de microplásticos. Embora isso possa potencialmente reduzir a mobilidade das partículas no solo, também pode aumentar sua persistência no ambiente. A compreensão aprofundada dessas interações é vital para prever o destino final e os impactos potenciais dos microplásticos em diferentes texturas de solo, contribuindo para modelos mais precisos de transporte e destino ambiental.

A diversidade de outros solos e meios específicos estudados, como solos de beira de estrada (Foetisch *et al.*, 2023; Habib *et al.*, 2022) e de aterro sanitário (Wróbel *et al.*, 2024), ressalta a

amplitude das fontes de microplásticos e a necessidade urgente de avaliar a contaminação em ambientes diretamente expostos à atividade humana e ao descarte de resíduos. Solos de beira de estrada, por exemplo, são receptores contínuos de partículas de pneus e outros detritos plásticos veiculares. A investigação em leitos de rios secos e pastagens sazonais (Rezaei *et al.*, 2019) demonstra uma preocupação crescente com o transporte e a acumulação de microplásticos em ambientes que podem atuar tanto como sumidouros quanto como vias de dispersão para outros ecossistemas.

5.2. TRANSPORTE E DEPOSIÇÃO

A literatura científica descreve a deposição de microplásticos no solo como um processo complexo, influenciado por fatores ambientais e pelas características das partículas. A deposição pode ocorrer por múltiplas vias, sendo a atmosférica uma rota significativa, mas também por meio de atividades antrópicas diretas e degradação de materiais plásticos no próprio solo.

A deposição atmosférica é uma rota importante para a entrada de microplásticos em ecossistemas terrestres. Estudos indicam que microplásticos são transportados pelo vento e depositados em ambientes rurais e remotos, sugerindo que o transporte aéreo é uma fonte provável de poluição (Bullard *et al.*, 2021; Chandrakanthan; Fraser, 2024; Rezaei *et al.*, 2019, 2022; Wang *et al.*, 2024). Bullard *et al.* (2021) demonstraram que a forma da partícula (fibras vs. esferas) desempenha um papel crucial em seu potencial de transporte e deposição, com fibras de alta razão de aspecto tendendo a ter velocidades de sedimentação mais baixas, mantendo-as na atmosfera por mais tempo e transportando-as por distâncias maiores. Habib *et al.* (2022) confirmaram o movimento pelo ar como o principal modo de transporte para partículas de pneu e borracha, com partículas menores tendendo a ser transportadas por maiores distâncias. Rezaei *et al.* (2019, 2022) destacaram que a erosão eólica é um vetor importante para microplásticos de baixa densidade, enriquecendo os sedimentos transportados e indicando que solos agrícolas podem funcionar como reservatórios temporários e fontes secundárias dinâmicas de microplásticos. Chandrakanthan e Fraser (2024) demonstraram a deposição substancial de microplásticos no solo da área metropolitana de Phoenix, Arizona, com fluxos médios de deposição de 178 microplásticos/m³/dia e um aumento significativo na abundância de microplásticos no solo de 2005 para 2015. Wang *et al.* (2024) descreveram a entrada de microplásticos em ecossistemas florestais por deposição atmosférica e captura pela copa das árvores, que podem aumentar a carga sobre os solos florestais quando a liteira cai.

Além da deposição atmosférica, a aplicação de biossólidos municipais e composto de resíduos sólidos em terras agrícolas serve como uma via direta e significativa para a entrada de microplásticos no ambiente terrestre (Chen *et al.*, 2024; Colombini *et al.*, 2022; Heerey *et al.*, 2023; Heerey *et al.*, 2023; Heinze *et al.*, 2024). Chen *et al.* (2024) observaram que amostras coletadas 1 mês após a aplicação de biossólidos apresentaram a maior porcentagem de massa de microplásticos (16%), embora essa quantidade tenha sido reduzida após 1 ano. Colombini *et al.* (2022) relataram que a aplicação de composto de resíduos sólidos municipais resultou na maior quantidade de microplásticos

grosseiros no solo, acumulando um máximo de $117,4 \pm 220,5$ kg de CMP por hectare após 22 anos de aplicação bianual. Heerey *et al.* (2023a) e Heerey *et al.* (2023b) detectaram microplásticos em todos os solos agrícolas tratados com biossólidos, com abundâncias significativamente maiores do que no solo de referência, atribuindo a presença de polietileno ao uso de filmes de cobertura e a de fibras aos biossólidos e ao transporte eólico. Heinze *et al.* (2024) encontraram concentrações de microplásticos duas vezes maiores em número e 8 vezes maiores em massa em solos que receberam lodo de esgoto por 24 anos em comparação com solos que receberam fertilizante mineral.

A degradação de plásticos no próprio ambiente também é uma fonte de deposição de novos microplásticos. Convertino *et al.* (2024) confirmaram a liberação de microplásticos no solo devido à degradação de filmes de cobertura biodegradáveis, com uma porcentagem significativa da quantidade inicial dos filmes sendo extraída do solo após 478 dias de enterro. Liao *et al.* (2021) observaram que a degradação de plásticos, incluindo os biodegradáveis, em ambientes naturais leva à formação e deposição de novos microplásticos, com o solo se mostrando um ambiente mais propício para essa degradação do que o ar. A liberação de microplásticos de máscaras faciais médicas sob condições ambientais normais também foi demonstrada por Idowu *et al.* (2023), com a quantidade de microplásticos liberados aumentando exponencialmente ao longo do tempo.

A onipresença e heterogeneidade da deposição de microplásticos foram destacadas por Du *et al.* (2020), que encontraram microplásticos em todas as amostras de solo de sua área de estudo, indicando que as concentrações e a distribuição dos MPs são heterogêneas e relacionadas às atividades humanas, com descargas diretas de resíduos contribuindo significativamente para a deposição. Tötzke *et al.* (2021) desenvolveram uma metodologia que permite a detecção não destrutiva e a localização precisa de partículas de microplástico em colunas de areia, o que pode ajudar a reconstruir eventos de deposição passados.

Uma vez no solo, o transporte de microplásticos é influenciado por uma complexa interação de mecanismos físicos, biológicos e químicos, com a mobilidade das partículas sendo um fator crucial para seu destino ambiental.

O transporte vertical de microplásticos, impulsionado principalmente pela lixiviação e infiltração da água, é um processo bem documentado. Sayali Apte, Sangita Dike, Vaishnavi Dabir (2024) demonstraram que microplásticos de HDPE se movem verticalmente através de solos arenosos e siltosos, com a profundidade máxima de transporte variando em função da vazão e do tipo de solo. Suas estimativas indicam que levaria um tempo considerável (aproximadamente 144 anos em solo arenoso e 356 anos em solo siltoso) para que os microplásticos atingissem as águas subterrâneas sob as condições do estudo, sugerindo um processo lento, mas com implicações de longo prazo. A migração de microplásticos em solos ocorre predominantemente por meio da irrigação agrícola e da infiltração da água da chuva, conforme observado por Xing *et al.* (2025), que também notaram uma acumulação de partículas menores em camadas mais profundas e de partículas maiores nas camadas superficiais. A preocupação com a penetração de filmes plásticos em camadas mais profundas do subsolo e seus

impactos potenciais na integridade do ecossistema e nas águas subterrâneas foi levantada por Liu *et al.* (2024), que investigaram microplásticos já presentes nessas profundidades.

A bioturbação, impulsionada pela atividade de organismos do solo, como minhocas, desempenha um papel significativo no transporte vertical de microplásticos. Heinze *et al.* (2021) e Ju *et al.* (2023) confirmaram que minhocas da espécie *Lumbricus terrestris* causam um transporte vertical substancial de nanoplásticos e microplásticos para camadas mais profundas do solo, principalmente através da ingestão e subsequente excreção das partículas. Rillig *et al.* (2017) corroboraram essa observação, demonstrando que minhocas podem transportar microplásticos de polietileno da superfície para camadas mais profundas em apenas 21 dias. Além disso, Lahive *et al.* (2022) e Selonena *et al.* (2020) observaram a ingestão de fibras de poliéster por outros invertebrados do solo, indicando um potencial para acúmulo de longo prazo e fragmentação dessas partículas no trato digestivo dos organismos.

Os ciclos de congelamento e descongelamento também podem influenciar a mobilidade vertical dos microplásticos. Gunther *et al.* (2023) e Koutnik *et al.* (2022) demonstraram que a exposição à radiação UV e os ciclos de congelamento-descongelamento, respectivamente, aumentam a mobilidade de microplásticos para camadas mais profundas. Esse fenômeno é atribuído à alteração das propriedades da superfície das partículas (tornando-as mais hidrofílicas após a exposição UV) e à quebra dos agregados do solo pelos cristais de gelo em expansão, o que libera microplásticos e colóides, permitindo sua movimentação para baixo.

Além do transporte vertical, o movimento lateral de microplásticos via escoamento superficial e erosão é um processo relevante. Rehm *et al.* (2021) confirmaram o transporte preferencial e a erosão de microplásticos em comparação com o solo mineral, observando que microplásticos mais grosseiros são transportados de forma mais eficaz. Soltani Tehrani *et al.* (2025) notaram que o transporte de microplásticos varia entre solos franco-argilosos e franco-arenosos, com os primeiros exibindo taxas de escoamento superficial mais elevadas, o que destaca a influência da textura do solo na dinâmica do transporte lateral.

A capacidade dos microplásticos de atuar como transportadores de outros poluentes é uma preocupação crescente. Hu *et al.* (2021) revelaram que a presença de microplásticos de polietileno pode retardar o transporte de tetraciclina em meios porosos. De forma inversa, Xu *et al.* (2022) demonstraram que microplásticos podem facilitar o transporte de nonilfenol e vice-versa em sistemas binários. Complementarmente, Zhang *et al.* (2024) indicaram que microplásticos podem servir como transportadores de poluentes orgânicos, afetando sua adsorção e biodisponibilidade nos solos, o que complexifica a avaliação dos riscos ambientais.

As características das partículas e do solo são fatores cruciais que influenciam o transporte de microplásticos. O tamanho e a forma das partículas são determinantes; Astner *et al.* (2020) mostraram que as interações entre nanoplásticos e partículas de solo são dependentes do tamanho, enquanto Bullard *et al.* (2021) sugeriram que a forma da partícula é um fator crucial no transporte atmosférico.

Partículas menores exibem maior movimento para baixo, conforme destacado por Heinze *et al.* (2024) e Soltani Tehrani *et al.* (2025). O envelhecimento por UV pode tanto intensificar a retenção quanto aumentar a mobilidade, dependendo das alterações na superfície da partícula (Gunther *et al.*, 2023; Hu *et al.*, 2021). A textura do solo também é um fator determinante, como observado por Koutnik *et al.* (2022) e Soltani Tehrani et al. (2025), que demonstraram como diferentes texturas de solo afetam a mobilidade dos microplásticos.

Por fim, o papel das raízes das plantas no transporte de microplásticos tem sido investigado. Tumwet *et al.* (2024) confirmaram que o crescimento das raízes do trigo influencia o movimento vertical de microplásticos, com fibras aderindo às raízes e fragmentos se movendo por caminhos de fluxo preferencial, como poros do solo e fissuras criadas pela elongação das raízes.

5.3. IMPACTOS

A presença de microplásticos no solo tem sido associada a uma série de impactos, que podem ser categorizados em efeitos físicos, químicos e biológicos, conforme o objetivo de investigar os impactos atribuídos à presença de microplásticos no solo.

5.3.1. IMPACTOS FÍSICOS NO SOLO

Os microplásticos podem alterar as propriedades físico-químicas do solo. Guo *et al.* (2022) demonstraram que a adição de microplásticos de polipropileno reduziu a condutividade hidráulica saturada (K_s) em solos argilo-arenoso, argiloso e arenoso, com o efeito mais significativo no solo arenoso (redução de 95,79%). A presença de microplásticos também diminuiu a capacidade de retenção de água, especialmente em solo argiloso, e alterou a distribuição do tamanho dos poros, comprometendo o fluxo e a retenção de água. Chen *et al.* (2024) observaram que microfibras de PES (poliéster) diminuíram a densidade aparente do solo em 10,6%, alterando sua estrutura, e microfragmentos de PET (tereftalato de polietileno) aumentaram a capacidade de retenção de água em solo comercial, mas a diminuíram em solo de campo. Wang *et al.* (2024) corroboraram que solos contaminados com microplásticos apresentam estrutura porosa desorganizada, reduzindo a fertilidade do solo, com a porosidade e conectividade sendo menores e o acúmulo de MPs podendo causar o entupimento de poros e dificultar a infiltração de água da chuva e irrigação. Cramer *et al.* (2023) mostraram que microplásticos de PET induzem a repelência à água no solo, dependendo do teor e tamanho da partícula, o que pode limitar a infiltração de água e afetar a atividade microbiana. Liese *et al.* (2024) também indicaram que partículas plásticas na rizosfera podem aumentar a capacidade de retenção de água do solo e alterar o pH, afetando a disponibilidade de nutrientes. Zhang *et al.* (2023) observaram que microplásticos de 200 µm aumentaram o teor de água, pH e matéria orgânica (OM) do solo, mas diminuíram a capacidade de troca catiônica (CTC).

5.3.2. IMPACTOS QUÍMICOS E NA ADSORÇÃO DE POLUENTES

Os microplásticos podem influenciar o comportamento de outros contaminantes no solo. Du *et al.* (2020) identificaram o cloreto de polivinila (PVC) como uma importante fonte de alto risco de poluição devido à sua capacidade de liberar monômeros cancerígenos e aditivos tóxicos, além da adsorção de poluentes orgânicos persistentes (POPs) e sua transferência para organismos. Mao *et al.* (2024) demonstraram que o envelhecimento de microplásticos acelera a liberação de ftalato di-(2-etylhexil) (DEHP), um plastificante potencialmente carcinogênico, tanto de microplásticos biodegradáveis quanto de base de petróleo, com a taxa de liberação aumentando com o tempo de envelhecimento. Lv *et al.* (2023) mostraram que a coexistência de microplásticos de polietileno (PE) e atrazina altera significativamente o comportamento ambiental do herbicida, aumentando a capacidade de adsorção de atrazina e retardando sua degradação. Fu *et al.* (2025) ressaltaram que a adsorção de matéria orgânica dissolvida (DOM) em microplásticos não apenas altera o comportamento ambiental dos MPs, mas também resulta na liberação dessas substâncias, impactando os ecossistemas e podendo

modificar as propriedades da superfície dos MPs, afetando sua capacidade de adsorver outros poluentes. Zhang *et al.* (2024) indicaram que a presença de microplásticos pode afetar o comportamento de adsorção de nanopartículas (NP) nos solos, e que processos de envelhecimento podem levar a diferentes mecanismos de adsorção de poluentes orgânicos. Yang *et al.* (2025) observaram que o tratamento combinado de microplásticos e cádmio (Cd) aliviou significativamente o efeito inibitório do Cd no crescimento do tomate, reduzindo o acúmulo de metais pesados e restaurando a absorção de elementos essenciais.

5.3.3. IMPACTOS BIOLÓGICOS (MICROBIOTA, FAUNA DO SOLO E PLANTAS)

A presença de microplásticos (MPs) no solo impacta de forma significativa a biota do solo, abrangendo desde microrganismos até plantas e invertebrados, com efeitos que variam dependendo do tipo e concentração do plástico.

Na microbiota do solo, foram observadas diversas alterações. Graf *et al.* (2023) relataram uma diminuição da biomassa microbiana total em todos os tratamentos com plástico em comparação com o controle, sendo essa redução mais acentuada nas cargas mais elevadas de macro e microplástico. Liu *et al.* (2024) destacaram a seletividade dos MPs, indicando que microplásticos de PBAT afetaram principalmente os fungos, promovendo sua diversidade e resiliência na rede, enquanto os de PE tiveram maior impacto nas bactérias. Embora Wiedner e Polifka (2020) não tenham encontrado um efeito estatisticamente significativo na estrutura geral da comunidade microbiana com altas concentrações de micropartículas, algumas tendências foram notadas. Wróbel *et al.* (2024) reforçaram que os microplásticos podem alterar a diversidade do microbioma ambiental. Em uma abordagem de mitigação, Yang *et al.* (2024) demonstraram que o biochar pode restaurar a diversidade e a riqueza da comunidade microbiana na rizosfera, que havia sido inibida pelos MPs. Adicionalmente, o estudo de Li *et al.* (2023) apontou que microplásticos, particularmente os degradáveis, em combinação com antibióticos, têm a capacidade de alterar a atividade microbiana.

Invertebrados como minhocas e isópodes mostram-se particularmente vulneráveis. Prendergast-Miller *et al.* (2019) documentaram que a exposição de minhocas (*L. terrestris*) a altas concentrações de microfibras de poliéster resultou em menor produção de dejetos e indicou um estado de estresse fisiológico. Em outro estudo, Rodriguez-Seijo *et al.* (2017) observaram que a exposição a microplásticos, mesmo em baixas concentrações, causou danos teciduais e ativou respostas do sistema imunológico em minhocas (*Eisenia andrei*). Isópodes (*Porcellio scaber*) também são afetados: Jemec Kokalj *et al.* (2022, 2024) relataram respostas subletais e alterações fisiológicas após a exposição a microplásticos provenientes de máscaras médicas. Lahive *et al.* (2022) associaram a exposição a microfibras de poliéster a uma redução na produção de fezes em minhocas, sugerindo um impacto na assimilação de nutrientes. Qi *et al.* (2018) notaram que o plástico biodegradável pode ter mais efeitos

no crescimento das minhocas, enquanto o LDPE pode impactar sua reprodução. Além disso, Selonena *et al.* (2020, 2021) concluíram que partículas de pneu e fibras de poliéster, respectivamente, podem causar impactos negativos em invertebrados do solo, como redução na reprodução e alterações nas reservas de energia. Mais recentemente, Wang *et al.* (2024) relataram que a adição de microplásticos reduziu significativamente o peso das minhocas e alterou as atividades dos animais do solo, o que, por sua vez, modificou a comunidade fúngica.

Os microplásticos podem afetar o crescimento, desenvolvimento e fisiologia das plantas. Alonso-Crespo *et al.* (2024) demonstraram que micropartículas de PBAT tiveram um efeito negativo no crescimento de *Bromus hordeaceus*, diminuindo o peso seco da parte aérea, raiz e planta em altas concentrações, apesar de não terem afetado significativamente a germinação das sementes. Chen *et al.* (2024) observaram que microesferas de PS reduziram o carbono orgânico do solo, e microfibras de PES diminuíram a densidade aparente, com potencial para alterar o microclima e a estrutura do solo. De forma geral, Colombini *et al.* (2022) citaram a inibição do crescimento de plantas como um efeito ecotoxicológico reconhecido. Graf *et al.* (2023) reportaram que concentrações crescentes de plástico afetaram negativamente a biomassa da cultura, o ciclo de nutrientes e a biomassa microbiana no longo prazo, resultando em menor altura da planta e biomassa total. Curiosamente, Grifoni *et al.* (2023) observaram que a contaminação isolada por microplásticos, especialmente os biodegradáveis (PLA), promoveu o crescimento da alface, mas a contaminação com arsênico teve um impacto negativo significativo. No entanto, Harrison *et al.* (2024) demonstraram que microfibras de poliéster agem como um estressor abiótico para plantas de mostarda branca, afetando a fase reprodutiva ao reduzir o número de flores e a razão semente-por-vagem. A nível fisiológico, Li *et al.* (2023) mostraram que a presença de microplásticos de PE e PVC induziu estresse oxidativo na soja, diminuindo a fotossíntese e prejudicando a função do fotossistema II. Li *et al.* (2024) indicaram uma complexa interação com fungos micorrízicos arbusculares (FMA), que afetaram a absorção e migração de microplásticos, exacerbando a toxicidade de MPs pequenos e mitigando a de MPs grandes na alface. Meng *et al.* (2021) observaram que microplásticos biodegradáveis tiveram efeitos negativos mais fortes no crescimento do feijão-comum do que os não biodegradáveis. Qi *et al.* (2018, 2019) revelaram que a adição de resíduos de plásticos teve efeitos negativos no trigo, sendo os plásticos biodegradáveis os que causaram o impacto mais forte e alteraram a composição das comunidades bacterianas da rizosfera. Por fim, Tumwet *et al.* (2024) confirmaram que o contato com os microplásticos provocou uma resposta de estresse nas plantas de trigo, manifestada por um aumento no enraizamento e diminuição da biomassa da parte aérea.

6. CONCLUSÃO

Esta revisão sistemática, conduzida de acordo com as diretrizes PRISMA, consolidou e sintetizou a literatura científica sobre a investigação de microplásticos em solos, com foco em seus processos de transporte, deposição e impactos ambientais. O processo de seleção rigoroso, que analisou 213 referências e resultou em 68 artigos elegíveis, permitiu mapear o estado da arte e identificar tendências e lacunas cruciais na pesquisa.

A análise temporal dos estudos evidencia uma tendência crescente e acelerada do interesse científico sobre o tema. Embora a pesquisa tenha sido incipiente em 2017, observa-se um aumento expressivo ao longo dos anos, consolidando a investigação sobre microplásticos em solos como uma área emergente e de alta relevância global. Contudo, a distribuição geográfica dos trabalhos revela uma concentração desproporcional em países de renda alta da Europa e em países de renda média-alta da Ásia, com destaque para a China como principal produtora. A ausência de estudos provenientes da América Latina, e em especial do Brasil, configura uma lacuna crítica, limitando a compreensão global do problema e a elaboração de soluções adaptadas ao contexto regional.

De modo geral, a análise mostra que os tipos de solo mais investigados se concentram principalmente em solos agrícolas, arenosos e argilosos, incluindo suas variações texturais (franco-arenoso, franco-argiloso e argilo-siltoso), com destaque para o uso de solos padronizados como o Lufa 2.2 em experimentos controlados. Também se observa a presença de estudos em solos de ambientes urbanos e de descarte, como solos de beira de estrada e de aterros, além de substratos artificiais como vermiculita e colunas de vidro, empregados em simulações laboratoriais. Essa predominância reflete tanto a relevância prática dos solos agrícolas para a segurança alimentar quanto a necessidade de compreender a dinâmica dos microplásticos em meios mais porosos (arenosos) e mais reativos (argilosos), que representam cenários contrastantes de transporte, retenção e persistência dessas partículas.

Os resultados desta revisão destacam que a deposição de microplásticos no solo é um processo multifacetado, ocorrendo por vias atmosféricas, aplicação de resíduos como biossólidos, e degradação *in situ* de filmes plásticos. Uma vez no solo, o transporte é regido por uma interação complexa de fatores. A mobilidade vertical é impulsionada pela lixiviação da água e pela bioturbação, principalmente pela atividade de minhocas, enquanto o transporte lateral ocorre via erosão e escoamento superficial. Esses processos, juntamente com os ciclos de congelamento-descongelamento, são significativamente influenciados pelas características das partículas (forma, tamanho, idade) e do solo (textura, permeabilidade).

O transporte de microplásticos no solo é um tema central e complexo, que vai além de um simples movimento passivo. A pesquisa demonstra que as partículas podem seguir rotas verticais e laterais, sendo a mobilidade vertical um fator crucial para a contaminação de camadas mais profundas do solo e, potencialmente, de aquíferos. A bioturbação, por exemplo, atua como um "engenheiro de transporte" biológico, movendo microplásticos para longe da superfície. Além disso, as interações

entre os microplásticos e outros contaminantes, como poluentes orgânicos e metais pesados, evidenciam que essas partículas não se movem de forma isolada, mas sim como parte de um complexo sistema de transporte de contaminantes, que pode ter implicações de longo prazo para a saúde do ecossistema.

Os impactos da presença de microplásticos em solos são variados e interconectados. Em termos físicos, a contaminação compromete as propriedades do solo, alterando a densidade aparente, reduzindo a condutividade hidráulica e a retenção de água, e desorganizando a estrutura porosa. Quimicamente, os microplásticos atuam como vetores de outros poluentes, como ftalatos, herbicidas e metais pesados, podendo alterar sua biodisponibilidade e toxicidade. Biologicamente, os microplásticos afetam negativamente a biota do solo, desde a microbiota (alterando sua estrutura e diversidade) até a fauna (causando estresse fisiológico e dano tecidual em invertebrados) e as plantas (promovendo o crescimento, a fotossíntese e a produtividade das culturas).

Em suma, a investigação sobre microplásticos em solos é um campo em rápida expansão, mas com desafios evidentes. A carência de estudos em regiões críticas como a América Latina e a necessidade de padronização metodológica são lacunas que precisam ser preenchidas para uma compreensão mais completa do problema. Avançar na harmonização de protocolos de amostragem, extração e caracterização permitirá maior comparabilidade entre os resultados e fortalecerá a robustez das conclusões científicas. As evidências reunidas sublinham a urgência de ações para mitigar a contaminação por microplásticos, fornecendo subsídios para políticas públicas e práticas de manejo agrícola mais sustentáveis, que considerem os impactos ao longo de toda a cadeia do ecossistema terrestre.

REFERÊNCIAS

AMORIM, Alessandro Rodrigues de. **Aproveitamento de água de chuva como instrumento de melhoria do abastecimento de água e de diminuição de riscos de deslizamento de terra em morro do Recife-PE.** 2023. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Recife, 2023. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/58177/1/DISERTAÇÃO_Alessandro_Rodrigues_de_Amorim.pdf. Acesso em: 21 abr. 2025.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA QUÍMICA. **Anais da ABEQUA,** 2015. Disponível em: https://www.abequa.org.br/anais/2015/Anais_XV_ABEQUA.pdf. Acesso em: 21 abr. 2025.

BATTON, J. Systematic reviews: their role in environmental science and policy. **Environmental Evidence**, [s.l.], 2022.

BORGES, Bárbara Rani. **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções.**: [s.n.], 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Barbara-Rani-Borges/publication/363284529_Microplasticos_nos_ecossistemas_-_impactos_e_solucoes/links/631655b41ddd4470213ab71f/Microplasticos-nos-ecossistemas-impacts-e-solucoes.pdf. Acesso em: 21 abr. 2025.

BREWER, Aaron; DROR, Ishai; BERKOWITZ, Brian. The mobility of plastic nanoparticles in aqueous and soil environments: a critical review. **ACS ES&T Water**, [s.l.], 2020. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00130>. Acesso em: 21 abr. 2025.

CHANG, Sha et al. Microplastics alter soil carbon cycling: effects on carbon storage, CO₂ and CH₄ emission and microbial community. **Cambridge Prisms: Plastics**, [s.l.], v. 2, e5, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1017/plc.2024.5>. Acesso em: 21 abr. 2025.

CLAPTON, J.; FOSTER, M.; JEWELL, C. **A systematic review of environmental evidence: mapping the landscape.** Collaboration for Environmental Evidence, 2017.

COCHRANE TRAINING. **Cochrane's methodology** [online]. 2023. Disponível em: <https://training.cochrane.org/>. Acesso em: 20 abr. 2025.

COLE, Matthew et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Adventure Scientists**, [s.l.], 2011. Disponível em: https://www.adventurescientists.org/wp-content/uploads/2022/01/cole_et_al_2011_mar_poll_bull.pdf. Acesso em: 21 abr. 2025.

EDONDO-HASSELERHARM, Paula E. et al. Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], 2017. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05367>. Acesso em: 21 abr. 2025.

EL-SHEIKH, M. A.; ALI, H. M. Pollution of Freshwater Ecosystems by Microplastics: A Short Review on Degradation, Distribution, and Interaction with Aquatic Biota. **EKB Journal Management System**, [s.l.], 2023. Disponível em: https://journals.ekb.eg/article_299411_d24f3307e5702961ebbcca5d574a3a0a.pdf. Acesso em: 21 abr. 2025.

FANG, C. et al. Environmental Impacts of Microplastics and Nanoplastics: A Current Overview. **Frontiers in Microbiology**, [s.l.], 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2021.768297/full>. Acesso em: 21 abr. 2025.

GEHRKE, Julia et al. Does microplastic contamination in agricultural soils decrease the efficiency of herbicides for weed control? **MDPI – Environments**, [s. l.], v. 3, n. 4, p. 48, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2673-8929/3/4/48>. Acesso em: 21 abr. 2025.

HE, Defu et al. Microplastics in soils: analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. **TrAC – Trends in Analytical Chemistry**, [s.l.], v. 109, p. 163–172, out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>. Acesso em: 21 abr. 2025.

HIGGINS, J. P. T.; THOMAS, J.; CHANDLER, J. **Cochrane handbook for systematic reviews of interventions**. 2. ed. Wiley, 2023.

HUANG, Ying et al. Agricultural plastic pollution reduces soil function even under best management practices. **PNAS Nexus**, [s. l.], v. 3, n. 10, p. pgae433, 2024. Disponível em: <https://academic.oup.com/pnasnexus/article/3/10/pgae433/7828925>. Acesso em: 21 abr. 2025.

HUI, Dafeng et al. Impacts of micro- and nano-plastics on soil properties and plant production in agroecosystems: a mini-review. **Agricultural Sciences**, [s.l.], v. 15, n. 1, 2024. DOI: <https://doi.org/10.4236/as.2024.1510059>. Acesso em: 21 abr. 2025.

JAMES, S.; RANDALL, R.; HADDWAY, N. **Mapping systematic reviews for environmental sciences**. Collaboration for Environmental Evidence, 2016.

KHAN, M. Mohiuddin et al. Micro-plastics in soil environment: A review. **ResearchGate**, [s. l.], 2024. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/384541847_Micro-plastics_in_soil_environment_A_review. Acesso em: 21 abr. 2025.

KHAN, M. R. et al. Micro-plastics in soil environment: a review. **Bangladesh Journal of Nuclear Agriculture**, [s.l.], v. 38, n. 1, out. 2024. DOI: <https://doi.org/10.3329/bjnag.v38i1.76558>. Acesso em: 21 abr. 2025.

KUMAR, S.; PATEL, R. Microplastics in environment: global concern, challenges, and controlling measures. **PMC**, [s.l.], 2022. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC9135010/>. Acesso em: 21 abr. 2025.

LENAKER, Peter L. et al. Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. **Environmental Science & Technology Letters**, [s.l.], 16 out. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00532>. Acesso em: 21 abr. 2025.

LI, J.; ZHANG, K.; ZHANG, H. Microplastics in the Marine Environment: Sources, Fates, Impacts and Microbial Degradation.: [s.n.], 2021. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7927104/>. Acesso em: 21 abr. 2025.

LI, Qihang; BOGUSH, Anna; VAN DE WIEL, Marco J.; WU, Pan. Microplastics transport in soils: a

critical review.: [s.n.], mar. 2024. DOI: <https://doi.org/10.22541/essoar.171104236.60527268/v1>. Acesso em: 21 abr. 2025.

LIBERATI, A. et al. The PRISMA statement for reporting systematic reviews and meta-analyses of studies that evaluate health care interventions: explanation and elaboration. **PLoS Med**, 2009.

LIU, Y.; WANG, X.; ZHANG, L. A review of atmospheric microplastics pollution: In-depth sighting of sources, analytical methods, physiognomies, transport and risks.: [s.n.], 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/358070507_A_review_of_atmospheric_microplastics_pollution_In-depth_sighting_of_sources_analytical_methods_physiognomies_transport_and_risks. Acesso em: 21 abr. 2025.

LUO, Han et al. Factors influencing the vertical migration of microplastics up and down the soil profile. **ACS Omega**, [s.l.], v. 9, n. 51, p. 50064–50077, 11 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c04083>. Acesso em: 21 abr. 2025.

MOHER, D. et al. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. **PLoS Med**, 2009a.

MOHER, D. et al. PRISMA 2020: an updated guideline for reporting systematic reviews. **BMJ**, 2020.

NORDSTRÖM, M.; LARSSON, M.; SUNDBERG, J.; HENRY, S. Environmental research on microplastics: the state of the art. **Environmental Pollution**, 2023.

OKUJAGU, Diepiriye Chenaboso. **The geological impacts of microplastics and nanoplastics: distribution, accumulation, and environmental consequences**.: University of Port Harcourt, [20--]. Acesso em: 21 abr. 2025.

PAGE, M. J. et al. PRISMA 2020: The updated guidance for systematic reviews and meta-analyses. **PLoS Med**, 2021.

PEREIRA, A. R.; COSTA, F. J. Microplásticos em água, sedimentos e solos.: [s.n.], 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/353247058_Microplasticos_em_agua_sedimentos_e_solos. Acesso em: 21 abr. 2025.

PRAJAPATI, Archana; DEHAL, Ashish; KUMAR, A. Ramesh. Microplastics in soils and sediments: a review of characterization, quantitation, and ecological risk assessment. **Water, Air and Soil Pollution**, [s.l.], v. 235, n. 3, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-024-06964-2>. Acesso em: 21 abr. 2025.

RILLIG, Matthias C.; KIM, Shin Woong; ZHU, Yong-Guan. The soil plastisphere. **Nature Reviews Microbiology**, [s.l.], v. 22, n. 2, p. 64–74, 11 set. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41579-023-00967-2>. Acesso em: 21 abr. 2025.

SAMAL, Rashmi Rekha; SAMAL, Suryasikha; MISHRA, Choudhury Suryakant; PATTNAIK, Aliva. Microplastic-earthworm interactions: a critical review. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, [s.l.], v. 50, n. 4, abr. 2024. DOI: <https://doi.org/10.55863/ijees.2024.0149>. Acesso em: 21 abr. 2025.

SANTOS, R. S.; SILVA, M. F. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review.: [s.n.], 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/319147852_Microplastic_pollution_a_threat_to_marine_eco_system_and_human_health_a_short_review. Acesso em: 21 abr. 2025.

SARGEANT, J.; O'CONNOR, P. Synthesizing evidence for environmental policy decisions. **Environmental Science & Policy**, 2014.

SILVA, R. T. **Geologia Ambiental: Tecnologias para o Desenvolvimento Sustentável**. SlideShare, 2020. Disponível em: <https://pt.slideshare.net/slideshow/geologia-ambiental-tecnologias-para-o-desenvolvimento-sustentavel/178264802>. Acesso em: 21 abr. 2025.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE GEOLOGIA. **Geociências para Todos**.: [s.n.], 2019. Disponível em: <http://www.sbbox.org.br/assets/admin/imgCk/files/Anais%20EnsinoGEO%202019%20A4%20completo.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2025.

SOLTANI, N. et al. Effect of land use on microplastic pollution in a major boundary waterway: The Arvand River. **Science of the Total Environment**, [s.l.], 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154728>. Acesso em: 21 abr. 2025.

SOUZA, L. M.; OLIVEIRA, D. F. Microplástico e água doce: polímeros abundantes. **AmeliCA**, [s.l.], 2021. Disponível em: <https://portal.amelica.org/ameli/journal/274/2744715021/2744715021.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2025.

TAUSIF, Alma. **Final FF pollution from textiles**. White Rose Research Online, [s. l.], 2022. Disponível em: https://eprints.whiterose.ac.uk/190371/1/Final_FF%20Pollution%20from%20Textiles_Alma_Tausif.pdf. Acesso em: 21 abr. 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS. **Microplásticos no meio ambiente: uma revisão**.: [s.n.], 2015. Disponível em: https://sip.prg.ufla.br/arquivos/php/bibliotecas/repositorio/download_documento/baixar_por_anossemestre_matricula.php?arquivo=20201_201520707. Acesso em: 21 abr. 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS. **Microplásticos nos diferentes ecossistemas do Brasil: uma revisão**.: [s.n.], 2018. Disponível em: https://sip.prg.ufla.br/arquivos/php/bibliotecas/repositorio/download_documento/baixar_por_anossemestre_matricula.php?arquivo=20242_201811291. Acesso em: 21 abr. 2025.

VAN CAUWENBERGHE, Lisbeth et al. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, [s.l.], v. 111, p. 5–17, out. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>. Disponível em: <http://archimer.ifremer.fr/doc/00270/38157/>. Acesso em: 21 abr. 2025.

WANG, Chaozi et al. Colloid transport through soil and other porous media under transient flow conditions: a review. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, [s.l.], v. 7, n. 3, e1439, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/wat2.1439>. Acesso em: 21 abr. 2025.

WANG, Quanlong; ADAMS, Cat; WANG, Fayuan; SUN, Yuhuan. Interactions between microplastics and soil fauna: a critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [s.l.], v. 52, n. 18, p. 3211–3243, set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1915035>. Acesso em: 21 abr. 2025.

WHALLEY, N.; WOODRUFF, T.; SUTTON, A. Systematic reviews in environmental science: methodology and applications. **Environmental Science & Technology**, 2021.

WIJESEEOORIYA, Madhuni Madhushika et al. Microplastics and soil nutrient cycling. In: **Microplastics in the Ecosphere**.: [s.n.], 2023. p. 321–338. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119879534.ch19>. Acesso em: 21 abr. 2025.

WISSEN EDITORA. **Anais do I Congresso Nacional de Ecologia e Sustentabilidade On-line (I CONAECOS)**.: [s.n.], 2021. Disponível em: <https://bio10editora.com.br/bio10ed/catalog/download/64/50/183?inline=1>. Acesso em: 21 abr. 2025.

WOREK, Jagoda et al. Assessment of the presence of microplastics in stabilized sewage sludge: analysis methods and environmental impact. **Applied Sciences**, Basel, v. 15, n. 1, p. 1, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/app15010001>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3417/15/1/1>. Acesso em: 21 abr. 2025.

YU, Hui et al. A review of the migration mechanisms of microplastics in terrestrial environments. **Environmental Engineering Research**, [s.l.], v. 29, n. 5, art. 230734, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.4491/eer.2023.734>. Acesso em: 21 abr. 2025.

ZHANG, Dongqiang et al. Plastic pollution in croplands threatens long-term food security. **ResearchGate**, [s. l.], 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/340603344_Plastic_pollution_in_croplands_threatens_long-term_food_security. Acesso em: 21 abr. 2025.

ZHANG, Guoan et al. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective. **PubMed**, [s. l.], 2020. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31791759/>. Acesso em: 21 abr. 2025.

ZHANG, Ming; XU, Liheng. Transport of micro- and nanoplastics in the environment: Trojan-Horse effect for organic contaminants. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [s.l.], p. 810-846, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1845531>. Acesso em: 21 abr. 2025.

ZHANG, Y. et al. Mixtures of Micro and Nanoplastics and Contaminants of Emerging Concern in Environment: What We Know about Their Toxicological Effects. **MDPI**, Basel, 2023. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2305-6304/12/8/589>. Acesso em: 21 abr. 2025.