

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

JACQUELINE ZANIN LIMA

**Efeitos dos microplásticos e nanoplásticos no meio ambiente:
contextualização e revisão sistemática da literatura**

São Paulo

2022

JACQUELINE ZANIN LIMA

**Efeitos dos microplásticos e nanoplásticos no meio ambiente:
contextualização e revisão sistemática da literatura**

Versão Corrigida

Monografia apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Especialista em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.

Orientador(a): Profa Dra *Marilda Mendonça Guazzelli Ramos Vianna*

São Paulo

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo-na-publicação

Lima, Jacqueline Zanin

Efeitos dos microplásticos e nanoplásticos no meio ambiente:
contextualização e revisão sistemática da literatura / J. Z. Lima -- São Paulo,
2022.

108 p.

Monografia (MBA em MBA em Gestão de Áreas Contaminadas,
Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) - Escola
Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia
Química.

1.Contaminação ambiental 2.Ambiente aquático 3.Sistema solo-planta
4.Plantas terrestres 5.Toxicidade I.Universidade de São Paulo. Escola
Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

AGRACEDIMENTOS

À Deus, por sempre iluminar o meu caminho.

À minha família, por cada momento compartilhado e pelo amor incondicional. Aos meus pais, Regina e Luis, obrigada pela confiança, pelos valores transmitidos e por sempre me incentivarem nos estudos. Vocês são meu maior orgulho e exemplo de amor e altruísmo genuíno. À minha irmã e ao meu cunhado, Laura e Éder, pelo apoio e por sempre acreditarem em mim. Ao meu sobrinho Miguel, por me mostrar o verdadeiro sentido de um sorriso puro e sincero. Ao Raul, meu noivo e companheiro de caminhada, agradeço pelo carinho, cumplicidade e incentivo.

Aos professores do MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields, pelo conhecimento transmitido em cada uma das disciplinas. Em especial, à Marilda Vianna, pelas ideias, sugestões e dedicação na orientação dessa monografia. Às professoras Carolina Pinto e Valéria Guimarães, pela participação na banca de defesa, com sugestões e contribuições para a versão final da monografia.

Às tutoras do MBA, pelo apoio ao longo de todo o curso. Em especial, à Gabriela Paupitz, pela disponibilidade e solicitude no andamento dessa monografia.

A todos que, direta e indiretamente, trabalharam para que este MBA pudesse se concretizar. À Equipe de Coordenação, pela oportunidade da bolsa de estudos. Sinto-me privilegiada e muito grata.

Aos colegas de curso, pelas perguntas, respostas e exemplos enriquecedores. Aos amigos, Allan Ogura e Liliane Folli, pela paciência, sinceridade e troca de conhecimentos. Foi ótimo mais uma vez poder ter contado com vocês.

A todos meus amigos que, mesmo distantes fisicamente, se fizeram presentes durante esta pandemia. Com vocês aprendi o significado da real amizade.

A todos os professores que já cruzaram meu caminho. Agradeço pelos ensinamentos e por terem fomentado em mim o desejo de sempre aproveitar as oportunidades na busca do conhecimento e da sabedoria. Vocês foram fundamentais para meu crescimento pessoal e profissional.

RESUMO

LIMA, J. Z. Efeitos dos microplásticos e nanoplásticos no meio ambiente: contextualização e revisão sistemática da literatura. 2022. 108 p. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

A poluição global advinda da presença de microplásticos (MPs) e nanoplásticos (NPs) nos ecossistemas é crescente. A produção de plástico e o seu descarte inadequado vêm ocorrendo a uma taxa sem precedentes colocando em risco todas as formas de vida e os serviços ecossistêmicos aquáticos e terrestres. O número de pesquisas que avaliaram esta questão foi crescente na última década, mas, infelizmente, os impactos dos MPs e NPs não foram suficientemente definidos e delimitados. Nessa perspectiva, este estudo se dividiu em dois objetivos principais. O primeiro deles foi resumir o conhecimento atual sobre as fontes, mecanismos de transporte e comportamento dos MPs e NPs nos ambientes aquáticos, terrestres e atmosféricos, particularmente avaliando os potenciais riscos para a integridade e segurança dos diversos organismos, incluindo o homem. Como o conhecimento sobre a acumulação e os efeitos dos MPs e NPs em ambientes terrestres é menor em comparação com os ambientes marinhos, o segundo objetivo deste estudo foi desenvolver uma revisão sistemática interdisciplinar focando na interação dos MPs e NPs com o sistema solo-planta, providenciando uma referência para pesquisas futuras. Foram selecionadas 39 publicações que avaliaram diversos tipos de polímeros, com destaque para o polietileno e poliestireno, dispostos no solo segundo diferentes formas (filme, fragmento, esfera e fibra) e tamanhos de MPs e NPs. De modo geral, os artigos mostraram que essas características distintas podem influenciar a germinação e o desenvolvimento das plantas, sendo trigo, milho e alface as espécies mais estudadas. Os principais *endpoints* utilizados foram o comprimento e a biomassa, muitas vezes, segmentados entre raiz e parte aérea, e sua análise comparativa entre os tratamentos contendo MPs e NPs e o controle (sem qualquer contaminação) revelou resultados distintos: positivos, negativos e sem diferença significativa. Alguns autores avaliaram que a presença combinada dos resíduos plásticos com outros contaminantes ou substâncias pode alterar as características físicas, químicas e biológicas do solo, afetando direta e indiretamente o crescimento das plantas. No entanto, a maioria desses estudos foi desenvolvida com contaminação sintética e em escala de laboratório. Como os solos em ambientes reais são sistemas dinâmicos e complexos, ainda há uma lacuna a ser preenchida com estudos futuros que garantam a representatividade dos resultados e diminuam as incertezas atuais. Em última análise, destaca-se a necessidade do desenvolvimento de protocolos e metodologias padronizadas para a análise das amostras coletadas em campo, de forma que seja possível comparar os resultados de diferentes estudos.

Palavras-chave: Contaminação ambiental. Ambiente aquático. Ambiente atmosférico. Sistema solo-planta. Plantas terrestres. Toxicidade.

ABSTRACT

LIMA, J. Z. Effects of microplastics and nanoplastics on the environment: contextualization and systematic literature review. 2022. 108 p. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Global pollution from the presence of microplastics (MPs) and nanoplastics (NPs) in ecosystems is increasing. The production of plastic and its inappropriate disposal is occurring at an unprecedented rate, putting at risk all forms of life and aquatic and terrestrial ecosystem services. The number of researches that have evaluated this issue has grown in the last decade, but unfortunately the impacts of MPs and NPs have not been sufficiently defined and delimited. From this perspective, this study was divided into two main objectives. The first of them was to summarize the current knowledge about the sources, transport mechanisms and behavior of MPs and NPs in aquatic, terrestrial and atmospheric environments, particularly evaluating the potential risks to the integrity and safety of different organisms, including human being. As the knowledge about the accumulation and effects of MPs and NPs in terrestrial environments is lower compared to marine environments, the second objective of this study was to develop an interdisciplinary systematic review focusing on the interaction of MPs and NPs with the soil-plant system, providing a reference for future research. Thirty-nine publications were selected that evaluated different types of polymers, especially polyethylene and polystyrene, arranged in the soil according to different shapes (film, fragment, sphere and fiber) and sizes of MPs and NPs. In general, the articles showed that these distinct characteristics can influence the germination and development of plants, with wheat, corn and lettuce being the most studied species. The main endpoints used were length and biomass, often segmented between root and shoot, and their comparative analysis between treatments containing MPs and NPs and the control (without any contamination) revealed distinct results: positive, negative and no difference significant. Some authors evaluated that the combined presence of plastic residues with other contaminants or substances can change the physical, chemical and biological characteristics of the soil, directly and indirectly affecting plant growth. However, most of these studies were carried out with synthetic contamination and on a laboratory scale. As soils in real environments are dynamic and complex systems, there is still a gap to be filled with future studies that guarantee the representativeness of the results and reduce current uncertainties. Ultimately, it highlights the need to develop standardized protocols and methodologies for the analysis of samples collected in the field, so that it is possible to compare the results of different studies.

Keywords: Environmental contamination. Aquatic environment. Atmospheric environment. Soil-plant system. Land plants. Toxicity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Movimento dinâmico dos MPs e NPs entre os ecossistemas terrestre, aquático e atmosférico.	22
Figura 2 - Principais fontes de MPs e NPs e exemplos de suas contribuições para a contaminação dos compartimentos terrestre, aquático e atmosférico.	25
Figura 3 - Influência das propriedades do solo nas vias de interação entre MPs e microrganismos.	29
Figura 4 - Massa de detritos plásticos fluviais que fluem para os oceanos (toneladas por ano), resultante de modelagem.	30
Figura 5 - Distribuição de detritos plásticos flutuantes no oceano (peças por km ²), com diferentes classes de tamanho, resultante de modelagem.	32
Figura 6 - Métodos de amostragem, preparação, identificação e quantificação de MPs/NPs nas matrizes ambientais.	35
Figura 7 - Casos de toxicidade em organismos terrestres e aquáticos.	44
Figura 8 - MPs e a saúde humana: rotas de exposição e potenciais efeitos deletérios.	50
Figura 9 - Variação do número de publicações selecionadas em função do ano.	54
Figura 10 - Análise de agrupamento das palavras-chave dos artigos encontrados na Scopus.	55
Figura 11 - Fluxograma das etapas da revisão sistemática, incluindo número de publicações incluídas e excluídas em cada estágio.	56
Figura 12 - Mapa de ocorrência dos países das instituições dos autores referentes às publicações selecionadas.	57
Figura 13 - Distribuição das plantas analisadas nos artigos de interesse.	58
Figura 14 - Distribuição dos tipos de polímeros analisados nos artigos de interesse.	59
Figura 15 - Panorama do tamanho médio geral (A) e segmentado em MPs (B) e NP (C), bem como concentração (D) e tempo de exposição às plantas (E) observados nos artigos de interesse.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Perspectivas e desafios entre a presença de MPs e NPs no ambiente e cada ODS.	17
Tabela 2 - Alguns tipos de plásticos e suas principais aplicações.	19
Tabela 3 - Técnicas analíticas usadas na identificação e quantificação de MPs e suas principais vantagens e desvantagens.	38

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABS	acrilonitrila butadieno estireno
ARGs	Antibiotic Resistance Genes
ATR	Refletância Total Atenuada
BFRs	retardadores de chama bromados
BPA	bisfenol A
BPS	bisfenol S
Caco-2	células epiteliais intestinais humanas
DOM	matéria orgânica dissolvida
EC ₅₀	efeito na inibição do crescimento
EFSA	European Food Safety Authority
Eh	potencial de oxidorredução
EPIs	equipamentos de proteção individual
FTIR	Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier
HDPE	polietileno de alta densidade
HepG2	células de carcinoma hepatocelular humano
ISO	International Organization for Standardization
LDH	lactato desidrogenase
LC ₅₀	concentração letal
LDH	enzima lactato desidrogenase
LDPE	polietileno de baixa densidade
MDPE	polietileno de média densidade
MPs	microplásticos
NIR	Espectroscopia no Infravermelho Próximo
NPs	nanoplásticos
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PA	poliamida
PAHs	hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
PAN	poliacrilonitrila

PBAT	poli(butileno adipato co-tereftalato)
PC	policarbonato
PCA	análise de componentes principais
PCBs	bifenilas policloradas
PCF	fertilizante revestido com polímero
PE	polietileno
PES	poliéster
PET	polietileno tereftalato
PFAS	substâncias perfluoroalquil
PLA	ácido polilático biodegradável
PP	polipropileno
PRISMA	Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses
PS	poliestireno
PU	poliuretano
PVC	cloreto de polivinila
Pyr-GC-MS	Pirólise acoplada à Cromatografia Gasosa e à Espectrometria de Massas
RMN	Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear
SEM/EDS	Microscopia Eletrônica de Varredura com Espectroscopia de Energia Dispersiva
SOC	carbono orgânico do solo
TED-GC-MS Térmica	Espectrometria de Massas acoplada à Cromatografia Gasosa de Dessorção por Extração
TGA-MS	Análise Termogravimétrica acoplada à Espectrometria de Massas
UN DESA	United Nations Department of Economic and Social Affairs
UN	United Nations
UV	radiação ultravioleta
WWF	World Wide Fund for Nature
XS123	subespécie de arroz Xiushui 123
Y900	subespécie de arroz II You 900
ZNT 488	cultivar de milho Zhongnongtian 488
ZTN 182	cultivar Zhongtiannuo 182

LISTA DE SÍMBOLOS

CO_2	dióxido de carbono
CH_4	metano
NH_4^+	amônio
NO_3^-	nitrato
KClO	hipoclorito de potássio
NaOH	hidróxido de sódio
H_2SO_4	ácido sulfúrico
HNO_3	ácido nítrico
H_2O_2	peróxido de hidrogênio
KOH	hidróxido de potássio
NaCl	cloreto de sódio
CaCl_2	cloreto de cálcio
ZnCl_2	cloreto de zinco
NaI	iodeto de sódio
COOH	grupo carboxila
NH_2	grupo amino

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivos específicos	15
3. JUSTIFICATIVA	16
4. CONTEXTUALIZAÇÃO	19
4.1. Plástico	19
4.2. Definição de microplásticos (MPs) e nanoplásticos (NPs)	20
4.3. Fontes e mecanismos de transporte no ambiente	21
4.3.1. <i>MPs e NPs no ambiente terrestre</i>	27
4.3.2. <i>MPs e NPs no ambiente aquático</i>	30
4.3.3. <i>MPs e NPs no ambiente atmosférico</i>	32
4.3.4. <i>MPs e NPs e a pandemia de COVID-19</i>	34
4.4. Métodos de análise – amostragem, preparação, identificação e quantificação	35
4.5. Potenciais riscos dos MPs e NPs	40
4.5.1. <i>Toxicidade nos ecossistemas aquáticos e terrestres</i>	40
4.5.2. <i>Efeito combinado com outros contaminantes e microrganismos</i>	45
4.5.3. <i>Impacto na saúde humana</i>	48
5. METODOLOGIA	54
6. RESULTADOS DA REVISÃO SISTEMÁTICA	58
6.1. Panorama geral	58
6.1.1. <i>Ensaio de campo</i>	64
6.1.2. <i>Condições de tratamento</i>	65
6.2. Sistema solo-planta e sua interação com MPs e NPs	66
6.2.1. <i>Características do solo</i>	66
6.2.2. <i>Espécies de plantas</i>	68
6.2.3. <i>Influência dos MPs/NPs</i>	69
6.3. Acúmulo de MPs/NPs nas plantas	71
6.4. Principais <i>endpoints</i> na avaliação dos efeitos dos MPs e NPs nas plantas	72
6.5. Efeitos da presença combinada de outros contaminantes ou substâncias	73
6.6. Outras informações apresentadas nos artigos	74
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
REFERÊNCIAS	80
ANEXO A - Lista dos artigos selecionados para a revisão sistemática	96
ANEXO B - Síntese dos <i>endpoints</i> encontrados nos artigos selecionados	100
ANEXO C - Efeitos da presença combinada de outros contaminantes ou substâncias no desenvolvimento das plantas	105
ANEXO D - Impactos da presença de MPs e NPs combinada ou não com outros contaminantes ou substâncias na comunidade microbiana do solo	107

1. INTRODUÇÃO

Plásticos são polímeros sintéticos utilizados mundialmente. A maioria deles ainda é de origem fóssil e, portanto, produzida a partir do petróleo ou gás natural e constituída de monômeros de hidrocarbonetos. O primeiro material plástico foi inventado no século XIX e, a partir de então, devido às suas características de versatilidade, flexibilidade, leveza e durabilidade, eles estão vinculados ao suprimento de diversas necessidades da sociedade, como abastecimento de água, coleta de esgoto, distribuição de alimentos, sistema energético, transporte, conectividade, saúde e higiene. Sua imagem positiva, vinculada à modernidade e limpeza contribuiu para seu uso crescente (PLASTIC ATLAS, 2019).

Entre 1950 e 2017, cerca de 9,2 bilhões de toneladas de plástico foram produzidas. Em 2019, a produção global foi de aproximadamente 368 milhões de toneladas e a partir de 2025 estima-se uma geração de mais de 600 milhões de toneladas por ano. Em 2018, cerca de 29,1 milhões de toneladas de plástico foram coletadas na União Europeia, das quais 32,5% foram recicladas, representando uma quantidade reciclada duas vezes superior em comparação com 2006 (PLASTIC ATLAS, 2019; PLASTICSEUROPE, 2021). Isso demonstra um avanço da gestão de resíduos seguindo os princípios da economia circular. No entanto, o crescimento do consumo de plásticos é superior ao crescimento da capacidade de tratamento dos resíduos plásticos (WORLD WIDE FUND FOR NATURE - WWF, 2019) e de todo o montante de plástico já produzido no mundo, menos de 10% foi reciclado (PLASTIC ATLAS, 2019). As estimativas são ainda mais complexas, pois os produtos plásticos têm durabilidade de 0,5 a 50 anos, mas, atualmente, aproximadamente 40% deles são descartáveis e têm vida útil de até 1 ano (WWF, 2019). Assim, em um único ano, os resíduos produzidos não correspondem somente à produção ou consumo daquele ano. Estima-se que na Europa, anualmente, sejam lançados no ambiente entre 1270 e 2130 toneladas de MPs para cada milhão de habitantes (NIZZETTO; FUTTER; LANGAAS, 2016).

Como resultado dessa elevada produção e da degradação lenta, os resíduos de plástico se tornaram um verdadeiro desafio para a sustentabilidade global, haja vista que estão atrelados a vários problemas ambientais, ecológicos e de saúde humana. Estima-se que cerca de 80% dos detritos presentes nos oceanos é plástico, com entrada de mais de 8 milhões de toneladas anualmente, afetando mais de 800 espécies marinhas e matando até 1 milhão de aves e 100.000 mamíferos a cada ano (UNITED NATIONS, 2020). A maioria dos plásticos que chegam ao oceano são produzidos, utilizados e descartados no ambiente terrestre (ABEL DE SOUZA

MACHADO et al., 2017) e, assim, a liberação anual de plástico nos continentes é de 4 a 23 vezes maior que aquela observada nos oceanos (HORTON et al., 2017b).

Agravando a problemática ambiental, em cada estágio do ciclo de vida dos plásticos, desde a extração e refino do petróleo até um possível descarte no ambiente, são liberados gases de efeito estufa, como dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), que podem contribuir para as mudanças climáticas. A confecção de uma camisa de poliéster, por exemplo, pode emitir de 3,8 a 7,1 kg de CO_2 (PLASTIC ATLAS, 2019). Além disso, a incineração industrial é a alternativa para eliminação de cerca de 15% dos resíduos plásticos. Esse processo emite mais de 2,7 toneladas de CO_2 por tonelada de plástico incinerada (ENKVIST; KLEVNAS, 2018; WWF, 2019).

2. OBJETIVOS

O objetivo principal deste estudo foi avaliar o recente progresso da pesquisa relacionada aos microplásticos (MPs) e nanoplásticos (NPs) nos ecossistemas terrestres e marinhos.

2.1. Objetivos específicos

- Promover uma revisão da literatura, de modo holístico, visando coletar dados sobre a origem, transporte e toxicidade de MPs e NPs;
- Realizar uma busca sistemática de artigos envolvendo a contaminação dos MPs e NPs em solos, focando na sua interação com o sistema solo-planta;
- Avaliar os dados resultantes da revisão sistemática através de análises qualitativas e quantitativas.

3. JUSTIFICATIVA

Estamos na Década das Nações Unidas para a Restauração dos Ecossistemas (2021 - 2030), um movimento que visa conciliar esforços globais no intuito de prevenir, interromper e recuperar ecossistemas terrestres e aquáticos degradados em todo o mundo, para então se alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), lançados em 2015 (UNITED NATIONS - UN DECADE, 2015). Os 17 ODS compreendem 169 metas que podem ser rastreadas a partir de 232 indicadores únicos. Apesar da poluição global de MPs/NPs ser onipresente em todo o mundo, há apenas um indicador (14.1.1.) no ODS 14: “Conservar e usar de forma sustentável os oceanos, mares e recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável”, relacionado diretamente à redução dos impactos dos resíduos plásticos (UNITED NATIONS DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS - UN DESA, 2015; RITCHIE et al., 2018).

Contudo, a contaminação por MPs/NPs além de ser um problema ambiental nos oceanos, é também um problema ambiental terrestre, social e de saúde pública. O acúmulo de detritos plásticos pode ser um sintoma de deficiências anteriores na cadeia de gestão de uma comunidade (PRATA et al., 2021a). Assim, os efeitos dos MPs e NPs no ambiente podem estar interconectados direta e indiretamente com todos os ODS, dificultando a implementação das estratégias sustentáveis, como mostrado esquematicamente na Tabela 1. Isso ressalta a importância da necessidade de estratégias para se conter a poluição por resíduos plásticos dentro dos planos de ação necessários para se alcançar os ODS, sendo esta uma das motivações deste estudo.

Se por um lado, a característica de resistência observada para os plásticos favorece muitas de suas utilizações, por outro, uma vez no ambiente, ela dificulta sua degradação. Os plásticos são geralmente resistentes à degradação devido às suas características físico-químicas como hidrofobicidade, estrutura química e alto peso molecular (GAUTAM; BASSI; YANFUL, 2007). Contudo, como as quantidades utilizadas são da ordem de milhões de toneladas por ano, tem havido um acúmulo de resíduos de plástico nos ecossistemas, de diversos tamanhos, formas, cores e composições.

Tabela 1 - Perspectivas e desafios entre a presença de MPs e NPs no ambiente e cada ODS.

ODS	Perspectivas e desafios
1 ERRADICAÇÃO DA POBREZA 	Afeta negativamente os serviços ecossistêmicos impactando economicamente principalmente as comunidades mais pobres que dependem de atividades costeiras.
2 FOME ZERO E AGRICULTURA SUSTENTÁVEL 	Representa uma ameaça potencial ao sistema de produção de alimentos sustentável e a segurança alimentar, podendo estar presentes em embalagens de alimentos, solos agrícolas, frutas, vegetais, peixes e crustáceos.
3 SAÚDE E BEM-ESTAR 	Assimilação por humanos através de exposição cutânea, inalação e ingestão associados, por exemplo, com produtos de higiene, sal, água engarrafada e alimentos.
4 EDUCAÇÃO DE QUALIDADE 	A conscientização da população pode contribuir para o aumento da reciclagem e avaliação do ciclo de vida dos plásticos.
5 IGUALDADE DE GÊNERO 	Homens e mulheres são consumidores de produtos plásticos. Contudo, as mulheres são as maiores consumidoras de produtos de higiene pessoal e são a chave na tomada de decisões das atividades domésticas. Assim, o empoderamento das mulheres e o fortalecimento de mecanismos de responsabilização através de vários programas de conscientização e treinamento podem contribuir para a igualdade de gênero e a restauração dos serviços ecossistêmicos.
6 ÁGUA POTÁVEL E SANEAMENTO 	Presença de MPs e NPs já detectada na água potável, água subterrânea e águas residuárias tratadas é motivo de preocupação.
7 ENERGIA LIMPA E ACESSÍVEL 	A incineração de resíduos plásticos contribui para as emissões de gases do efeito estufa e liberação de poluentes atmosféricos, contradizendo o ODS 13 e 15, respectivamente. A pirólise transforma os polímeros em monômeros em ambiente livre de oxigênio e emite menos gases poluentes em comparação com a incineração para conversão dos resíduos em energia.
8 TRABALHO DECENTE E CRESCIMENTO ECONÔMICO 	As perdas econômicas causadas pelo plástico podem ser altas e decorrentes dos danos ambientais e dos custos associados à sua limpeza. É necessária a existência de uma infraestrutura significativa que promova a gestão adequada dos resíduos, o que pode ser uma oportunidade de crescimento econômico atrelado a uma economia circular. Ademais, os corpos hídricos serão mais limpos, favorecendo o turismo e o empreendedorismo.
9 INDÚSTRIA, INOVAÇÃO E INFRAESTRUTURA 	A inovação é necessária para o desenvolvimento de alternativas sustentáveis, como os plásticos biodegradáveis, contribuindo para a economia circular. Pesquisas na reutilização de resíduos plásticos, como reciclagem física e química, também são importantes.
10 REDUÇÃO DAS DESIGUALDADES 	O comércio global de resíduos de plástico, dos países desenvolvidos para os países em desenvolvimento, tem sido amplamente criticado por criar ainda mais desigualdades e aumentar os danos ambientais. Algumas dessas economias dependem do turismo, que poderá sofrer um impacto negativo. A China proibiu a importação de resíduos plásticos em seu território.
11 CIDADES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS 	O descarte indiscriminado de plásticos está obstruindo as infraestruturas urbanas, como drenagem de águas pluviais e sistemas de esgoto, favorecendo a poluição de plásticos e casos de alagamento. Se a gestão de resíduos plásticos nos ambientes terrestres não for melhorada, sua quantidade nos ambientes marinhos continuará a aumentar.
12 CONSUMO E PRODUÇÃO RESPONSÁVEIS 	Várias pesquisas reportam produção e consumo insustentáveis de plástico, bem como falta de gerenciamento adequado dos resíduos produzidos. A curto prazo, a melhoria na gestão dos resíduos pode ser benéfica; mas, a longo prazo, uma solução mais sustentável atrelada à economia circular pode ser uma melhor solução. Uma diminuição de plásticos descartáveis no e o desenvolvimento de novos <i>designs</i> de produtos que favoreçam sua reutilização, reciclagem e minimização de embalagens plásticas podem ser algumas alternativas. Estima-se que cerca de 50% do plástico produzido é para uso único, principalmente em embalagens de alimentos.
13 AÇÃO CONTRA A MUDANÇA GLOBAL DO CLIMA 	Gases do efeito estufa são emitidos desde a produção até o descarte dos resíduos de plástico. Assim, são necessárias tecnologias de reutilização e reciclagem ecologicamente corretas a fim de se evitar as mudanças climáticas.
14 VIDA NA ÁGUA 	Como consequência da gestão e manejo inadequados, os resíduos plásticos têm aumentado nos ambientes aquáticos, de água doce e marinha, afetando adversamente os organismos desses ecossistemas. Esforços urgentes são necessários a fim de proteger a vida na água, garantindo uma melhor saúde marinha e o alcance de vários outros ODSs.
15 VIDA TERRESTRE 	Cerca de 80% da poluição de MPs e NPs é derivada de fontes terrestres. Mamíferos terrestres ingerem esses resíduos de maneira semelhante aos animais marinhos, mas os ecossistemas terrestres foram menos estudados. Assim, são necessários estudos que avaliem os impactos de macro, micro e nano plásticos em ambientes terrestres ao lado de ambientes aquáticos, a fim de restaurar e preservar a biodiversidade em todos os ecossistemas.
16 PAZ, JUSTIÇA E INSTITUIÇÕES EFICAZES 	Os países desenvolvidos devem se responsabilizar pela geração de seus resíduos, mas por serem dotados de maiores recursos, podem liderar as pesquisas em inovação. A implementação de soluções ambientais deve ser equitativa e justa, em nível local, regional e internacional.
17 PARCERIAS E MEIOS DE IMPLEMENTAÇÃO 	A poluição do plástico é um problema global. Portanto, requer parcerias globais entre os governos nacionais, organizações internacionais, setores privados e sociedades civis.

Fonte: modificado de Kumar et al. (2021) e Walker (2021).

Resíduos plásticos estão presentes nos ambientes terrestre, de água doce, costeiro e marinho, sendo que MPs e NPs já foram encontrados em regiões remotas ao redor do mundo, como nos sedimentos marinhos a grandes profundidades no Oceano Pacífico (ZHANG et al., 2020), na neve das altas altitudes do Monte Everest (NAPPER et al., 2020), na neve da superfície da geleira do Platô Tibetano (ZHANG et al., 2021c), nas águas doces da Antártida (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2020) e em organismos bentônicos no Ártico (FANG et al., 2018). Estudos anteriores também já confirmaram a presença de partículas plásticas no sal comercial (KIM et al., 2018), leite (KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020), cerveja (LIEBEZEIT; LIEBEZEIT, 2014), água mineral (ZUCCARELLO et al., 2019) e peixes (BARBOZA et al., 2020), representando um risco potencial à saúde humana.

O estudo de Carpenter e Smith (1972) é um dos primeiros relatos científicos da ocorrência de partículas de plástico no oceano, apresentando indícios da presença de 3.500 peças (com diâmetro entre 2,5 e 5 mm) ou 290 gramas de plástico por km² no Mar dos Sargãos, região cercada por correntes oceânicas e localizada na região do Atlântico Norte. Mas a grande maioria das publicações data dos últimos anos, quando o número de artigos publicados focando na questão de microplásticos e nanoplásticos cresceu de forma exponencial, possivelmente sob influência da mídia ambientalista e social (SORENSEN; JOVANOVIĆ, 2021).

O conhecimento sobre a acumulação e os efeitos dos resíduos plásticos em ambientes terrestres é menor em comparação com os ambientes marinhos (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015; PIEHL et al., 2018). Por isso, a segunda etapa deste estudo visou considerar as publicações que avaliaram a questão dos MPs e NPs nos ecossistemas terrestres, principalmente dos últimos 10 anos. Esse trabalho abordou esta lacuna do conhecimento, coletando, avaliando e discutindo criticamente a interação dos MPs e NPs com o sistema solo-planta, de modo que esses resultados possam servir como recomendações para pesquisas futuras.

4. CONTEXTUALIZAÇÃO

4.1. Plástico

Diversos tipos de plásticos são utilizados em inúmeras atividades humanas em todo o mundo (Tabela 2). Os tipos mais comuns de plástico e, conseqüentemente, mais encontrados no ambiente são: polipropileno (PP), poliestireno (PS), polietileno tereftalato (PET), cloreto de polivinila (PVC), poliéster (PES), polietileno (PE), polietileno de alta densidade (HDPE) e polietileno de baixa densidade (LDPE) (ROCHMAN et al., 2013; ALIMIM et al., 2018; YANG et al., 2021a). O setor de embalagens, compostas predominantemente por PE, PP e PET, domina o mercado global de plásticos (GEYER et al., 2017). Em 2019, da demanda europeia de plástico de 51,2 megatoneladas, a fabricação de embalagens (39,6%), seguida pela construção civil (20,4%), foram os principais consumidores da produção total (PLASTICSEUROPE, 2021).

Tabela 2 - Alguns tipos de plásticos e suas principais aplicações.

Tipo de plástico	Densidade relativa (g/cm³)	Principais aplicações
Polietileno tereftalato (PET)	1,30 a 1,50	Filme plástico, embalagem para alimentos, garrafas de bebidas carbonatadas, água, suco e cerveja, tubo, nanotubo de carbono isolador de moldagem, fibra de vidro para resinas de engenharia
Polipropileno (PP)	0,88 a 1,23	Corda, tampas de garrafa, rede, para-choques de carro, vaso de flores, folders
Polietileno de alta densidade (HDPE)	0,94 a 0,96	Tubos de transporte de água, tigelas, baldes, recipientes de produtos de limpeza doméstica, filmes de embalagem, garrafas de leite e suco
Polietileno de baixa densidade (LDPE)	0,83 a 0,85	Garrafas, sacos para sanduíches, sacos para freezer, embalagem de padaria, revestimento de caixa de suco de frutas, canudos, produtos para a pele (máscaras, bases, esfoliantes)
Cloreto de polivinila (PVC)	1,15 a 1,70	Tubo de encanamento, cortina de chuveiro, moldura de janela, suprimentos médicos, botas, roupas, revestimentos de papel de parede, frascos de xampu, embalagens transparentes para alimentos
Poliestireno (PS)	1,04 a 1,50	Materiais de isolamento em construção, espumas de embalagem, recipiente para alimentos, caixas de ovos, talheres, copos e pratos descartáveis, discos compactos
Poliamida (PA)	1,13 a 1,35	Escova de dentes, moldagem de motor de carro, filme de embalagem de alimentos

Fonte: adaptado de Jaiswal et al. (2021) e Wang, Zhao e Xing (2021).

Em sedimentos costeiros coletados em diferentes países ao redor do mundo, a maioria dos MPs eram fibras de PES (56%) e acrílicas (23%) (ANTHONY BROWNE et al., 2011). Os sedimentos dos rios Reno e Meno continham MPs derivados abundantemente de PE, PP e PS (KLEIN; WORCH; KNEPPER, 2015). Em terras agrícolas no sudeste da Alemanha o PE foi o tipo mais comum de polímero, referente a 62,5% dos MPs encontrados, seguido de PS e PP (PIEHL et al., 2018). Em amostras de água engarrafada, dentre os MPs identificados, o PP foi o tipo de polímero mais comum (54%), possivelmente por ser um plástico frequentemente utilizado na fabricação de tampas de garrafas (MASON; WELCH; NERATKO, 2018). Três dos 12 MPs encontrados em placentas humanas puderam ser identificados como de PP (RAGUSA et al., 2021).

4.2. Definição de microplásticos (MPs) e nanoplásticos (NPs)

Os particulados plásticos são comumente classificados em microplásticos (MPs) e nanoplásticos (NPs), considerando o seu tamanho. Contudo, não existe um consenso geral, havendo variação entre os estudos quanto às dimensões adotadas. Em geral, os microplásticos estão na faixa de tamanho entre 100 nm e 5 mm. Eles apresentam formatos variados, incluindo fragmentos, grânulos, fibras, esferoides e pellets (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY - EFSA, 2016). Enquanto os nanoplásticos são fragmentos em nanoescala, ou seja, variando de 1 a 100 nm, em conformidade com a *International Organization for Standardization* (ISO, 2015).

Em relação à origem, os detritos plásticos podem ser classificados em primários e secundários. Os MPs e NPs primários são aqueles fabricados especificamente na faixa de tamanho de micrômetro e nanômetro, respectivamente. Portanto, esses fragmentos já são descarregados no ecossistema com essa característica granulométrica. Estão associados a vários usos como abrasivos industriais e produtos de limpeza (VERSCHOOR et al., 2016), cosméticos contendo microesferas esfoliantes de PE (NAPPER et al., 2015), aplicações de poliacrilamida visando promover a floculação e a estabilidade do solo (LI; SHAO; HORTON, 2011), tintas e eletrônicos (GAYLARDE; BAPTISTA NETO; DA FONSECA, 2021).

Os MPs e NPs secundários são resultado da desintegração de mesoplásticos e macroplásticos. Isso pode ocorrer antes da entrada no ambiente, como é o caso das microfibras de origem têxtil produzidas pela lavagem das roupas (SALVADOR CESA; TURRA; BARUQUE-RAMOS, 2017), ou depois da entrada no ambiente, pela ação de múltiplos

processos, como fotodegradação, hidrólise, oxidação, biodegradação e degradação mecânica, que podem agir sinergicamente (ALIMI et al., 2018). Esses mecanismos apresentam potencial variável para os diversos polímeros plásticos. Por exemplo, PE e PS são os tipos plásticos mais propensos às modificações oriundas da radiação ultravioleta (FELDMAN, 1984). Os próprios MPs estão suscetíveis aos efeitos do envelhecimento podendo originar MPs de dimensões menores e, até mesmo, NPs. Um estudo em condição controlada de laboratório revelou um aumento na formação de NPs ao longo de 56 dias de degradação de uma tampa de copo de café constituída de PS presente em um ambiente marinho simulado (LAMBERT; WAGNER, 2016). Outros exemplos de fontes secundárias incluem o desgaste de pneus de automóveis (VERSCHOOR et al., 2016), coberturas plásticas do solo usadas na agricultura (STEINMETZ et al., 2016), aplicação de compostos (BLÄSING; AMELUNG, 2018), lodos e efluentes de estação de tratamento de águas residuárias (HORTON et al., 2017b; ZHANG et al., 2022).

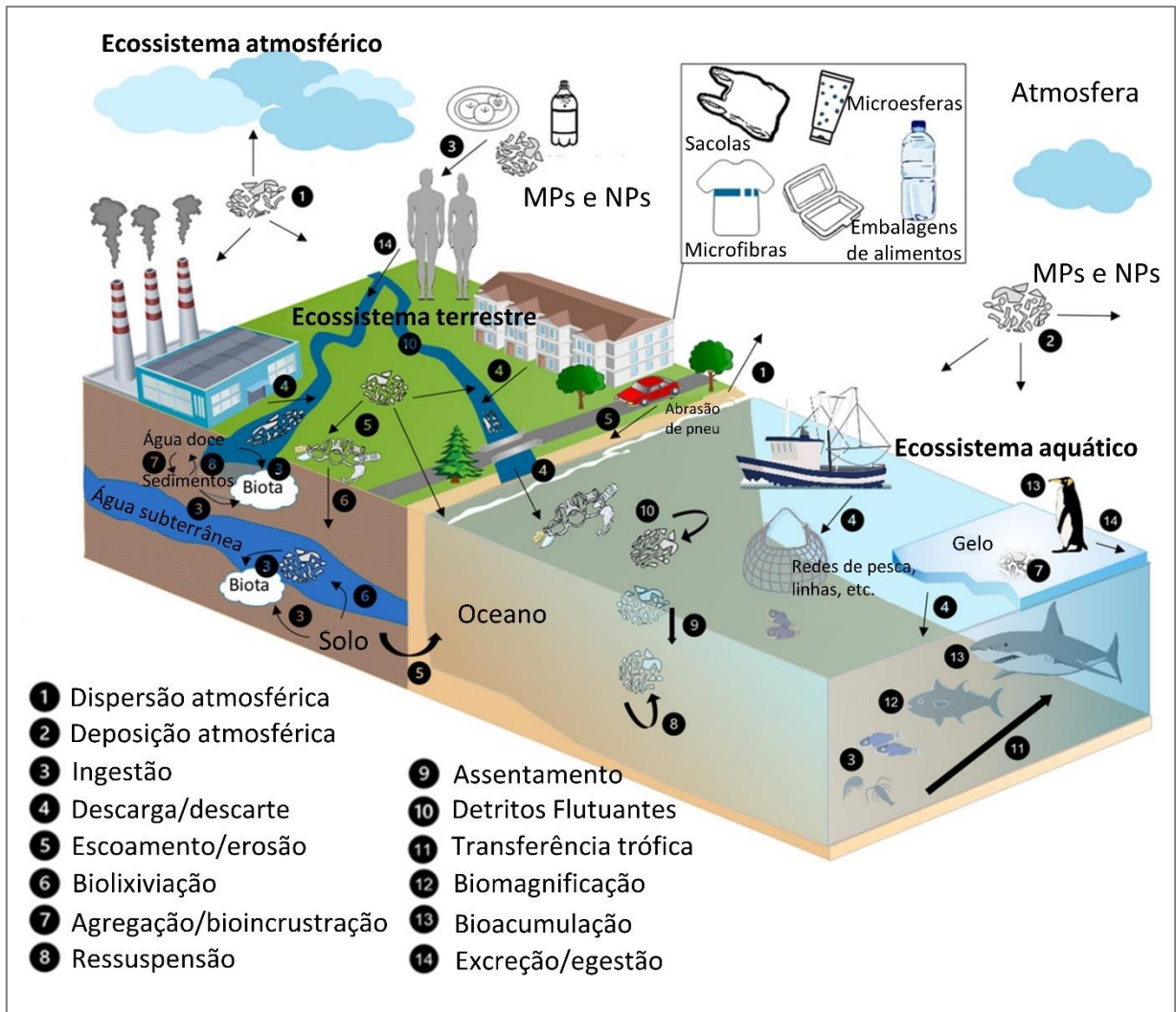
4.3. Fontes e mecanismos de transporte no ambiente

Os MPs e NPs se movimentam dinamicamente no ambiente, sendo que a água, o ar e o solo são vias comuns para o seu transporte, conforme mostrado na Figura 1. A maioria das fontes de MPs e NPs se encontra no ambiente terrestre. Estima-se que a liberação anual de plástico nos continentes seja de 4 a 23 vezes maior que aquela observada nos oceanos (HORTON et al., 2017b). As distribuições espaciais desses contaminantes são fortemente influenciadas pelas atividades antropogênicas (TALBOT; CHANG, 2022), como disposição e tratamento de resíduos, atividades urbanas, industriais e agrícolas.

Seguindo os princípios da economia circular, a reciclagem é uma interessante alternativa para os resíduos plásticos. Na Alemanha, por exemplo, em 2018, cerca de 50% do plástico pós-consumo usado em embalagens foi reciclado, enquanto praticamente 0% foi enviado para aterros sanitários (PLASTICSEUROPE, 2021). Contudo, esta não é a realidade em muitos locais. Atualmente, apenas 20% dos resíduos plásticos coletados no mundo são conduzidos para reciclagem (LIU et al., 2017), enquanto uma parcela considerável (21 a 42%) ainda é destinada aos aterros sanitários, sendo necessários cerca de 400 anos para sua decomposição (ALIMI et al., 2018; WWF, 2019). Muitas vezes, esses aterros não são administrados de maneira correta, podendo resultar na liberação dos materiais armazenados para o solo. Os plásticos contidos neles podem ser transportados acidentalmente, por exemplo, pela ação do vento, ou ainda pode haver manuseio incorreto dos resíduos pelos operadores (WONG et al., 2020). Somado com

outros casos de má gestão dos resíduos plásticos, como os descartes a céu aberto, estas são causas significativas da poluição plástica. Em 2016, estimou-se que 37% dos resíduos plásticos tenham sido mal geridos (WWF, 2019).

Figura 1 - Movimento dinâmico dos MPs e NPs entre os ecossistemas terrestre, aquático e atmosférico.



Fonte: adaptado de Petersen e Hubbart (2021).

A abrasão do pneu de veículos também pode gerar partículas de MPs, como reportado por Abbasi et al. (2019). Nesse estudo foram coletadas amostras de poeira de ruas de Asaluyeh (Irã), nas quais foram encontradas uma média de 900 partículas de MPs e 250 partículas de microborracha para cada 15 g de poeira. O escoamento superficial das ruas e as inundações são vias importantes para o transporte de macroplásticos e MPs produzidos, principalmente, nos centros urbanos, para solos e recursos hídricos mais distantes (YANG et al., 2021a).

As fibras sintéticas produzidas na lavagem das roupas são outra importante fonte de MPs e NPs. Amostras de água coletadas em máquinas de lavar domésticas mostraram que uma única peça de roupa pode produzir até mais de 1.900 fibras por lavagem. Micro e nano fibras plásticas, associadas por análise forense com tecidos de roupas, foram encontradas em sedimentos costeiros de diversos países em concentrações mais de 250% superiores em áreas com histórico de descarte de esgoto doméstico em comparação com áreas de referência. Em nenhum local, porém, havia aporte de esgoto nos últimos 10 anos (ANTHONY BROWNE et al., 2011), o que indica a persistência dos MPs no meio aquático.

Produtos de higiene pessoal comercializados na Espanha revelaram presença marcantes de MPs com tamanho, em geral, variando de 8 µm a 2 mm. Quanto menores os MPs, maiores foram suas concentrações, atingindo até mais de 3000 partículas/g de produto. Mais de 60% dos esfoliantes para o corpo e 80% dos esfoliantes para os pés apresentaram partículas de PE em sua composição (GODOY et al., 2019). A grande maioria dos MPs e NPs produzidos a partir do uso de produtos de higiene e saúde seguem para os sistemas de tratamento de efluentes.

Apesar de alguns sistemas de tratamento de esgoto apresentarem remoção de MPs superior a 80%, podendo atingir até 99,9%, devido à grande quantidade de partículas que entram no sistema, pode haver um número significativo delas ainda sendo liberadas no efluente final, que atua como uma fonte de MPs e NPs (ZHANG et al., 2022). Mais de 90% das micropartículas detectadas em uma estação de tratamento de águas residuais na Espanha eram microfibras, sendo que, em relação aos efluentes secundários apenas 9% delas correspondiam a plástico, o restante era de algodão (BRETAS ALVIM; BES-PIÁ; MENDOZA-ROCA, 2020).

A maioria dos fragmentos removidos ao longo do tratamento se encontram no lodo produzido. Amostras de lodo coletadas em diferentes estações de tratamento de água na cidade de Nanjing (China) revelaram uma abundância de $9,79 \pm 3,25 \times 10^3$ MPs/kg de lodo seco (YUAN et al., 2022).

Assim, a aplicação do lodo como fertilizante é uma importante entrada de MPs em solos agrícolas (NIZZETTO; FUTTER; LANGAAS, 2016). Estima-se que, em 2016, o Reino Unido tenha adicionado mais de 11 mil toneladas de MPs no solo devido à disposição de lodos como fertilizantes (PLASTIC ATLAS, 2019). Após os nutrientes do fertilizante terem sido absorvidos pelas culturas, os MPs permanecerão no solo, estando passíveis de transporte e atuação dos mecanismos físicos, químicos e biológicos (WONG et al., 2020).

As terras agrícolas correspondem a mais de um terço da área terrestre global (WORLDBANK, 2018) e, além das entradas de MPs/NPs advindas do uso de fertilizantes,

existem também contaminações associadas ao uso direto de plástico pelas atividades agrícolas. A agricultura mundial utiliza cerca de 6,5 milhões de toneladas de plástico a cada ano (PLASTIC ATLAS, 2019). A cobertura do solo agrícola com palha ou filmes plásticos é uma técnica comum, pois garante melhor produtividade, qualidade e eficiência do uso da água. Cerca de 20 milhões de hectares de terras agrícolas no mundo são cobertas com plástico (do inglês, *plastic mulch*) (YANG et al., 2021a). MPs e NPs podem também ser transferidos para áreas agrícolas através da irrigação de rios, lagos, reservatórios ou aquíferos contaminados (YANG et al., 2021a).

As indústrias podem ser também uma fonte de MPs e NPs, com descarte tanto no solo e na água, como também no ar. Fuller e Gautam (2016) reportaram concentrações de 300 a 67.500 mg de MPs/kg de solo em amostras coletadas próximo de uma área industrial em Sidney (Austrália).

Existem algumas fontes de MPs e NPs localizadas nos próprios oceanos, como o desgaste de detritos plásticos, sinalização e embarcações. Napper et al. (2022) mostraram, através de estudos de laboratório e ensaios de campo, a potencial liberação de MPs pela indústria marítima através da abrasão das cordas e redes de pesca. Os autores sugeriram que alguns MPs, predominantemente com formas irregulares, encontrados no ambiente marinho e falsamente atribuídos às fontes terrestres, podem, na verdade, ter origem na abrasão da corda, sendo que os cabos de PP novos e com 1 ano liberaram uma massa microplástica (11 ± 2 e 12 ± 3 $\mu\text{g}/\text{m}$, respectivamente) dezenas de vezes menor em comparação com cabos de 2 (247 ± 18 $\mu\text{g}/\text{m}$) ou 10 anos de idade (1052 ± 75 $\mu\text{g}/\text{m}$).

Em geral, a principal fonte de MPs e NPs que atingem o ar são os têxteis sintéticos, embora outras origens também possam ser verificadas, como a degradação de macropolásticos em aterros sanitários ou incineradores, o tráfego de veículos e maquinários na superfície e a ressuspensão da poeira (AKANYANGE et al., 2021; FOURNIER et al., 2021).

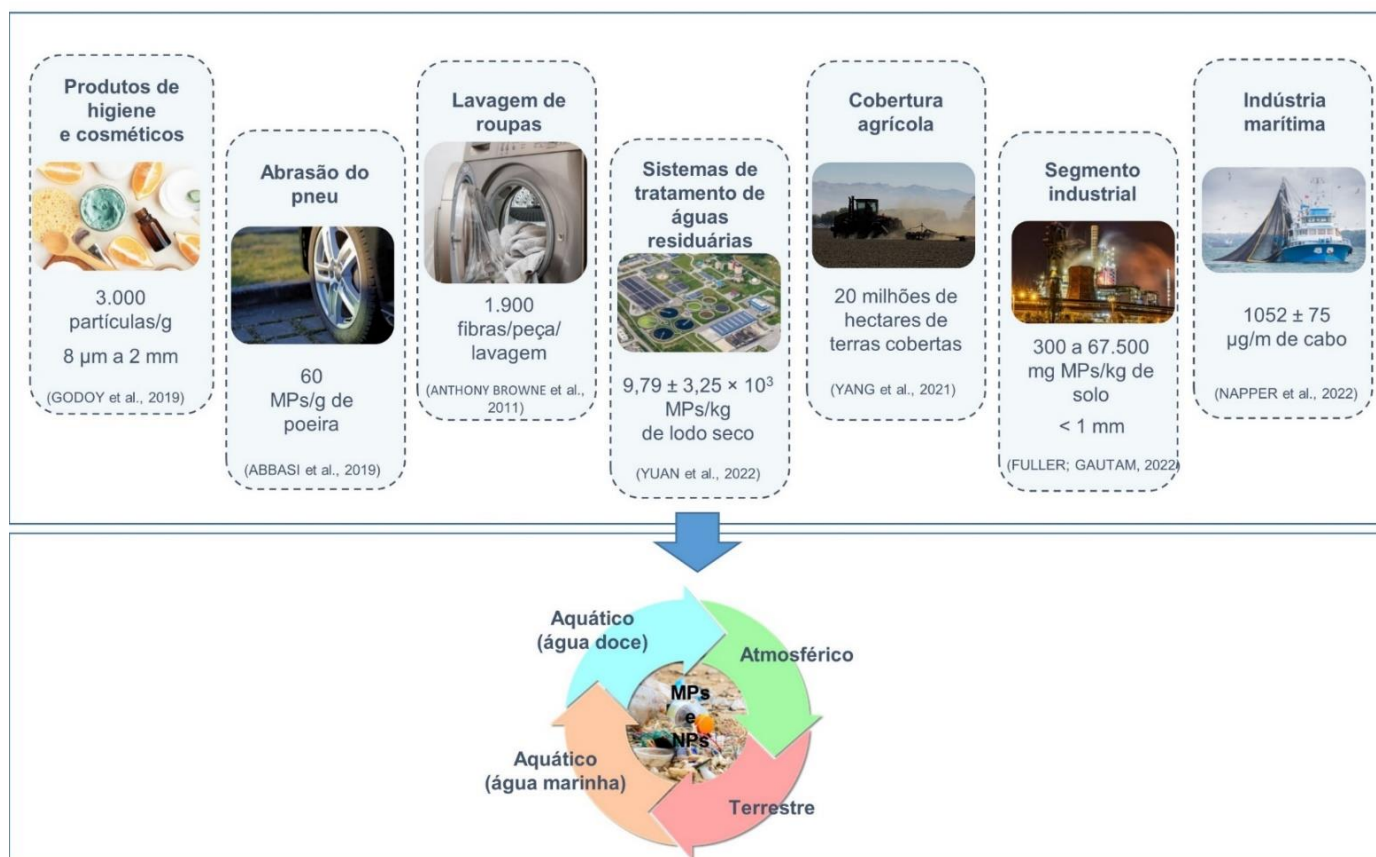
Diversas rotas de transporte dos MPs/NPs no ar propiciam seu espalhamento, alcançando, até mesmo, áreas remotas do continente e do mar. O vento das áreas urbanas pode carregar uma concentração considerável de MPs (SRIDHARAN et al., 2021). Wang et al. (2021) modelaram a trajetória de MPs até regiões desabitadas do deserto de Badain Jaran (China) e sugeriram como origem áreas povoadas localizadas a longas distâncias, indicando a importância do transporte atmosférico. A abundância de MPs variou de $0,7 \pm 1,5$ a $11,7 \pm 15,5$ partículas/kg, principalmente com tamanho de 50 a 200 μm e formato de fragmentos (77%) e fibras (23%). Os autores ainda ressaltaram a contribuição potencial do turismo, pois os locais

de coleta próximos a zonas turísticas continham mais MPs ($8,2 \pm 17,9$ partículas/kg) em comparação com zonas não turísticas ($0,9 \pm 1,6$ partículas/kg).

Os mecanismos de transporte e as rotas potenciais dos MPs/NPs aerotransportados ainda necessitam de mais estudos. O conhecimento relativo a deposição aérea, transporte, eliminação e precipitação das partículas é fundamental para se estimar as regiões mais vulneráveis e as taxas de carregamento para áreas remotas (SRIDHARAN et al., 2021).

A Figura 2 ilustra as principais fontes de MPs e NPs e apresenta exemplos de suas contribuições potenciais para a contaminação dos compartimentos terrestre, aquático e atmosférico.

Figura 2 - Principais fontes de MPs e NPs e exemplos de suas contribuições para a contaminação dos compartimentos terrestre, aquático e atmosférico.



Fonte: a autora.

Os MPs e NPs encontrados em matrizes de solo têm composição física e química semelhante às encontradas em ambientes aquáticos, com predomínio de fibras e fragmentos de PE e PP (YANG et al., 2021a). Essa consistência de características é um

indicativo de que os compartimentos ambientais podem compartilhar fontes e permutar MPs e NPs.

Cada polímero apresenta propriedades físico-químicas distintas e a densidade, em especial, é crucial para determinar o transporte dos plásticos no ambiente. Para os plásticos mais consumidos, a densidade varia de 0,85 a 1,41 g/cm³ (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015). Em meio aquático, ela determina a partição das partículas, regendo comportamentos de flutuabilidade e deposição, enquanto em meio terrestre, ela determina a facilidade do transporte pelo vento (HORTON et al., 2017b; KUMAR et al., 2021). Plásticos menos densos que a água podem flutuar, sendo transportados por longas distâncias em rios e correntes oceânicas, sorvendo diferentes contaminantes, atingindo a linha de praia e sendo incorporados em sedimentos litorâneos (TEUTEN et al., 2007). Contudo, o transporte dos MPs e NPs é complexo e influenciado por diversos fatores específicos e dependentes do local da ocorrência. Por exemplo, partículas de PP e PE são teoricamente flutuantes, mas foram identificadas retidas nos sedimentos dos rios da bacia hidrográfica do Rio Tâmisa (Reino Unido), provavelmente devido a aglomeração com materiais orgânicos (HORTON et al., 2017a).

As rotas de transporte e as cargas de MPs e NPs presentes nos compartimentos ambientais são relatadas em diversos estudos, mas ainda existem deficiências nos dados existentes. Ademais, o fluxo relativo desses fragmentos entre os compartimentos ainda contém diversas incertezas e existem poucos modelos confiáveis para prever o transporte de MPs e NPs (ALIMI et al., 2018). Algumas das principais deficiências dos modelos aquáticos são a dificuldade de modelar as correntes de fluxo e a falta de considerar o transporte tridimensional, haja vista que nem sempre se examina a variabilidade de concentrações de MPs com a profundidade (HOFFMAN; HITTINGER, 2017). Além disso, é de extrema complexidade a validação dos modelos a partir de análises reais, já que são coletadas apenas alíquotas representativas do ambiente e os métodos de amostragem e detecção nem sempre são eficientes, sobretudo para as partículas menores. Essas incompatibilidades na predição prejudicam o entendimento holístico dos riscos ambientais associados, e reflete a necessidade de mais pesquisas que analisem a agregação e a movimentação dos detritos plásticos nos variados compartimentos ambientais.

4.3.1. MPs e NPs no ambiente terrestre

Diversos estudos já detectaram a presença de MPs e NPs em solos agrícolas. Na porção superficial de terras agrícolas alemãs (primeiros 5 cm) que recebem apenas tratamento agrícola convencional foram encontrados 206 macroplásticos por hectare, sendo a maioria deles (72,84%) de tamanho entre 5 e 50 mm. Já a abundância média de MPs foi de 0,34 partículas/kg de solo seco, dos quais a maioria era de cor branca e tinha dimensão entre 2 e 4 mm (PIEHL et al., 2018). Fazendo uma extrapolação grosseira os autores estimaram que o solo continha entre 158.100 e 292.400 MPs por hectare.

Em relação às coberturas agrícolas, Yu et al. (2021) realizaram experimentos de incubação de solo, com duração de 365 dias, avaliando a adição de palha de milho e MPs de PE produzidos, em laboratório, pela fragmentação de filme agrícola com o uso de nitrogênio líquido. Os resultados mostraram que os MPs reduziram a mineralização e decomposição do estoque de carbono orgânico do solo (SOC) e, conseqüentemente, o conteúdo de SOC biodisponível. Porém, como esses detritos são ricos em carbono estável de difícil degradação, os MPs aumentaram o conteúdo de SOC associado aos minerais. A presença de MPs também modificou a comunidade microbiana e reduziu as emissões de CO₂ advindas da decomposição da palha.

Contudo, essa influência dos MPs e NPs no SOC ainda não é totalmente conhecida. Kim, Jeong e An (2021) consideraram que os MPs no solo podem influenciar a medição precisa do SOC através da oxidação química. No entanto, o carbono dos MPs pode requerer longos períodos para sua transformação para a forma dissolvida, que é aquela de fato biodisponível. Assim, considerando que o SOC é um importante indicador da qualidade do solo, os autores alertaram sobre essas possíveis superestimções já que os MPs são novas fontes de carbono presentes no ambiente. Já Liu et al. (2017) analisaram a matéria orgânica dissolvida (DOM) em amostras de solo contendo MPs de PP e constataram aumentos nos conteúdos de C, N e P dissolvidos, amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻), possivelmente devido à estimulação da atividade enzimática.

Os MPs se distribuem espacialmente de forma descontínua nos solos, sendo sugerido que sua retenção seja maior em meios granulares mais heterogêneos (ALIMI et al., 2018). Considerando a concentração de MPs como uma variável regionalizada, ela apresenta aleatoriedade em curta escala, ou seja, uma variância “pepita”. Essa distribuição pode ser espacialmente dependente, por exemplo, quando ocorre uma fragmentação de um meso ou macroplástico, ou as partículas são oriundas de uma fonte pontual. Ou, ainda, essa concentração

pode ser uniforme, como no caso de uma aplicação de lodo seguida de homogeneização da camada superficial do solo (YU; FLURY, 2021).

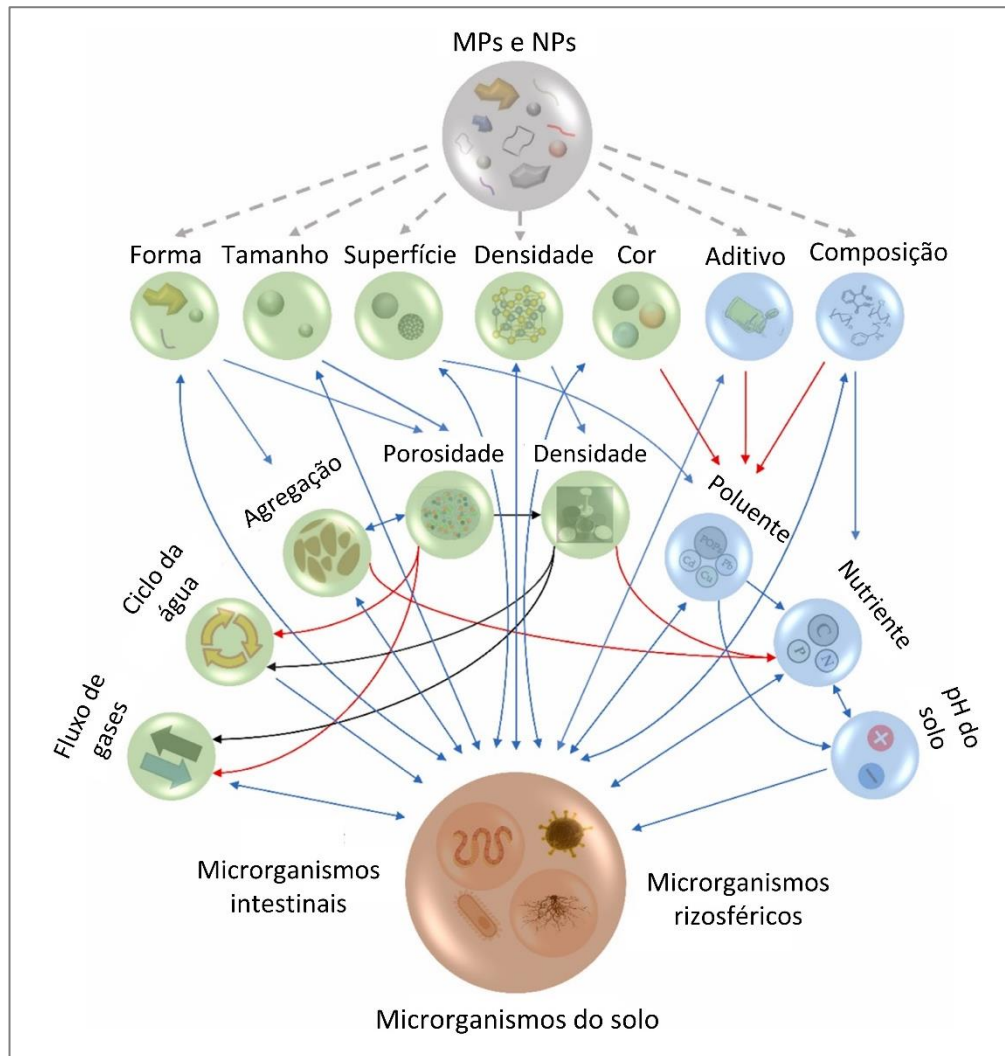
Em solos, os detritos plásticos em superfície podem ser fotodegradados pela exposição direta à radiação UV e, uma vez fracos, podem ser desintegrados mecanicamente pela atuação de forças de cisalhamento oriundas, por exemplo, durante a aração da terra, devido ao soterramento sob o solo ou em ciclos de congelamento-descongelamento (PIEHL et al., 2018). Estão sujeitos também a biodegradação pela atuação de microrganismos e da biota do solo. No entanto, a degradação dos plásticos no solo é um processo lento, que pode levar dezenas ou centenas de anos (WONG et al., 2020).

Conforme as partículas de plástico envelhecem, é esperado que elas se movimentem ao longo do perfil do solo (NG et al., 2018), podendo atingir a água subterrânea e, eventualmente, alcançando rios ou lagos. Contudo, quando se acumulam na subsuperfície, acabam protegidos da ação da degradação foto-térmica (NG et al., 2018; WONG et al., 2020). A mobilidade de MPs e NPs nos solos, além das características dos próprios plásticos, é influenciada pelas propriedades do meio no qual eles se movimentam (incluindo distribuição granulométrica e composição) e pelas características químicas da água presente nos poros (como pH, força iônica e conteúdo de matéria orgânica) (ALIMI et al., 2018).

Sabe-se que eles podem alterar a estrutura física, química e biológica do solo (Figura 3), degradando ou destruindo o habitat de microrganismos importantes para a manutenção da fertilidade (PLASTIC ATLAS, 2019; ZHANG et al., 2021b), afetando diretamente a comunidade microbiana do solo. Lozano et al. (2021) mediram a atividade microbiana através da taxa de respiração e observaram que ela foi fortemente dependente do tipo de polímero dos MPs. Fragmentos de PP e filmes de LDPE foram os polímeros que mais diminuíram a atividade microbiana, com reduções de 20 e 17% respectivamente, o que pode ser devido à efeitos negativos na difusão do oxigênio e fluxo de água no solo.

Ainda existem lacunas sobre a retenção e a movimentação dos MPs e NPs no solo. As minhocas e os colêmbolos podem ser importantes vetores no transporte de MPs para perfis mais profundos, com partículas menores sendo deslocadas proporcionalmente em maior extensão, conforme observado em um teste de estufa com *Lumbricus terrestris* e microesferas de PE (RILLIG; ZIERSCH; HEMPEL, 2017). Kwak e An (2021) reportaram a fragmentação biológica induzida por minhocas (*Eisenia andrei*) transformando MPs de PE em NPs.

Figura 3 - Influência das propriedades do solo nas vias de interação entre MPs e microrganismos.



As setas pontilhadas cinza mostram as propriedades físico-químicas dos MPs. As setas vermelhas apontam efeitos positivos e as setas pretas representam efeitos negativos. As setas azuis indicam efeitos pouco claros (positivos ou negativo) em diferentes condições. As setas azuis de duas pontas exibem efeitos bidirecionais.

Fonte: adaptado de Zhang et al. (2021b).

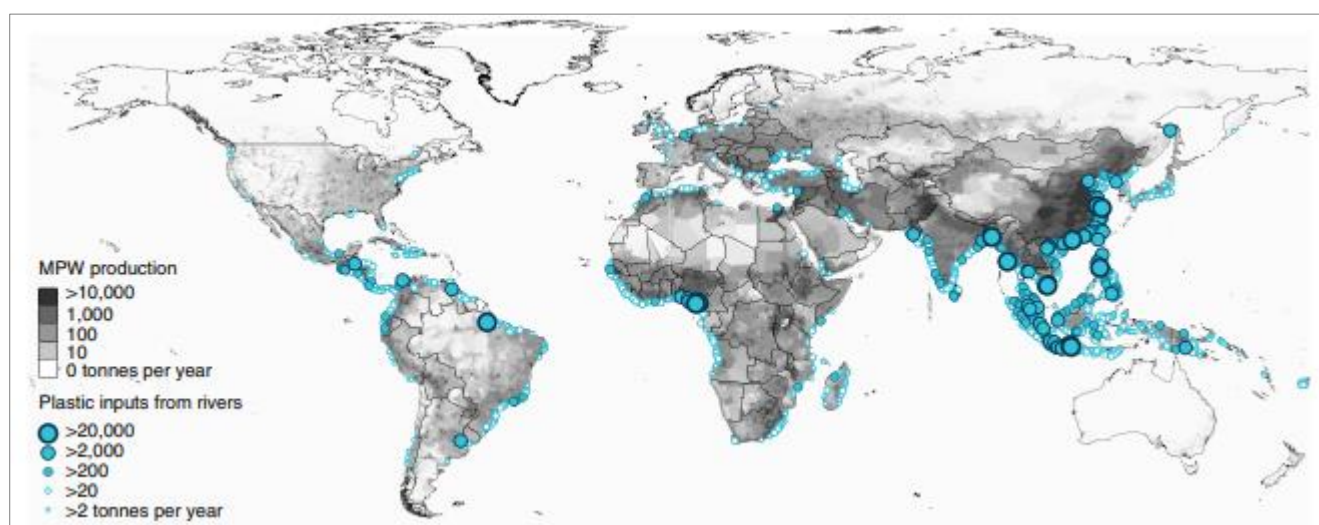
Em contraste com a infiltração da água e as atividades da fauna do solo que parecem favorecer a movimentação vertical dos MPs ao longo do perfil de solo, Li et al. (2021a) realizaram experimentos laboratoriais e observaram que as raízes primárias e secundárias do milho tenderam a mover os MPs para cima nas camadas superiores do solo e as raízes terciárias de gramíneas tenderam a acumular MPs, mantendo-os no perfil do solo. Assim, o crescimento das raízes das culturas pode ajudar a reduzir os riscos de MPs se moverem para solos profundos, mas levam ao seu acúmulo no solo superficial, cujos impactos devem ser melhor avaliados em pesquisas futuras.

4.3.2. MPs e NPs no ambiente aquático

Os sistemas de água doce, em geral, se localizam mais próximos das fontes de plásticos que os sistemas marinhos e dispõem de mais linha de costa, favorecendo a degradação mecânica e a retenção de partículas (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015). Prever o destino dos MPs e NPs em ambiente de água doce é difícil devido à diversidade das propriedades dos plásticos.

Os rios são sistemas dinâmicos, o que pode influenciar o transporte de MPs e NPs. Suas curvas podem acumular detritos e as rápidas mudanças nos níveis de água podem ressuspender os fragmentos que até então se encontravam depositados nos sedimentos (KLEIN; WORCH; KNEPPER, 2015). Estima-se que os rios transportem de 70 a 80% dos plásticos que atingem os oceanos (ALIMI et al., 2018), representando uma entrada global de detritos plásticos nos mares variando de 0,41 a 4×10^6 ton/ano. A Figura 4 apresenta uma estimativa da massa de detritos fluviais que fluem para os oceanos.

Figura 4 - Massa de detritos plásticos fluviais que fluem para os oceanos (toneladas por ano), resultante de modelagem.



As contribuições dos rios são derivadas de características individuais das bacias hidrográficas, como densidade populacional (hab/km²), produção de resíduos plásticos mal administrados (do inglês *mismanaged plastic waste*, MPW) por país (kg/hab/dia) e escoamento médio mensal (mm/dia). O modelo é calibrado com medições de concentração de plástico em rios da Europa, Ásia, América do Norte e do Sul.

Fonte: Lebreton et al. (2017).

Grandes bacias hidrográficas ricas em população humana transportam a maioria da carga total de detritos plásticos fluviais (SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017). A revisão da literatura elaborada por Talbot e Chang (2022) reportou que a abundância global de MPs em

ambientes de água doce tende a ser positivamente afetada pela cobertura urbana do solo, alta densidade populacional e proximidade de estação de tratamento de águas residuais. As distribuições espaciais também podem ser afetadas por características físicas da bacia hidrográfica, como declividade e elevação.

O rio Yangtze carrega 1.469.481 toneladas de plásticos, seguido pelo rio Indo, com 164.332 toneladas (KUMAR et al., 2021). Todos os sedimentos coletados nas margens dos rios Reno e Meno continham MPs em quantidade de até 1 g/kg ou 4000 partículas/kg (KLEIN; WORCH; KNEPPER, 2015).

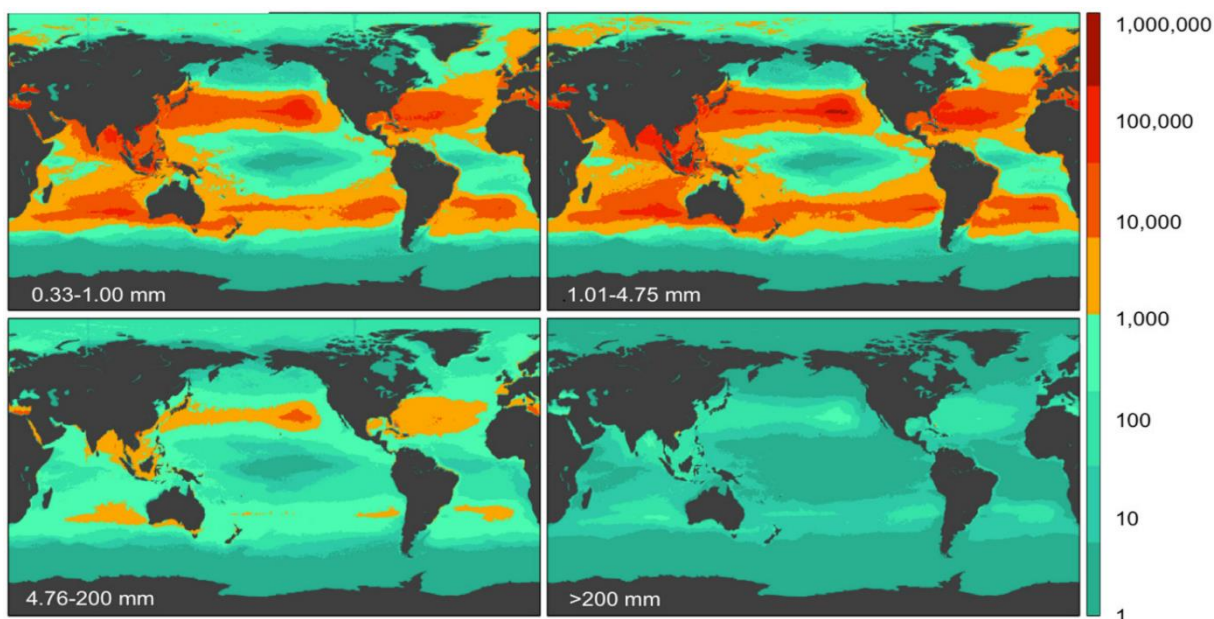
Prata et al. (2021a) avaliaram a presença de MPs (2 a 5000 μm) e fibras (18 a 5667 μm) na água do rio Douro (Portugal) em três regiões sob influência antrópica distinta. A maior concentração de MPs foi encontrada próximo a um ancoradouro e a menor, na zona rural. Dos MPs analisados, a maioria deles era fragmentos (69%) e tinham tamanho inferior a 40 μm (84%). A maior presença de fibras foi observada na área sob influência do descarte de efluente de esgoto e a menor, na zona rural. As fibras identificadas apresentaram tamanho médio de 522 μm e, embora a maioria delas revelasse natureza natural (62,6%), dentre as fibras sintéticas a maior proporção delas foi verificada no fluxo de efluente.

Estima-se que 9.887 toneladas de detritos plásticos sejam adicionadas por ano nos Grandes Lagos Laurentianos, derivando massas de MPs de 0,0211; 1,44 e 4,41 toneladas no Lago Superior, Huron e Erie, respectivamente, havendo transporte de massa entre os lagos (HOFFMAN; HITTINGER, 2017).

Em relação ao ambiente marinho, estima-se que 5,25 trilhões de partículas ou 268.940 toneladas de plástico estejam flutuando no mar. Desse total, 4,85 trilhões de partículas correspondendo a 35.540 toneladas apresentam dimensões entre 0,33 e 4,74 mm, podendo ser classificadas como MPs (ERIKSEN et al., 2014) (Figura 5). A maioria dos resíduos plásticos nos oceanos é oriunda de embalagens de alimentos. Em 2018, a Europa consumiu mais de 1,13 trilhão de embalagens constituída, em sua maioria, por plásticos (PLASTIC ATLAS, 2019).

O gelo marinho do Ártico retém MPs advindos da água do mar e da atmosfera. Pesquisas realizadas por Kim et al. (2021) evidenciaram que um montante significativo de MPs, da ordem de milhares de toneladas, comparável com a quantidade que flutua nos oceanos, está retida no gelo marinho do Oceano Ártico ocidental, representando um sumidouro global e, ao mesmo tempo, uma fonte de MPs. Esse montante influencia a presença de MPs em outras bacias árticas e se origina de diversas fontes, incluindo o influxo da água do mar, transporte, água não tratada e deposição atmosférica.

Figura 5 - Distribuição de detritos plásticos flutuantes no oceano (peças por km²), com diferentes classes de tamanho, resultante de modelagem.



Fonte: Eriksen et al. (2014).

A distribuição e o tamanho dos MPs são influenciados pelas características sedimentares e geomorfológicas das praias, como mostrado por Godoy et al. (2020) ao avaliar três praias da costa da Espanha. As concentrações de MPs foram maiores para a praia tipo baía fechada ($45,0 \pm 24,7$ partículas/kg de sedimento) em comparação com as praias do tipo delta aberto ($22,0 \pm 23,2$ e $31,5 \pm 21,5$ partículas/kg de sedimento). Os autores ressaltam que a presença de MPs nessa região pode ser diretamente afetada pelo vento, correntes marítimas e pela própria metodologia, incluindo o tamanho dos poros dos filtros utilizados nas coletas.

MPs foram detectados em todas as amostras de sedimentos coletados em oito locais na costa da Tunísia, variando de 129 a 606 partículas/kg de sedimento e com predomínio de PE. Foi observado também o acúmulo de MPs na espécie de anelídeo *Hediste diversicolor*, em concentração de 0,5 a 3,7 partículas/g e com tamanho predominante de 0,22 a 3 μm (MISSAWI et al., 2020).

4.3.3. MPs e NPs no ambiente atmosférico

Os principais polímeros dos MPs/NPs encontrados no ar são PP, PE, PS e PET, com as fibras como formato predominantes (superior a 90%). As concentrações dos MPs aerotransportados tende a ser maior nos ambientes internos em comparação com os ambientes externos (AKANYANGE et al., 2021).

Altas concentrações de MPs na atmosfera têm sido encontradas em grandes cidades, principalmente na forma de fibras (AKANYANGE et al., 2021). Três locais foram selecionados na megacidade de Ho Chi Minh (Vietnã) e analisados ao longo de um ano. Os resultados mostraram fluxos de deposição de MPs entre 71 e 917 partículas/m²/dia, para faixa de tamanho de 300 a 5000 µm, com predomínio de fibras. Inesperadamente, não foram constatadas variações em função do clima de monções local, com efeitos das chuvas ou intensidade e direção dos ventos, mas variações foram observadas entre os locais de coleta e atribuídas às diferentes condições de densidade populacional e taxa de ocupação (TRUONG et al., 2021).

Medições diretas de MPs aerotransportados são escassas. O ar dentro de casas em Aveiro (Portugal) foi amostrado por Xumiao et al. (2021). Os autores detectaram valores medianos de concentração iguais a 0,9 fibras/m³ e 0,7 MPs não fibrosos/m³ que equivale a um total de 1,1 partículas sintéticas/m³. Amostras de ar foram coletadas em ambientes diversos de Wenzhou (China) revelando que a presença média de MPs no ar interno (1583 ± 1180 partículas/m³) foi uma ordem de magnitude maior do que no ar externo (189 ± 85 partículas/m³) e as concentrações de MPs relativas às áreas urbanas (224 ± 70 partículas/m³) foram maiores do que na zona rural (101 ± 47 partículas/m³). A abundância em ambientes internos seguiu a ordem decrescente de concentração: apartamentos urbanos > escritórios > estações de trânsito $\approx$ salas de aula > hospitais (LIAO et al., 2021).

Medições indiretas de MPs aerotransportados são realizadas por amostragem, por exemplo, de precipitação, poeira e neve. Amostras de precipitação coletadas na Grande Paris mostraram uma média de 118 partículas/m²/dia, com tamanho entre 50 e 600 µm (DRIS et al., 2015). Poeira foi coletada em 28 escolas em Shiraz (Irã), mostrando um predomínio de MPs oriundos de PET e PP com formato em microfibras de tamanho entre 500 e 1000 µm. As maiores concentrações foram encontradas nas regiões mais densamente povoadas, com alto tráfego e grande número de indústrias e oficinas (NEMATOLLAHI et al., 2022). A poluição aérea de MPs foi evidenciada nas altas altitudes dos Alpes suíços, com origem predominante nas áreas urbanas europeias. Mais de 2×10^{11} partículas/m² de neve superficial a cada semana foram observadas durante o período de estudo de Materić et al. (2021), principalmente originadas de PP e PET.

4.3.4. MPs e NPs e a pandemia de COVID-19

A disseminação de um novo tipo de coronavírus (SARS-CoV-2), a partir de dezembro de 2019, causou uma crise pandêmica global em função do espalhamento da doença respiratória conhecida como COVID-19. Consequentemente, diversas medidas foram adotadas visando conter a disseminação do vírus, entre elas, o uso de equipamentos de proteção individual (EPIs), com destaque para o uso das máscaras faciais, que se tornou o novo normal em todo o mundo. Diferentes tipos de máscaras passaram a ser utilizadas, com destaque para as cirúrgicas, PFF2, N95 e de algodão. Contudo, devido ao alto contágio do vírus, as máscaras cirúrgicas descartáveis foram as mais usadas (LI et al., 2021c; TORRES-AGULLO et al., 2021). Elas podem ser fabricadas a partir de diferentes polímeros, como PP, PS, PE, PES, poliuretano (PU), poliacrilonitrila (PAN) ou policarbonato (PC) (ARAGAW, 2020).

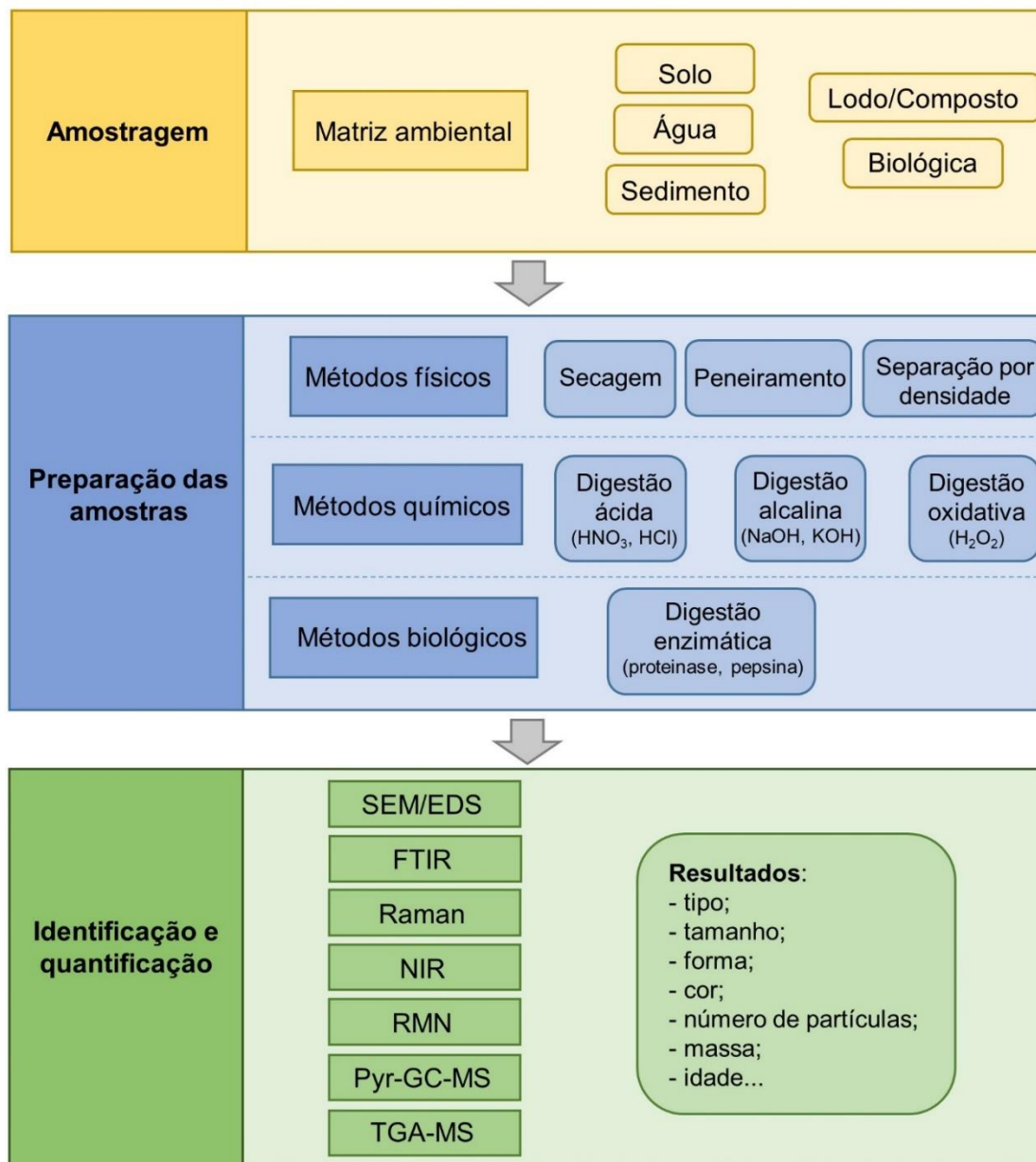
Houve um aumento sem precedentes na produção global de máscaras faciais. De acordo com estimativas da Organização Mundial de Saúde, aproximadamente 89 milhões de máscaras médicas foram utilizadas por mês para controlar a doença (WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO, 2020). A China, por exemplo, produziu cerca de 200 milhões de máscaras/dia em junho de 2020, mais de 20 vezes superior à quantidade produzida em fevereiro do mesmo ano (ARAGAW, 2020). Muitas vezes essas máscaras têm sido descartadas inadequadamente, podendo vir a se tornar novas fontes de MPs/NPs para os ambientes terrestres e aquáticos (FADARE; OKOFFO, 2020).

Ademais, o uso prolongado ou o reuso das máscaras podem provocar a geração de MPs e NPs e como elas são dispostas sobre a boca e o nariz, isso facilita a inalação das partículas plásticas desprendidas (TORRES-AGULLO et al., 2021). Li et al. (2021c) reportaram que as máscaras cirúrgicas, de algodão e de carvão ativado apresentam maior risco de inalação de MPs em formato de fibras em comparação com a N95. Além disso, o uso da N95 reduz em 25,5 vezes o risco de inalação de MPs esféricos em comparação com o não uso de máscaras. Foram testados os efeitos de diversos processos de desinfecção (radiação ultravioleta - UV, álcool, soprador de ar, lavagem e solar). Os autores mostraram que, em geral, o uso de máscaras reduz o risco de inalação de partículas aerotransportadas, mas a reutilização de máscaras após diferentes processos de desinfecção pode aumentar o risco de inalação de partículas devido à danos na estrutura interna do material. A desinfecção UV produziu um menor risco de inalação de MPs na forma de fibras e, assim, pode ser indicada para a reutilização das máscaras. Porém, esta pesquisa não avaliou sua eficácia do ponto de vista microbiológico.

4.4. Métodos de análise – amostragem, preparação, identificação e quantificação

As etapas da amostragem, preparação, identificação e quantificação das amostras coletadas nas mais diversas matrizes ambientais com o objetivo de se analisar a presença de MPs e NPs são mostradas esquematicamente na Figura 6.

Figura 6 - Métodos de amostragem, preparação, identificação e quantificação de MPs/NPs nas matrizes ambientais.



SEM/EDS: Microscopia Eletrônica de Varredura com Espectroscopia de Energia Dispersiva; FTIR: Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier; NIR: Espectroscopia no Infravermelho Próximo; RMN: Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear; Pyr-GC-MS: Pirólise acoplada à Cromatografia Gasosa e à Espectrometria de Massas; TGA-MS: Análise Termogravimétrica acoplada à Espectrometria de Massas.

Fonte: a autora.

A primeira dificuldade na quantificação de MPs e NPs é a coleta de amostras representativas nos diferentes compartimentos ambientais. Em se tratando de análises em solo, simulações numéricas indicaram que o número necessário de amostras diminui hiperbolicamente em função do aumento da concentração de MPs. Entretanto, para diminuir os erros relativos, aumentando então a precisão dos resultados, é mais indicado usar amostras compostas, coletando réplicas individuais com o maior volume possível, e depois reduzi-las através de quarteamento, ao invés de coletar várias réplicas pequenas (YU; FLURY, 2021).

Uma vez coletadas, as amostras devem ser devidamente preparadas e armazenadas. Nesse processo, podem ser utilizados métodos físicos, químicos e/ou biológicos. Solos são geralmente armazenados a 4°C e secos ao ar em temperatura ambiente. Isso garante a identificação dos MPs sem interferência da umidade do solo. O uso de secagem em estufa a altas temperaturas não é recomendado, pois os MPs podem se deformar e quebrar quando a temperatura usada excede a temperatura de deformação térmica do polímero (YANG et al., 2021a). Temperaturas de até 70°C não afetam a maioria dos polímeros, mas, em especial, PP e PA são danificadas e, assim, recomenda-se que para eles, a temperatura não ultrapasse 50°C (HURLEY et al., 2018). Amostras de água frequentemente passam pelo peneiramento, utilizando diferentes tipos e tamanhos de malha de peneira, e filtração (TIRKEY; UPADHYAY, 2021). As propriedades da água, sobretudo o pH, afetam diretamente a possibilidade de agregação de MPs/NPs. Assim, o conhecimento (das propriedades) das amostras é fundamental para a escolha dos métodos mais apropriados para o tratamento das amostras (LEE; CHAE, 2021).

A purificação pode ser necessária, principalmente quando existem grandes quantidades de matéria orgânica, que podem ser um problema nas etapas posteriores. Com este intuito, é possível utilizar diversos reagentes, como hipoclorito de potássio (KClO), hidróxido de sódio (NaOH), ácido sulfúrico (H₂SO₄), ácido nítrico (HNO₃) ou peróxido de hidrogênio (H₂O₂) (SCHEURER; BIGALKE, 2018). No entanto, esses agentes digestivos, principalmente se usados em altas concentrações podem causar danos em alguns polímeros. Como os polímeros apresentam resistências diferentes, isso deve ser levado em consideração na escolha do tratamento. Por exemplo, para 50% de HNO₃, PET e PVC são resistentes; PE e PP são parcialmente resistentes; e PA, PC e PS não são resistentes (BOLAN et al., 2020). Assim, esse tratamento químico deve ser realizado com cautela, pois a degradação da amostra pode alterar suas propriedades físicas (cor, forma e tamanho) e seus espectros, levando à posterior identificação incorreta através do uso de técnicas espectrais nas etapas posteriores. A digestão

enzimática pode ser uma opção para remover resíduos orgânicos, particularmente material biogênico, sem alterar a composição química dos polímeros (LEE; CHAE, 2021).

Para facilitar a identificação das partículas-alvo, corantes podem ser utilizados. Por exemplo, o Vermelho do Nilo é um corante fluorescente lipofílico que tingem os MPs, favorecendo sua identificação visual em um microscópio de fluorescência. Prata et al. (2021c) ressaltaram que a digestão com hidróxido de potássio (KOH) (10%, 60°C por 24 h), seguida de tratamento com água fervente, acetona e coloração com Vermelho do Nilo permitiu a identificação de MPs pequenos fluorescentes, garantindo bons resultados em amostras biológicas de vertebrados e invertebrados.

Na etapa de extração, os MPs presentes em amostras de solo podem ser separados da fração mineral pela diferença de densidade, utilizando, normalmente, água destilada, cloreto de sódio (NaCl), cloreto de cálcio (CaCl₂), cloreto de zinco (ZnCl₂) ou iodeto de sódio (NaI). Apesar de serem reagentes comuns, a água e o NaCl só são efetivos na separação de MPs com densidade inferior a 1,0 e 1,2 g/cm³, respectivamente. Assim, não são recomendados para MPs de alta densidade como o PET e o PVC (SCHEURER; BIGALKE, 2018; YANG et al., 2021a) (Tabela 2). A separação por densidade pode não ser adequada para MPs de pequeno tamanho, particularmente NPs (LEE; CHAE, 2021).

Várias técnicas podem ser utilizadas para a identificação e quantificação dos MPs, que é baseada nos grupos funcionais específicos e na composição química (BOLAN et al., 2020). Por exemplo: Microscopia Eletrônica de Varredura com Espectroscopia de Energia Dispersiva (SEM-EDS), Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), Espectroscopia Raman, Espectroscopia no Infravermelho Próximo (NIR) e Espectroscopia de Ressonância Magnética Nuclear (RMN). A Tabela 3 sumariza as técnicas analíticas mais utilizadas e apresenta suas principais vantagens e desvantagens. O FTIR e Raman utilizam a espectroscopia vibracional, produzindo os espectros a partir da interação da radiação com a vibração molecular, o que fornece uma impressão digital molecular única em função da composição química dos polímeros sintetizados dos MPs (LEE; CHAE, 2021; TIRKEY; UPADHYAY, 2021). Essas técnicas são muito utilizadas, por serem precisas e não modificarem a amostra. Elas permitem a detecção do tamanho e o número de MPs com uma resolução espacial de até 20 µm (FTIR) e 1 µm (Raman). O SEM-EDS é uma microscopia poderosa que avalia a superfície dos MPs, bem como os aditivos presentes nela. As espectroscopias NIR e NMR são mais recentes. No NIR, não é necessário o tratamento prévio das amostras e podem ser detectados MPs de até 1 mm (TIRKEY; UPADHYAY, 2021).

Tabela 3 - Técnicas analíticas usadas na identificação e quantificação de MPs e suas principais vantagens e desvantagens.

Técnica analítica	Dimensão dos MPs	Vantagens	Desvantagens
Microscopia	Até a faixa de μm	Permite identificar rapidamente os MPs, suas características físicas e abundância.	Não determina a composição dos MPs.
FTIR	ATR-FTIR: MPs > 500 μm ; FTIR acoplado à microscopia: partículas menores.	FTIR e suas tecnologias de otimização, como micro-FTIR (μ -FTIR), FTIR com refletância total atenuada (ATR-FTIR) e FTIR de matriz de plano focal (FPA-FTIR) permitem o limite de detecção de microplásticos abaixo de 5 a 10 μm . O FPA-FTIR pode fazer a varredura do filtro de amostra automaticamente e obter as informações espectrais rapidamente. Possui um banco de dados abrangente de polímeros.	Amostras úmidas não podem ser analisadas. MPs de formato irregular irão gerar espectroscopia inexplicável. O ATR-FTIR requer que a sonda faça contato e pressão com o material alvo, que tem o potencial de danificar e causar a perda de MPs.
Espectroscopia Raman	O método de espectroscopia Raman acoplada à microscopia (RS) pode analisar o tamanho das partículas > 1 μm .	A resolução espacial pode atingir < 1 μm e, em alguns casos, tão baixo quanto 500 nm. Pode analisar a amostra úmida e identificar simultaneamente enchimentos ou pigmentos. O mapeamento químico rápido pode ser realizado pelo método RS.	A interferência de contaminações biológicas, orgânicas e inorgânicas (como minerais de argila), dificulta a identificação de MPs. O mapeamento automático do micro-RS ainda está em desenvolvimento e consome muito tempo.
Espectrometria de massa (Pyr-GC-MS, TGA-MS e TED-GC-MS)	Não é afetado pelo tamanho da partícula.	Estas tecnologias não requerem pré-tratamento da amostra e a limitação do tamanho de partícula que pode ser analisada depende se podem ser colocadas manualmente no tubo de pirólise.	Apenas uma partícula com certa massa pode ser avaliada por corrida.
NIR	Limite de detecção: 1% Dimensão da massa de MPs: mg.	Não requer pré-tratamento da amostra. Análises rápidas.	Os experimentos de sensibilidade e especificidade da espectroscópica NIR combinada com abordagem quimiométrica não tiveram sucesso até o momento.

FTIR: Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier; ATR: Refletância Total Atenuada; Pyr-GC-MS: Pirólise acoplada à Cromatografia Gasosa e à Espectrometria de Massas; TGA-MS: Análise Termogravimétrica acoplada à Espectrometria de Massas; TED-GC-MS: Espectrometria de Massas acoplada à Cromatografia Gasosa de Dessorção por Extração Térmica.

Fonte: adaptado de Braun et al. (2018) e Yang et al. (2021a).

Em estudos que quantificam a presença de detritos plásticos em amostras de campo reais, os NPs já foram alvo de menos investigações em comparação com os MPs, pois sua separação, identificação e quantificação ainda são um desafio. Devido a seu tamanho reduzido, muitas técnicas utilizadas para MPs não apresentam limite de detecção dentro da faixa nano. Na revisão sistemática de Cai et al. (2021), é relatado que a Espectroscopia Raman e a Pirólise acoplada à Cromatografia Gasosa e à Espectrometria de Massas (Pyr-GC-MS) são os métodos mais utilizados para quantificação de NPs. Os autores observam que métodos de espectrometria de massa são destrutivos e exigem mais sub-amostras para permitir a análise das propriedades físicas dos NPs. Além disso, taxas de recuperação e amostras controle (“branco”) raramente são empregadas em estudos com NPs. Assim, são necessários estudos com maior confiabilidade e precisão das análises.

Tanto o falso positivo como o falso negativo podem levar a erros na identificação de MPs e NPs em amostras ambientais (PRATA et al., 2021c). Dessa forma, são necessários protocolos metodológicos sistemáticos bem estabelecidos para os diversos métodos envolvidos na análise qualitativa e quantitativa de MPs e NPs, garantindo resultados precisos e confiáveis (LEE; CHAE, 2021) que possibilitem comparações futuras.

Na revisão de Hantoro et al. (2019), incluindo 72 artigos, os autores destacam que os níveis de MPs utilizados nos experimentos de toxicidade em laboratório (10^4 a 10^{17} partículas/ m^3) tendem a ser superiores aos níveis de exposição detectados nos ecossistemas aquáticos (10^{-3} a 10^5 partículas/ m^3), desencadeando questões sobre a relevância ambiental destas pesquisas. Isso corresponderia a expor os organismos a concentrações de MPs milhares de vezes superiores do que eles estariam expostos em ambientes naturais (PRATA et al., 2021a). Contudo, a utilização de concentrações elevadas é comum em testes de toxicidade quando se almeja estabelecer o nível de exposição sem efeitos adversos observados (NOAEL).

Ademais, a detecção de MPs e, sobretudo, NPs nos ecossistemas ainda não é uma vertente totalmente consolidada e é possível que os níveis de exposição previstos atualmente possam estar subestimados. Way et al. (2022) realizaram uma meta-análise, a partir da revisão de estudos da literatura, onde avaliaram a taxa de recuperação dessas partículas. Como os MPs e NPs são encontrados nas mais diversas matrizes ambientais, para validar novos métodos, os estudos de recuperação são realizados com a adição de uma quantidade conhecida de MPs, seguida da execução do método e cálculo da respectiva taxa de recuperação. Os autores observaram que a recuperação foi mais alta para planta, organismos inteiros e excrementos (superior a 88%) e mais baixa para água, solo e farinha de peixe (58 a 71%). Desse modo, as

metodologias de análise podem estar subestimando as concentrações de MPs nas mais diversas matrizes ambientais em, aproximadamente, 14%.

4.5. Potenciais riscos dos MPs e NPs

4.5.1. Toxicidade nos ecossistemas aquáticos e terrestres

A indústria do plástico utiliza frequentemente aditivos químicos, como retardadores de chama, corantes, parafinas cloradas e plastificantes, visando melhorar a flexibilidade e durabilidade dos seus produtos. Contudo, com o descarte inadequado dos resíduos plásticos, esses aditivos podem ser liberados no ambiente causando toxicidade (NIZZETTO; FUTTER; LANGAAS, 2016; PLASTIC ATLAS, 2019).

Os MPs podem induzir efeitos fisiológicos em crustáceos e peixes. Microfibras de PE (1 a 5 mm) foram ingeridas em condições controladas pelo caranguejo (*Carcinus maenas*) por 4 semanas, acarretando na redução do consumo de alimentos (de 0,33 a 0,03 g/dia) e da energia disponível para o crescimento do animal (WATTS et al., 2015). Os efeitos da exposição de diferentes concentrações de MPs de PS (0 a 40 mg/L) também foram avaliados com indivíduos de caranguejos jovens (*Eriocheir sinensis*) para 7, 14 e 21 dias de contato. Os resultados mostraram que o sistema imunológico foi afetado com marcantes alterações na atividade das enzimas e expressão gênica, bem como a diversidade e a composição da microflora intestinal também foram alterados em relação ao controle (LIU et al., 2019). Exemplares de camarão (*Palaemonetes pugio*) foram expostos a diferentes tamanhos (30 a 165 µm) e formas (esferas, fragmentos e fibras) de plástico a uma concentração de 50.000 partículas/L por 96 horas. Os resultados indicaram que o formato do MPs teve influência significativa na sua ingestão e a mortalidade foi superior nos animais expostos às fibras. O tempo de residência no intestino variou de 27 a 75 h e nas brânquias, de 37 a 45 h (GRAY; WEINSTEIN, 2017).

Peixes zebra (*Danio rerio*) foram experimentalmente expostos a esferas de MPs de PS (5 µm) sob duas concentrações distintas (50 e 500 µg/L) por 21 dias. Foram observados danos intestinais, incluindo inflamação, alterações significativas no microbioma intestinal e no perfil metabólico do tecido intestinal. Ademais, a dose de exposição menor resultou em uma reposta mais intensa do que a dose maior para vários parâmetros avaliados (QIAO et al., 2019). Os NPs atravessaram a barreira hematoencefálica em carpas (*Carassius carassius*), alcançando seu cérebro (MATTSSON et al., 2017). Na revisão da literatura realizada por Sequeira et al. (2020),

os autores estimaram que cerca de 60% dos peixes, pertencentes a 198 espécies capturadas em 24 países, continham MPs internalizados em seus órgãos, principalmente relacionados ao sistema digestivo.

Devido aos efeitos tóxicos observados nos peixes e crustáceos, os MPs e NPs podem reduzir os estoques de importantes espécies comerciais de frutos do mar, acarretando em um potencial dano econômico (HANTORO et al., 2019).

O habitat e o nível de exposição são fatores cruciais para a assimilação de MPs pela biota. Hantoro et al., (2019) mostraram que os peixes que vivem na zona pelágica¹ tendem a ingerir significativamente mais MPs em comparação com peixes de outras zonas oceânicas. Como esperado, peixes que vivem em locais com maior concentração de MPs na água e sedimentos, em geral, ingerem mais partículas plásticas do que peixes de regiões menos contaminadas. Ademais, os detritos plásticos sofrem biotransformações durante a ingestão e excreção pela biota. Watts et al. (2015) reportaram que as microfibras de PE foram excretadas por caranguejo fisicamente alteradas e, em geral, com menor dimensão e amassadas.

Existem algumas evidências da transferência trófica dos MPs em sistemas aquáticos. Os NPs reduziram a sobrevivência do zooplâncton aquático *Daphnia magna*, um organismo filtrador, sendo que a ingestão indireta através de algas foi maior do que a ingestão direta pela água (MATTSSON et al., 2017). Em animais coletados no Mar Céltico, a constatação de MPs no estômago do peixe *Ammodytes tobianus* indicou a possibilidade de uma rota de transferência trófica para o seu predador *Pleuronectes platessa*, porém sem evidências de que os MPs sejam acumulados no predador (WELDEN; ABYLKHANI; HOWARTH, 2018). Ensaios de laboratório simularam um sistema presa-predador e mostraram que o peixe bentônico *Myoxocephalus brandti* ingeriu de 3 a 11 vezes mais microesferas de PE por transferência trófica ao se alimentar de sua presa (*Neomysis spp.*) em comparação com a ingestão direta de MPs da coluna de água (HASEGAWA; NAKAOKA, 2021). Em ambiente terrestre, foi investigada a transferência de NPs do solo para uma planta leguminosa (*Vigna radiata*) e dela para um consumidor, o caramujo-gigante-africano (*Achatina fulica*). Os NPs foram internalizados na planta e se acumularam nas folhas que, ao serem consumidas pelo caramujo, provocaram a diminuição na sua taxa de crescimento e velocidade de alimentação (CHAE; AN, 2020). Estima-se que, em 2050, cerca de 99% das aves marinhas já terá ingerido plástico (UNITED NATIONS, 2020), tanto direta como indiretamente através da cadeia trófica.

¹ Zona pelágica é uma das zonas oceânicas e é caracterizada por ser a região onde vivem organismos que não dependem do fundo marinho para sobreviver, já que eles podem nadar e se locomover.

Em relação aos estudos que investigam os efeitos dos MPs e NPs em organismos de solo, a maioria deles envolve minhocas e nematoides, embora outros invertebrados também sejam avaliados. A meta-análise realizada por Ji et al. (2021) revelou que concentrações de MPs/NPs no solo superiores a 1 g/kg tendem a reduzir o crescimento e a sobrevivência das minhocas. Já na água, abundâncias maiores que 1 µg/L são capazes de afetar a aptidão reprodutiva de nematoides. A ingestão de MPs e NPs em minhocas (*Lumbricus terrestris*) foi avaliada em condições laboratoriais por Lahive et al. (2022) utilizando traçadores inorgânicos (índio, In; paládio, Pd). A retenção de MPs nos tecidos dos organismos foi dependente da abundância no solo, sendo observados valores médios de 32 ± 9 e 180 ± 280 partículas/g de minhoca para concentrações de MPs no solo de 500 e 5000 µg/g, respectivamente. Os autores sugeriram que houve alguma retenção tanto de MPs como NPs nas minhocas após o período de depuração, indicando potencial de acumulação de longo prazo. Kwak e An (2021) reportaram a ocorrência de danos nos órgãos reprodutivos masculinos de minhocas (*Eisenia andrei*) expostas a MPs de PE por 21 dias. A exposição do nematódeo *Caenorhabditis elegans* a MPs de PS induziu estresse oxidativo e danos intestinais na maior concentração avaliada (100 µg/L). Para as menores concentrações, foram observados efeitos fisiológicos adversos e acúmulo no intestino dos organismos (YU et al., 2020). MPs de PS (10 µm) causaram efeitos nocivos para organismos detritívoros em experimentos de microcosmo simulando a decomposição da serapilheira, um processo de indubitável importância nos ecossistemas e avaliado por López-Rojo et al. (2020).

Nos ecossistemas terrestres, as plantas também podem ser afetadas pela presença de MPs e NPs no solo. Em ensaios laboratoriais realizados com sementes de agrião (*Lepidium sativum*), eles retardaram a germinação e o crescimento das raízes, pois bloquearam os poros das sementes, inibindo a absorção de água (BOSKER et al., 2019). MPs de PS com 1 µm puderam entrar nas raízes das cenouras e aqueles com tamanho de até 0,2 µm foram capazes de migrar para as folhas (DONG et al., 2021). NPs diminuíram mais de 80% do crescimento das raízes de uma planta leguminosa (*Vigna radiata*) em relação ao controle (CHAE; AN, 2020). Ademais, os MPs e NPs podem também afetar indiretamente as plantas, modificando as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e, consequentemente, a disponibilidade de água e nutrientes e a rizosfera. Qi et al. (2020) compararam os efeitos dos resíduos das coberturas agrícolas tradicionais (LDPE) e biodegradáveis no plantio de trigo. Os resultados mostraram diferenças significativas entre as propriedades do solo (pH, condutividade elétrica e relação C/N) em relação ao controle. A biomassa do trigo foi menor para as plantas no solo

contendo os fragmentos plásticos, sendo que os menores efeitos foram observados para a presença de LDPE. Já a presença do plástico biodegradável favoreceu a abundância relativa de bactérias, principalmente *Bacillus* e *Variovorax*. Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) foram cultivadas hidroponicamente em contato com pó de acrilonitrila butadieno estireno (ABS). Através da Espectroscopia Raman Confocal, os autores puderam observar que as plantas acumularam MPs dentro de suas raízes e isso levou a descontinuidades no sistema vascular, podendo afetar a transferência de nutrientes (TYMPA et al., 2021).

Os efeitos dos MPs e NPs em animais também já foi objeto de vários estudos. Camundongos foram expostos a MPs de PS (5 e 20 μm) a uma dose diária de 0,1 mg/dia. Foram observados períodos de exposição de 1 a 28 dias, sendo que a concentração de MPs no fígado, rim e intestino foi crescente inicialmente, mas atingiu um estado estacionário dentro de 14 dias. O acúmulo de MPs de 5 μm foi maior no rim e intestino, enquanto os MPs de 20 μm tenderam a se concentrar principalmente no fígado. Biomarcadores e perfis metabolômicos permitiram identificar os efeitos tóxicos através de estresse oxidativo, e metabolismo energético e lipídico (DENG et al., 2017). Pesquisas com ratos com exposição curta e média mostraram efeitos diversos, mas, sobretudo, envolvendo estresse oxidativo, microbiota intestinal e metabolismo lipídico (VAN RAAMSDONK et al., 2020).

Em geral, NPs apresentam maior potencial de serem absorvidos em comparação com os MPs, haja vista seu tamanho menor (VAN RAAMSDONK et al., 2020). Testes *in vivo* com ratos mostraram que, após a exposição oral a uma dose única (125 mg/kg de peso corporal) de NPs de PS (50 nm), houve uma distribuição das partículas para diversos órgãos, principalmente, rim, coração, estômago e intestino (WALCZAK et al., 2015). O tamanho dos MPs/NPs também exerce efeitos diferentes nas plantas. Em *Vicia faba*, partículas fluorescentes de PS com dimensão de 100 nm (100 mg/L) puderam se acumular na planta, provavelmente bloqueando as conexões celulares e o transporte de nutrientes. Isso fez com que houvesse maior inibição do crescimento e dano genotóxico e oxidativo, em comparação com os efeitos da exposição à partículas de 5 μm (JIANG et al., 2019).

A Figura 7 sintetiza potenciais riscos de MPs e NPs em organismos de ambientes terrestres e aquáticos, apresentando os polímeros avaliados e seus efeitos.

Figura 7 - Casos de toxicidade em organismos terrestres e aquáticos.

<i>Eriocheir sinensis</i> Polímero: PS (5µm) 0; 0,04; 0,4; 4, 40 partículas/mL 7, 14 e 21 dias Efeitos: - afetou a atividade enzimática e expressão gênica relacionadas ao sistema imunológico; - alterou a diversidade e composição da microflora intestinal. Liu et al. (2019) 	<i>Palaemonetes pugio</i> Polímero: PP, PE, PP (30-165 µm), esferas, fragmentos e fibras / 96 horas Efeitos: - formato afetou a ingestão; - mortalidade superior no contato com fibras; - tempo de residência no intestino foi de 27 a 75 h e nas brânquias, de 37 a 45 h. Gray e Weinstein (2017) 
<i>Carassius carassius e Daphnia magna</i> Polímero: PS (52-330 nm) Efeitos: - reduziu sobrevivência do zooplâncton; - atravessou a barreira hematoencefálica em carpas; - transferência trófica: alga, zooplâncton, peixe. Mattsson et al. (2017)  	<i>Vigna radiata e Achatina fulica</i> Polímero: PS (52-330 nm) Efeitos: - diminuiu mais de 80% do crescimento das raízes da planta; - reduziu o crescimento e a velocidade de alimentação do caramujo; - transferência trófica: planta, caramujo. Chae e An (2020)  
<i>Lumbricus terrestris</i> Polímero: PET (634 x 30 µm) e PS (187 nm) Efeitos: - retenção dependente da abundância; - potencial de acumulação a longo prazo. Lahive et al. (2022) 	<i>Caenorhabditis elegans</i> Polímero: PS (1 µm) Efeitos: - estresse oxidativo e danos intestinais (100 µg/L); - efeitos fisiológicos adversos e acúmulo no intestino dos organismos (0,1; 1 e 10 µg/L). Yu et al. (2020) 
<i>Daucus carota</i> Polímero: PS Efeitos: - 1 µm: entrou pelas raízes; - 0,2 µm: migrou para as folhas. Dong et al. (2021) 	<i>Lepidium sativum</i> Polímero: PS (50, 500, and 4800 nm), 72 h Efeitos: - retardou a germinação e o crescimento devido ao bloqueio dos poros das sementes, inibindo a absorção de água. Bosker et al. (2019) 
<i>Mus musculus</i> Polímero: PS (5µm and 20µm) 0,1 mg/dia Efeitos: - concentração crescente no fígado, rim e intestino até 14 dias (depois, estado estacionário); - 5µm: acúmulo maior no rim e intestino; - 20µm: acúmulo maior no fígado; - alterou o metabolismo energético e lipídico. Deng et al. (2017) 	<i>Vicia faba</i> Polímero: PS (100 mg/L) Efeitos: - 100 nm: acumulou na planta, bloqueando o transporte de nutrientes; - inibiu o crescimento; - dano genotóxico e germinativo Jiang et al. (2017) 

Fonte: a autora.

Para se ter resultados satisfatórios e representativos da toxicidade, a escolha dos organismos-teste é uma etapa decisiva. Scherer et al. (2020), por exemplo, reportaram que o *Chironomus riparius* foi insensível a exposições de MPs de PVC em concentrações ambientalmente relevantes. Além disso, estudos com animais envolvem múltiplas questões

éticas e ideológicas, mas eles podem ser fundamentais para se validar resultados e ampliar conhecimentos indispensáveis nas avaliações de risco ambiental. Walczak et al. (2015) utilizaram testes *in vivo* com ratos na tentativa de validar um modelo de translocação intestinal *in vitro*. Os resultados mostraram que a biodisponibilidade estimada pela metodologia *in vitro* (1,6 a 12,3%) foi superior aos ensaios *in vivo* (0,2 a 1,7%). Isso mostra que o modelo proposto não pode ser usado na previsão direta dos efeitos dos NPs, mas pode servir de embasamento para mais estudos antes de mais experimentos *in vivo*. Stock et al. (2019) confirmaram os resultados de seus testes *in vitro* com células epiteliais intestinais humanas, usando testes *in vivo* com camundongos.

A utilização de amostra controle (“branco”) também é importante para garantir a precisão e confiabilidade dos resultados, bem como para interpretar os efeitos que, de fato, ocorrem devido à introdução de MPs e NPs nas amostras. Uma análise comparativa da toxicidade dos MPs com materiais particulados naturais foi realizada por Scherer et al. (2020). Os autores mostram que MPs de PVC produziram efeitos mais severos nas larvas de *Chironomus riparius*, em comparação com o caulim e a diatomita, durante ensaios de toxicidade crônica. O caulim afetou até mesmo positivamente a emergência dos quironomídeos, bioindicadores da qualidade da água².

4.5.2. Efeito combinado com outros contaminantes e microrganismos

Devido ao tamanho reduzido e à grande área superficial, os MPs e NPs estão sujeitos à combinação com outros contaminantes presentes no ambiente, como metais, metaloides, antibióticos, bifenilas policloradas (PCBs) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs). Em função desta capacidade de sorção, os plásticos podem ser importantes agentes de transporte de contaminantes (TEUTEN et al., 2007). Nesse sentido, ainda não existe um consenso e múltiplas lacunas do conhecimento podem ser encontradas. Se por um lado os estudos têm mostrado que MPs/NPs potencializam o transporte e a exposição dos organismos aos contaminantes co-sorvidos; por outro lado, existem situações em que os MPs, ao sorverem os contaminantes, diminuem sua biodisponibilidade, agindo como um sumidouro (RODRIGUES et al., 2019; PRATA et al., 2021a). A ingestão de MPs e NPs por diversas espécies marinhas gera impactos sobre a saúde dos organismos envolvidos, mas também contribui para a remoção desses fragmentos plásticos da água do mar (ERIKSEN et al., 2014).

² Bioindicadores são organismos vivos empregados na avaliação da qualidade ambiental.

Pesquisas têm avaliado essa capacidade de sorção de contaminantes e o efeito combinado que esses MPs/NPs e os diferentes co-contaminantes sorvidos podem causar em variados organismos vivos. Rochman et al. (2013) mediram a sorção de PCBs e PAHs em plásticos coletados na Baía de San Diego por 1 ano e observaram maiores concentrações desses contaminantes em PP, HDPE e LDPE em comparação com PVC e PET. Já a sorção de fenantreno em plásticos presentes na água do mar seguiu a ordem PE > PP > PVC sendo, para todos os casos, superior à retenção em sedimentos (principalmente naqueles com baixos teores de carbono orgânico) (TEUTEN et al., 2007).

Em estudos de laboratório, MPs de PE e PS mostraram grande capacidade de sorver pireno (145 ± 35 e 126 ± 35 ng/g, respectivamente), um exemplo PAH comumente retido pelos detritos marinhos plásticos. Esses MPs contaminados foram colocados em contato com mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*), sendo assimilados pelos organismos e alocados, principalmente na hemolinfa, brânquias e tecido digestivo. O contaminante, ao ser transferido, causou alterações nas respostas imunológicas, compartimento lisossomal, proliferação peroxissomal, sistema antioxidante, efeitos neurotóxicos e marcou o início de um quadro de genotoxicidade (AVIO et al., 2015). Mexilhões marinhos (*Mytilus* spp.) expostos à microesferas (2 a 6 μ m) de PS combinadas com fluoranteno revelaram maiores concentrações do contaminante em comparação com organismos em contato apenas com o fluoranteno, sendo observados efeitos tóxicos diretos nos níveis molecular, celular e tecidual (PAUL-PONT et al., 2016).

As consequências da exposição de peixes zebra (*Danio rerio*) à alimentação suplementada com MPs de LDPE (125 a 250 μ m), com ou sem uma mistura de PCBs; retardadores de chama bromados (BFRs); substâncias perfluoroalquil (PFAS); e metilmercúrio foram avaliadas por Rainieri et al. (2018). Neste estudo, os peixes foram alimentados com ração limpa, ração contendo somente MPs, ração com MPs enriquecidos com compostos químicos ou ração contendo somente composto químicos. Foram identificadas concentrações dos PCBs e PFAS nos tecidos do fígado, intestino, muscular e cerebral, com maiores valores para o fígado, mas a presença de MPs nesses órgãos não foi avaliada. Os autores concluíram que a presença apenas dos MPs não causou efeitos relevantes na espécie em questão. Entretanto, o efeito combinado de MPs e contaminantes sorvidos produziu os efeitos tóxicos mais evidentes e modificou significativamente a homeostase dos órgãos analisados.

Foram avaliados os efeitos do cádmio (Cd) sozinho e combinado com MPs em peixes carpa (*Cyprinus carpio*) após exposição em tanques de 200 L por 30 dias. Os resultados

apresentaram que o contato apenas com Cd ou MPs foi tóxica aos peixes, alterando os parâmetros bioquímicos e imunológicos sanguíneos. Contudo, essas alterações foram ainda mais pronunciadas após a exposição combinada desses contaminantes, evidenciando um efeito sinérgico na toxicidade e biodisponibilidade (BANAE et al., 2019). MPs e NPs também podem influenciar a absorção de metais e metalóides pelas plantas. O arsênio (As) aumentou a área superficial de MPs de PS carregada negativamente e danificou as paredes celulares da cenoura permitindo a entrada de MPs de maiores dimensões nas raízes e nas folhas em comparação com a ausência do As (DONG et al., 2021).

Em experimentos de microcosmos, foi observada a sorção de imazamox, imazapic e imazethapyr em MPs de PP, alterando a degradação e aumentando a persistência dos herbicidas na água e nos sedimentos (HU et al., 2021). A presença combinada de MPs derivados de coberturas agrícolas (LDPE) com atrazina aumentou os efeitos tóxicos sobre as minhocas em comparação com a exposição apenas à atrazina (CHENG et al., 2020). Além dos potenciais efeitos negativos diretos dos MPs, eles podem alterar a toxicidade de poluentes, como foi o caso dos MPs de PE e PET/PA, que modificou a toxicidade do glifosato na *Daphnia magna* (ZOCCHI; SOMMARUGA, 2019).

Como as águas residuárias são uma fonte de MPs e produtos farmacêuticos, Wagstaff, Lawton e Petrie (2021) reportaram uma sorção significativa de fármacos (propranolol, amitriptilina e fluoxetina) em MPs de poliamida, seguida de uma porcentagem de dessorção superior a 50% em fluidos gástricos simulados.

Em ambiente laboratorial, a toxicidade aguda da droga ilícita metanfetamina combinada com MPs de PS contra a alga verde (*Chlorella pyrenoidosa*) e caramujos de água doce (*Cipangopaludina cathayensis*) foi significativamente aumentada em comparação com a exposição apenas à droga. Os resultados mostraram, por exemplo, uma redução da concentração de efeito na inibição do crescimento (EC_{50}) da alga de 0,77 para 0,32 mg/L, enquanto a concentração letal (LC_{50}) dos caramujos diminuiu de 4,15 para 1,48 mg/L (QU et al., 2020).

Os MPs podem servir de habitat único para o aporte e crescimento de microrganismos. É o caso observado por Viršek et al. (2017) ao examinarem o DNA de amostras de MPs coletadas no Mar Adriático. Os autores identificaram 28 espécies bacterianas, incluindo desde bactérias degradadoras de hidrocarbonetos até a *Aeromonas salmonicida*, uma tipologia patogênica de peixes. Os autores destacaram que, como os MPs são deslocados por longas distâncias nos oceanos, eles podem funcionar como vetores de transporte para esses microrganismos. Bactérias presentes em detritos marinhos plásticos coletados no Mar

Mediterrâneo foram superiores em abundância e diversidade taxonômica em comparação com aquelas fixadas nas partículas orgânicas e de vida livre, indicando que os MPs podem ser considerados como um habitat distinto e favorável para o desenvolvimento de “bactérias específicas do plástico” (DUSSUD et al., 2018). Ademais, biofilmes formados na superfície dos fragmentos plásticos podem conter genes de resistência a antibióticos (do inglês *Antibiotic Resistance Genes*, ARGs), como foi observado por Guo et al. (2020) em amostras do Estuário de Yangtze (China). Os pesquisadores observaram que os biofilmes em PE tiveram uma maior abundância de ARGs em comparação com os outros polímeros e os gêneros *Bacillus*, *Mycobacterium* e *Pseudomonas* podem ser os principais exemplos de multirresistência nos MPs, mesmo que em condições ambientais, propriedades como concentração de metais, fósforo total e salinidade podem ser decisivos na formação dos biofilmes. Os MPs podem também proteger e transportar microrganismos na atmosfera. No entanto, essa atuação, tanto para os oceanos como para a atmosfera é limitada se comparada com outras vias, como o ar e a água (PRATA, 2018).

4.5.3. Impacto na saúde humana

A exposição humana aos MPs pode ocorrer principalmente via inalação ou ingestão (Figura 8) e são necessários estudos futuros para que se conheça, de fato, os efeitos à saúde humana (WRIGHT; KELLY, 2017). Os MPs podem se acumular no corpo humano, principalmente com a exposição crônica, e exercer toxicidade devido à lixiviação de monômeros perigosos, aditivos e contaminantes sorvidos. Podem também afetar o sistema imunológico, reduzindo os mecanismos de defesa contra patógenos (WRIGHT; KELLY, 2017). Doze MPs foram encontrados em 4 das 6 placentas femininas humanas coletadas. Todos os fragmentos eram pigmentados e foram associados a tintas, adesivos, gessos, cosméticos e produtos de higiene pessoal (RAGUSA et al., 2021).

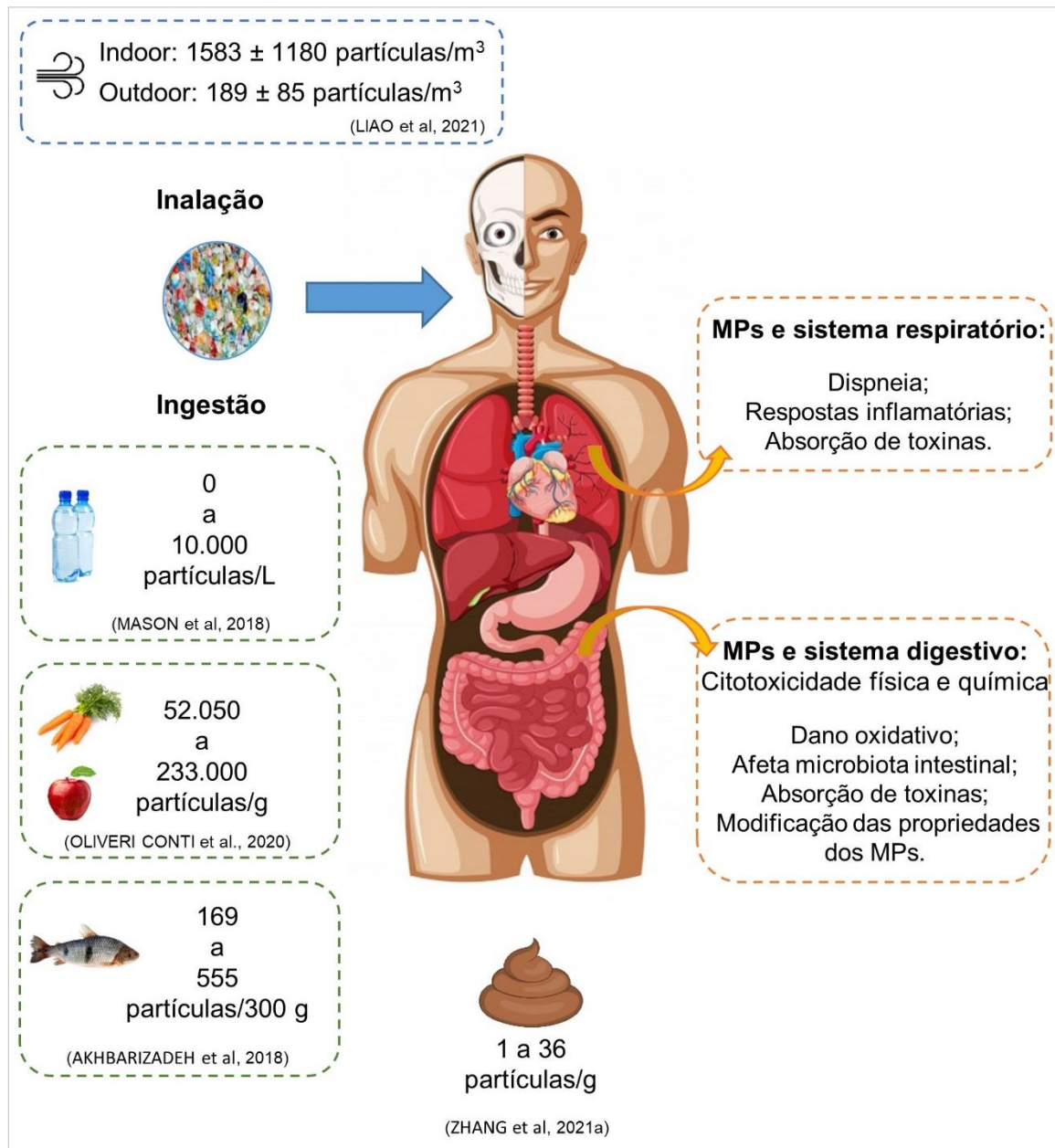
Embora as concentrações de MPs/NPs aerotransportados sejam baixas, uma vez inalados, a partir do ar de ambientes internos e externos, podem induzir lesões no sistema respiratório, incluindo dispneia e respostas inflamatórias (PRATA, 2018). De fato, as partículas maiores acabam retidas pela mucosa das vias aéreas, mas parte delas atinge os pulmões onde são difíceis de serem eliminadas (AKANYANGE et al., 2021). Em se tratando dos NPs, devido as dimensões reduzidas, esse transporte até os pulmões acaba sendo facilitado. Nanofibras inaladas podem liberar nos pulmões contaminantes químicos absorvidos anteriormente (SRIDHARAN et al., 2021).

Existe informação limitada sobre a ocorrência de MPs nos alimentos e a maioria dos dados se referem aos frutos do mar. A ingestão humana de peixes contendo MPs é relacionada principalmente com espécies predatórias e fitoplâncton primários, sendo que a quantidade de detritos plásticos no trato gastrointestinal de peixes costeiros variou de 0 a 7,2 partículas/animal. A ingestão estimada de MPs através do consumo humano de frutos do mar pode chegar até 66.000, 28.000 e 36.000 partículas/dia através de peixes, crustáceos e moluscos, respectivamente, sendo que a variação espacial é muito grande. Contudo, a maioria dos MPs encontrada no sistema gastrointestinal desses animais, o qual é geralmente descartado durante o preparo destes alimentos, reduzindo a assimilação pelos humanos. Apenas algumas espécies menores são comidas inteiras (HANTORO et al., 2019). De qualquer forma, esta questão inspira cuidados. Karami et al. (2017) encontraram em seus estudos duas espécies de peixes nas quais a porção comestível continha mais partículas de MPs do que as vísceras e brânquias. Complementarmente, Akhbarizadeh, Moore e Keshavarzi (2018) reportaram a presença de MPs e metais na porção comestível de peixes bentônicos e pelágicos coletados no nordeste do Golfo Pérsico, sendo que, segundo os autores, a ingestão elevada de algumas espécies avaliadas podem representar uma ameaça à saúde dos consumidores.

Oliveri Conti et al. (2020) investigaram a presença de MPs/NPs nas partes comestíveis de frutas e verduras compradas no município de Catania (Itália). Foram detectados entre 52.050 a 233.000 partículas/g variando em função de tipo de alimento, sendo que, em geral, as frutas se mostraram mais contaminadas do que os vegetais. Em especial, maçãs e cenouras foram, respectivamente, o tipo de frutas e verduras com maior presença de partículas plásticas. Quanto ao tamanho, os menores fragmentos foram detectados na cenoura (1,51 μm), enquanto os maiores foram encontrados na alface (2,52 μm). Os autores apontaram que a origem dessa contaminação pode ser a poluição do solo e consequente absorção pelas raízes e translocação para outros tecidos. Um número ainda reduzido de estudos investigou a presença de MPs/NPs em alimentos muito consumidos em todo o mundo, como carne bovina, aves, laticínios e cereais (FOURNIER et al., 2021).

Foram testadas amostras de água engarrafada de diferentes marcas e compradas em 9 países. Do total, 93% delas apresentaram alguma presença de MPs, variando de 0 a mais de 10.000 partículas por litro, com 95% das partículas de tamanho entre 6,5 e 100 μm e possivelmente proveniente da embalagem ou do processo de engarrafamento (MASON; WELCH; NERATKO, 2018). Saquinhos de chá de plástico embebidos em água na temperatura de 95°C liberaram altas cargas de partículas de náilon e PET (HERNANDEZ et al., 2019).

Figura 8 - MPs e a saúde humana: rotas de exposição e potenciais efeitos deletérios.



Fonte: a autora.

Estima-se que o consumo humano anual de MPs varie de 39.000 a 52.000 partículas, dependendo da idade e do sexo do indivíduo. Quando se acrescenta a inalação, esses valores saltam para 74.000 a 121.000 partículas. Em especial, pessoas que bebem apenas água engarrafada podem estar ingerindo um adicional de 90.000 partículas, enquanto para aqueles que bebem apenas água da torneira a ingestão é de 4.000 partículas (COX et al., 2019). Para estas estimativas, Cox et al. (2019) se basearam em 402 informações coletadas em 26 estudos referentes a mais de 3600 amostras. Contudo, eles destacam que estas estimativas estão

passíveis de grande variação e limitações metodológicas e de dados o que, possivelmente, conduz a valores subestimados.

Um indicativo que comprova a ingestão de MPs e NPs por humanos é sua presença nas fezes. Schwabl et al. (2019) encontraram uma média de 20 partículas de MPs/10 g de fezes humanas de voluntários residentes em 8 países da Europa e Ásia. Tipologias variadas de plástico foram detectadas, sugerindo ingestão de fontes diversas, mas houve predomínio de polipropileno e PET. Complementarmente, Zhang et al. (2021a) reportaram a presença de MPs em 23 de 24 amostras de fezes de estudantes do sexo masculino, com idade entre 18 e 25 anos e residentes em Pequim (China). A concentração variou de 1 a 36 partículas/g de fezes, com tamanho entre 20 a 800 μm . Foram detectados oito tipos diferentes de polímeros, mas o polipropileno foi o principal, presente em 95,8% das amostras fecais. A absorção intestinal de MPs/NPs ainda está sendo estudada, mas partículas menores que 25 μm apresentam maior probabilidade de atravessar a parede intestinal, atingindo o sistema circulatório de mamíferos (VAN RAAMSDONK et al., 2020).

A exposição cutânea também pode ocorrer, haja vista a presença generalizada de MPs/NPs nos ecossistemas terrestres e aquáticos, bem como o uso de hidratantes e esfoliantes corpóreos. Revel, Châtel e Mouneyrac (2018) apresentam a hipótese de que os NPs poderiam, inclusive, atravessar a barreira epitelial humana. Camundongos expostos a altas doses de nanopartículas de ouro, por exemplo, revelaram acúmulo dérmico e também no fígado e baço (SYKES et al., 2014).

Existem alguns estudos *in vitro* utilizando células humanas expostas a MPs/NPs, a fim de avaliar seus potenciais efeitos no corpo humano:

- Schirinzi et al. (2017) avaliaram células humanas (cerebrais e epiteliais) expostas à MPs (PE e PS), observando que não houve redução significativa da viabilidade celular, mas houve o estresse oxidativo que pode ser considerado como um dos mecanismos de citotoxicidade em nível celular;
- Stock et al. (2019) estudaram a absorção gastrointestinal de MPs esféricos de PS (1, 4 e 10 μm) utilizando células epiteliais intestinais humanas (Caco-2) e suas culturas. Foi observada uma maior citotoxicidade das partículas de 1 μm em comparação com as partículas de 4 e 10 μm . Contudo, os resultados demonstraram a absorção celular de uma pequena fração de MPs que, sob as condições experimentais do estudo, não representaram riscos agudos para a saúde;

- Choi et al. (2020) demonstraram que as propriedades físicas e químicas dos MPs devem ser consideradas em estudos de toxicidade. Para isso, analisaram os efeitos de diferentes grupos de tamanho de microfragmentos de PS (5–25 µm, 25–75 µm, 75–200 µm) em contato *in vitro* com meios de cultura contendo células variadas. Os autores concluíram que, enquanto estudos anteriores mostraram que microesferas não causaram toxicidade grave, os danos celulares induzidos pelos MPs com formatos aleatórios se deveram a efeitos físicos e químicos. A citotoxicidade química ocorreu devido à liberação de reagentes químicos, provocando a geração de espécies reativas de oxigênio pelas mitocôndrias ou respostas imunes no início dos testes, e morte celular ao longo do tempo, para as células danificadas. Já a citotoxicidade física foi fortemente dependente do tamanho e rugosidade dos fragmentos, com danos diretos e ruptura da membrana celular, resultando na hemólise de glóbulos vermelhos e liberação da enzima lactato desidrogenase (LDH) dos fibroblastos;
- He et al. (2020) reportaram a citotoxicidade de NPs de PS (50 nm) avaliada em células de carcinoma hepatocelular humano (HepG2). Foi comprovada a internalização rápida dos NPs, sendo que as partículas com funcionalização de superfície (grupos carboxila, COOH, e amino, NH₂) exibiram maior impacto negativo na viabilidade celular em comparação com as partículas originais. Houve dano oxidativo celular, afetando as enzimas anti-oxidantes;
- Liu et al. (2020) analisaram a influência da digestão na toxicidade intestinal de MPs de PS (100 nm e 5 µm) utilizando um modelo de monocamada Caco-2 *in vitro*. Os resultados mostraram que os MPs de 100 nm revelaram maior toxicidade intestinal em comparação com as partículas maiores. O tratamento digestivo não alterou a composição química dos MPs, mas diminuiu sua citotoxicidade e distúrbio na função de transporte. Assim, os autores concluíram que o processo digestivo deve ser considerado na avaliação de risco à saúde por exposição oral, pois os ensaios diretos de citotoxicidade podem estimar erroneamente os efeitos tóxicos dos MPs;
- Ensaios citocinéticos *in vitro* identificaram o potencial genotóxico de MPs de PE (10–45 µm) em linfócitos de sangue periférico humano (ÇOBANOĞLU et al., 2021).

Essa abordagem envolvendo células humanas pode ser promissora para conhecer diferentes abordagens a serem empregadas na avaliação de risco quantitativa, concatenando relações de causa e efeito entre as tipologias de plástico, concentrações, tamanhos e grau de toxicidade.

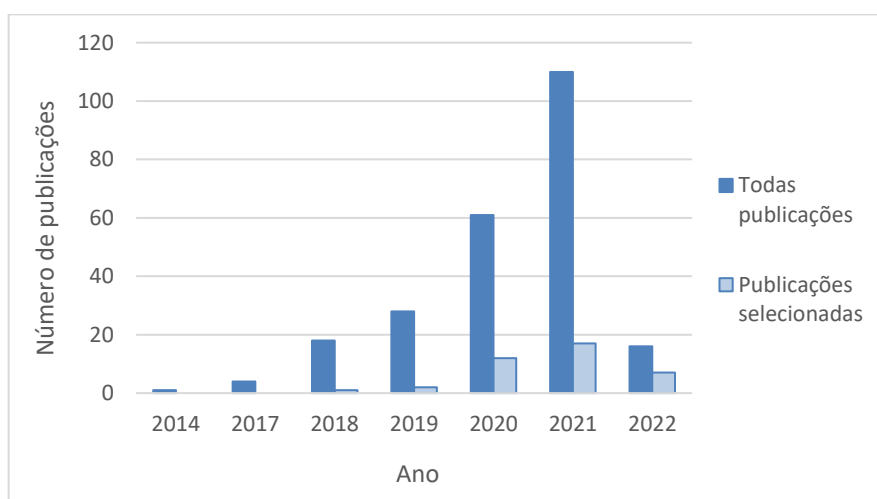
As toxinas presentes no plástico também podem causar efeitos na saúde humana. Em geral, elas afetam mais as mulheres do que os homens, pois seus corpos originalmente contêm mais tecido adiposo que acumula mais produtos químicos, como os plastificantes de ftalato, além de serem especialmente mais sensíveis em certas fases da vida, como puberdade, gravidez, lactação e menopausa (PLASTIC ATLAS, 2019). As mulheres representam cerca de 30% dos funcionários da indústria plástica mundial (PLASTIC ATLAS, 2019). Um estudo de caso canadense estimou que as mulheres que trabalham na fabricação de plásticos automotivos apresentam até 5 vezes mais risco de desenvolver câncer de mama devido a exposições potencialmente altas a agentes cancerígenos e desreguladores endócrinos (BROPHY et al., 2012). Além disso, os produtos de higiene feminina e os cosméticos também podem ser fontes de substâncias nocivas. Os absorventes higiênicos contêm os compostos orgânicos hormonalmente ativos, como o bisfenol A (BPA) e o bisfenol S (BPS), em meio até 90% de plástico, podendo causar distúrbios no sistema endócrino (PLASTIC ATLAS, 2019).

5. METODOLOGIA

A revisão sistemática seguiu as recomendações da metodologia PRISMA (do inglês *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*) (PAGE et al., 2021) e as pesquisas bibliográficas foram realizadas a partir das seguintes bases de dados: *Scopus*, *Web of Science* e *Science Direct*. Esta busca estratégica seguiu um processo iterativo com diversas tentativas preliminares refinando combinações variadas de termos de busca conectados com operadores booleanos até se alcançar a *string* final adotada: ((nanoplastic* OR microplastic* OR "plastic particle*") AND (soil OR terrestrial) AND (plant* OR crop* OR vegetable* OR fruit*)), considerando presença no título, resumo ou palavras-chave. Através da utilização dos filtros das próprias bases de dados, foram incluídas apenas publicações referentes a artigos de pesquisa e no idioma Inglês. Foram compilados estudos publicados até 11 de novembro de 2021.

Esta busca inicial resultou num total de 486 artigos passando para 238 após a remoção das duplicatas. A primeira etapa de *screening* visou obter uma visão holística das publicações selecionadas através da coleta das seguintes informações básicas: título, autores, ano de publicação, jornal e palavras-chave, utilizando o *software* StArt. Houve um aumento exponencial do número de publicações recentemente, como mostrado na Figura 9. Cerca de 50% dos artigos foram publicados a partir de 2021 ($n = 110$ em 2021 e $n = 16$ em 2022).

Figura 9 - Variação do número de publicações selecionadas em função do ano.



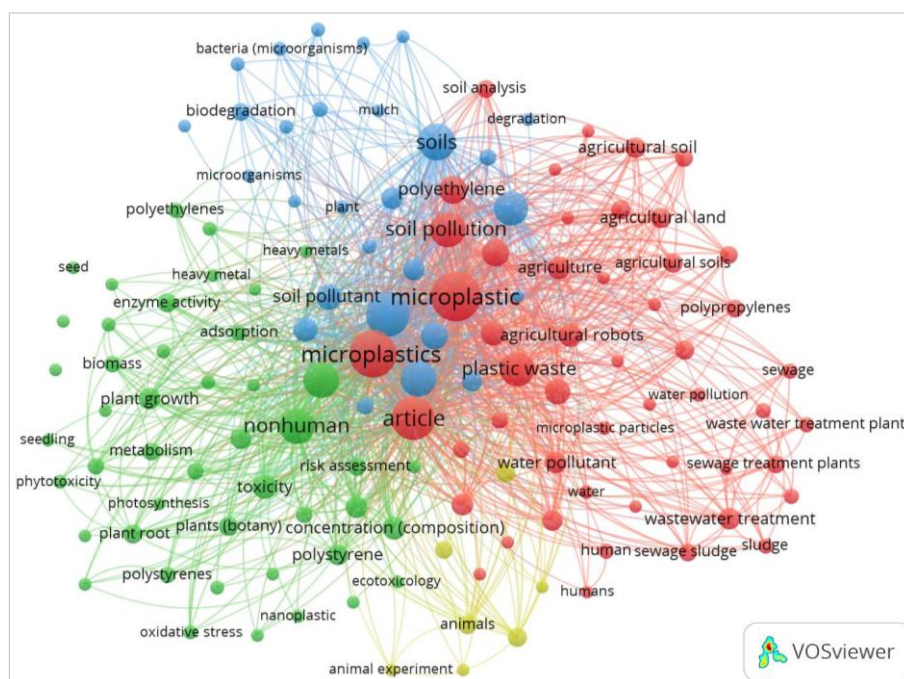
“Todas publicações”: ao final da busca estratégica (após eliminação das duplicatas);

“Publicações selecionadas”: ao final da etapa de *screening*.

Fonte: a autora.

O software VOSviewer® (versão 1.6.17) foi utilizado para gerar uma visualização dos agrupamentos de co-ocorrência (*network visualization*) incluindo as palavras-chave dos artigos selecionados ao final da busca estratégica. Foi utilizada a opção “All keywords”, englobando “Author keywords” e “Index keywords”, além do método “Full counting” que atribui o mesmo peso para cada co-ocorrência. Um total de 131 palavras-chave com uma frequência de ocorrência ≥ 10 foram selecionadas a partir de 3.231 palavras-chave e agrupadas em quatro grupos (*clusters*) distintos, conforme mostrado na Figura 10. Quanto maior o nó, mais vezes a palavra-chave aparece; a linha entre os nós indica que uma palavra-chave aparece em comum com outra palavra-chave e quanto mais espessa ela for, mais vezes as duas palavras-chave apareceram simultaneamente. As palavras-chave com maior ocorrência foram: *microplastic* (154), *article* (121), *plastic* (119) e *microplastics* (136), todas elas correlacionadas nos quatro *clusters*. Se destacam ainda *soils* (88), *soil pollution* (83), *plastic waste* (76), *soil* (73) e *polyethylene* (52).

Figura 10 - Análise de agrupamento das palavras-chave dos artigos encontrados na *Scopus*.



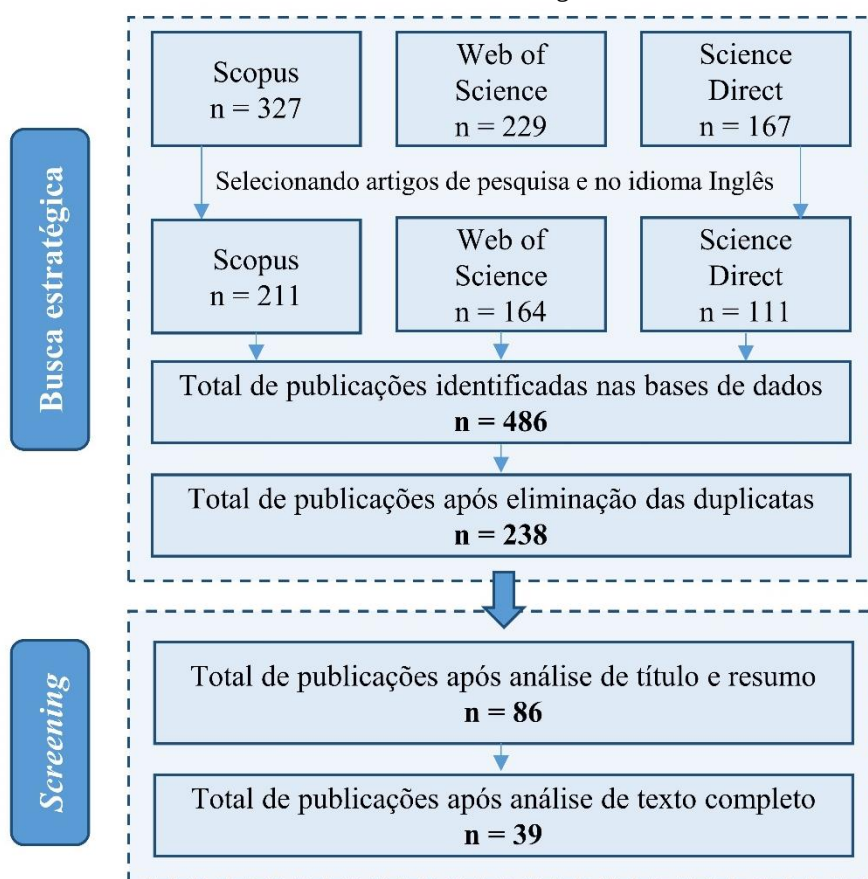
Fonte: a autora (elaborado no VOSviewer®).

A análise de agrupamentos (Figura 10) facilita a compreensão da correlação entre as palavras-chave. O grupo 1 (vermelho) contém 50 palavras-chave, incluindo *agricultural soil(s)*, *agricultural land* e termos relacionados ao tratamento de águas residuárias (como *wastewater treatment* e *sewage sludge*), assim ele está diretamente ligado às fontes e destinos terrestres dos

MPs e NPs. O grupo 2 (verde) é composto por 46 palavras-chave e é relacionado aos efeitos dos resíduos plásticos no ambiente terrestre, possuindo termos como *toxicity*, *plant growth* e *plant root*. O grupo 3 (azul) apresenta 28 palavras-chave relacionadas à microbiota do solo, como *microorganisms*, *biodegradation* e *bactéria*. Por fim, termos *animal* e *earthworm* que integram o grupo 4 (amarelo), formado por apenas 4 itens.

A segunda etapa de *screening* foi realizada utilizando critérios de elegibilidade através da análise de título e resumo (Figura 11). Foram excluídos artigos que: (i) não forneçam acesso ao trabalho completo; (ii) não reportem efeitos toxicológicos de micro ou nanoplásticos em plantas; (iii) não incluam um tratamento controle (sem a presença de micro ou nanoplásticos); (iv) apresentem resultados apoiados em estatísticas não apropriadas.

Figura 11 - Fluxograma das etapas da revisão sistemática, incluindo número de publicações incluídas e excluídas em cada estágio.

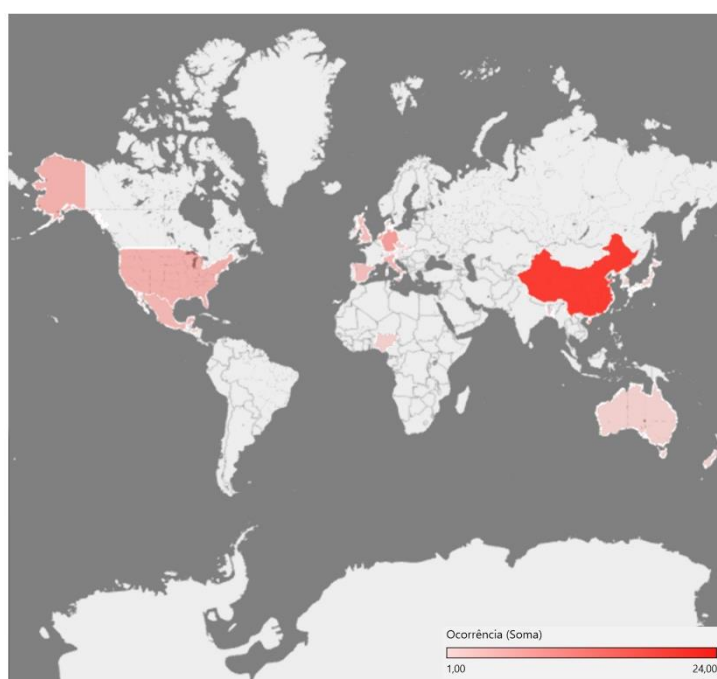


Fonte: a autora.

Na sequência, ainda na etapa de *screening*, estes mesmos critérios de exclusão foram considerados na análise dos artigos completos selecionados na fase anterior para se confirmar ou excluir as publicações que estão de acordo com os objetivos desta análise (Figura 11). Ao

final foram selecionadas 39 publicações para a etapa de extração dos dados e análise, sendo que mais de 90% delas foram publicadas a partir de 2020 (Figura 9). A lista com estes artigos se encontra no Anexo A. Os autores dos artigos selecionados estão vinculados a instituições de 19 países: China (n = 24), Alemanha (n = 7), Holanda (n = 5), Estados Unidos (n = 4), México, Itália, Eslovênia (n = 3), Espanha, Reino Unido (n = 2), Honduras, Austrália, Nova Zelândia, Nigéria, Japão, Bangladesh, Dinamarca, Eslováquia, República Checa e Coreia (n = 1) (Figura 12).

Figura 12 - Mapa de ocorrência dos países das instituições dos autores referentes às publicações selecionadas.



Fonte: a autora (elaborado no Microsoft Excel®).

Para todos os artigos selecionados, foram extraídas informações quanto a: espécies de planta terrestre analisada, propriedades do solo (granulometria, pH, matéria orgânica), *endpoints*, características do micro ou nanoplastico (forma, tamanho, cor, tipo de polímero), dose, tempo de exposição, tipo de estudo (laboratório ou campo, uma ou múltiplas espécies), método de identificação e quantificação, presença de co-contaminantes.

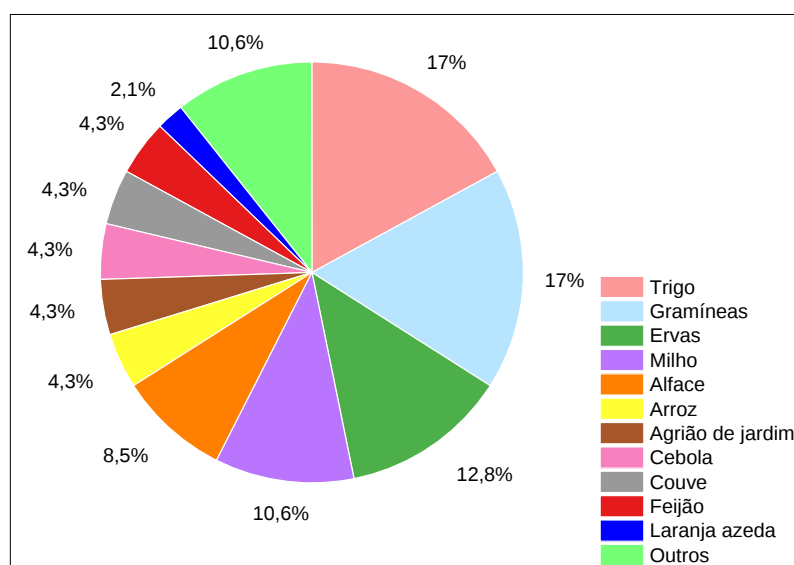
Análises qualitativas e quantitativas foram conduzidas em Microsoft Excel® e RStudio® (versão 3.6.1.), e os gráficos foram construídos no Origin® 2020.

6. RESULTADOS DA REVISÃO SISTEMÁTICA

6.1. Panorama geral

A etapa de revisão sistemática resultou na seleção de 39 artigos que abordam a influência de MPs e NPs na interação solo-planta. Diferentes espécies de plantas foram analisadas nas publicações (Figura 13). No entanto, a maioria dos trabalhos avaliou os efeitos dos MPs e NPs em plantas de pequeno porte, com destaque para o trigo (*Triticum aestivum*, n = 8), milho (*Zea mays*, n = 5) e alface (*Lactuca sativa*, n = 4). Diferentemente, Verla et al. (2020) estudou a laranja azeda (*Citrus aurantium*), uma espécie de árvore (de até 5 m). Os grupos de “gramíneas” e “ervas” foram também destaque em virtude de Lozano et al. (2020), que analisaram 4 espécies de ervas e 5 espécies de gramíneas e Deng et al. (2022) que trabalharam com 5 espécies de gramíneas.

Figura 13 - Distribuição das plantas analisadas nos artigos de interesse.



Outros (com 1 artigo cada): azevém (*Lolium perenne*), canola (*Brassica napus*), abobrinha (*Cucurbita pepo*), cenoura selvagem (*Daucus carota*); tomate (*Lycopersicon esculentum*).

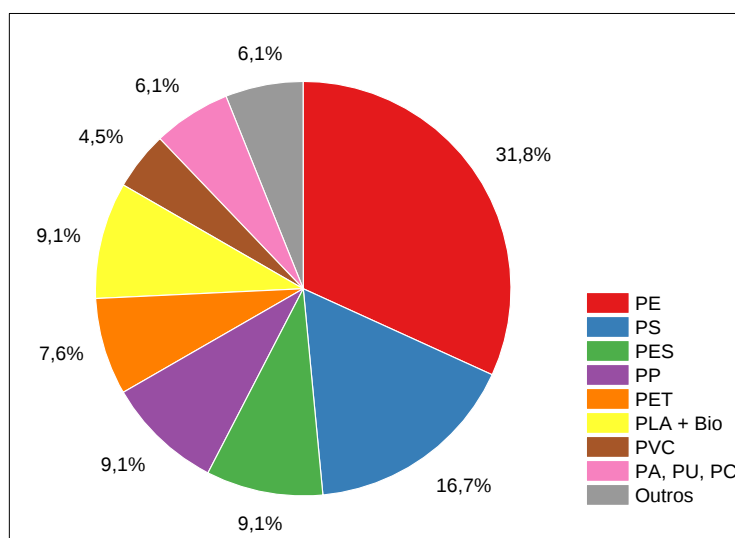
Fonte: a autora.

De modo geral, é possível observar que algumas espécies são comuns em todo o mundo, como o trigo, milho, alface, arroz (*Oryza sativa*), cebola (*Allium cepa*) e feijão (*Phaseolus vulgaris*). Entretanto, existem também espécies de origem específica, como as gramíneas (*Festuca brevipila*, *Holcus lanatus* e *Calamagrostis epigejos*) e ervas (*Achillea millefolium*, *Hieracium pilosella*, *Plantago lanceolata* e *Potentilla argentea*) típicas de pastagens de regiões de clima temperado (LOZANO et al., 2020); o agrião de jardim (*Lepidium sativum*) natural do

Egito e Ásia Oriental (PIGNATTELLI; BROCCOLI; RENZI, 2020; PIGNATTELLI et al., 2021); a *Arabidopsis thaliana* nativa da Europa e Ásia (SUN et al., 2020); a laranja azeda de origem chinesa (VERLA et al., 2020); a *Plantago lanceolata* natural na Europa, América do Norte e Sudoeste Asiático (VAN KLEUNEN et al., 2020); a cenoura selvagem (*Daucus carota*) nativa das regiões temperadas da Europa e sudoeste da Ásia e naturalizada na América do Norte e Austrália (LOZANO et al., 2021); a couve chinesa (*Brassica chinensis*) muito utilizada na culinária oriental (YANG et al., 2021a); espécies indígenas (*Bidens bipinnata*, *Plantago depressa*, *Medicago sativa* e *Glechoma longituba*) e invasoras (*Galinsoga parviflora*) de pastagens temperadas no nordeste da China (DENG et al., 2022). Em geral, todas as espécies específicas estão associadas com os principais países de origem dos autores (Figura 12). Assim, são necessários estudos futuros que também avaliem espécies de plantas nativas de regiões de clima tropical, como é o caso do Brasil.

Nesses trabalhos são avaliados resíduos plásticos originados de diversos polímeros (Figura 14), os quais, de fato, estão entre os tipos mais comuns de plásticos encontrados no ambiente. Isso é exemplificado por Qi et al. (2018, 2020), que utilizaram LDPE e Bio por serem comuns em coberturas agrícolas; Verla et al. (2020), que fragmentaram recipientes para alimentos e produtos de higiene pessoal específicos para produção de MPs de LDPE, PP e PS e Lian et al. (2021b), que basearam seus experimentos em três concentrações de MPs derivados de fertilizantes revestidos com polímeros (0,01; 0,1 e 1% m/m). Contudo, particularmente se destacam o PE e PS que juntos correspondem a quase 50% do total avaliado.

Figura 14 - Distribuição dos tipos de polímeros analisados nos artigos de interesse.



Fonte: a autora.

Ademais, em condições reais de ecossistemas terrestres, normalmente coexistem diversas tipologias de polímeros, as quais podem desencadear a ocorrência de efeitos combinados sobre o solo e as plantas. Entretanto, poucos estudos avaliaram tipos de MPs ou NPs combinados, como contaminações sintéticas de PE + PVC (PIGNATTELLI; BROCCOLI; RENZI, 2000), LDPE + PP; LPDE + PS e LDPE + PP + PS (VERLA et al., 2020) e contaminações de lodo de esgoto, principalmente contendo HDPE, LDPE, PP e PET (HERNÁNDEZ-ARENAS et al., 2021).

Quanto ao tamanho dos resíduos plásticos avaliados (Figura 15A), os valores vão de 0,028 a 7000 μm . De fato, dois artigos (QI et al., 2018; 2020) compararam os efeitos de macroplásticos e MPs e, por isso, estão incluídos nesses dados. As Figuras 15B e 15C, por sua vez, são específicas para as informações referentes à MPs e NPs, respectivamente. Elas permitem observar que os MPs ($n = 32$) foram mais estudados em comparação com os NPs ($n = 5$). Especificamente, o percentil 90 dos tamanhos médios dos MPs é 406,25 μm evidenciando que a grande maioria dos MPs estudados se encontra na porção inferior do limite de valores desta classificação que vai de 0,1 a 5000 μm .

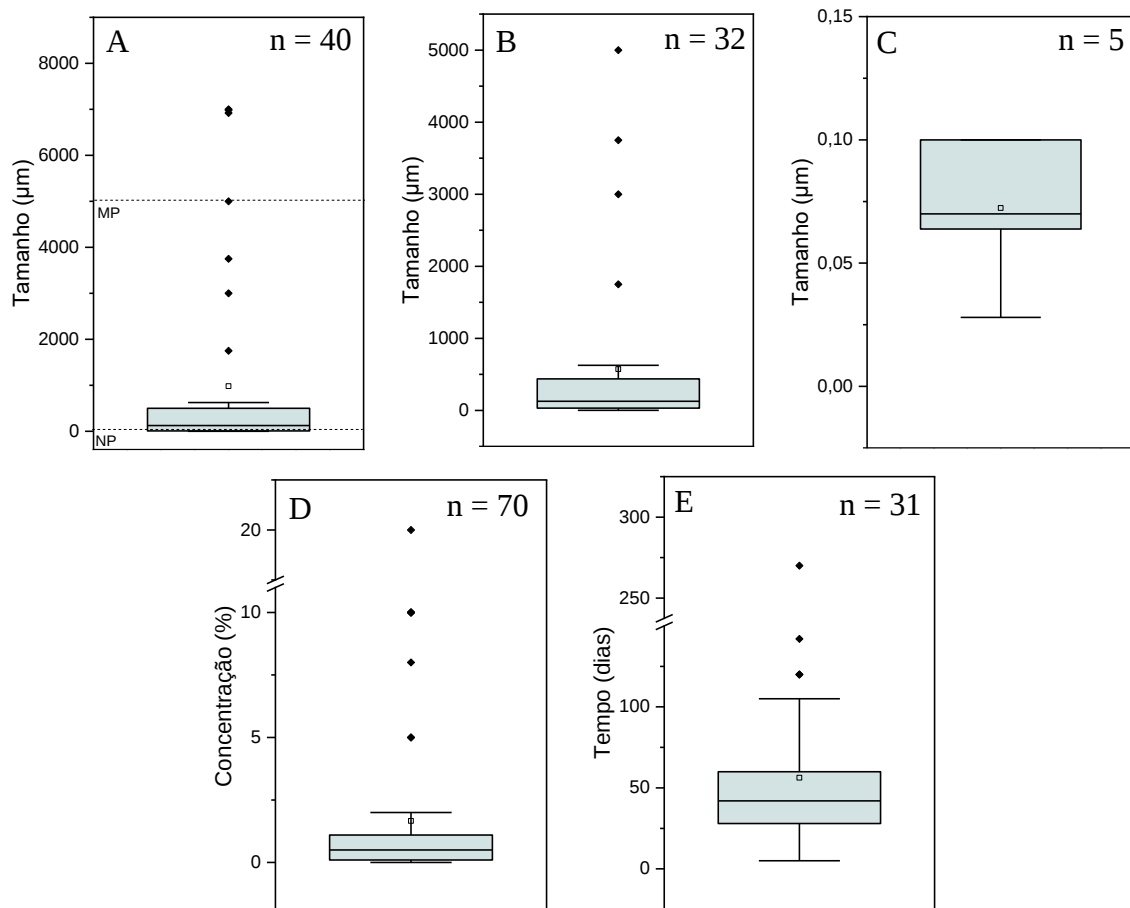
Nas contaminações sintéticas de laboratório, alguns autores produziram MPs através do congelamento dos plásticos com nitrogênio líquido, seguido da moagem e fabricação do pó (como em Qi et al., 2018, 2020 e Meng et al., 2021) e posterior peneiramento para seleção da faixa específica de tamanhos requerida. Particularmente, Leifheit et al. (2021) produziram partículas de abrasão de um pneu de carro usado com o auxílio de uma máquina de polimento de correia. Diferentemente, outros autores já adquiriram os MPs, como Liu et al. (2021) que utilizou MPs de LDPE fornecidas por uma empresa chinesa (*Zhonglian Plastic Chemical Company*) com especificações de tamanho (200-250 μm de diâmetro) e pureza ($\geq 97\%$).

Alguns artigos apresentavam informações pormenorizadas das dimensões dos MPs e NPs empregados nos experimentos. Por exemplo, De Souza Machado et al. (2019) descreveram que os MPs de PET apresentavam tamanho de 222 a 258 μm , com uma mediana de 187 μm e percentil 90 de aproximadamente 376 μm e as fibras de PES tinham comprimento médio de 5000 μm e diâmetro médio de 8 μm .

Outra questão é a representatividade dessas faixas granulométricas em comparação com os reais ambientes terrestres. Os MPs utilizados nos experimentos de Meng et al. (2021), por exemplo, eram compostos de partículas de 250 a 500 μm (60% da massa total dos MPs) e 500 a 1000 μm (40% da massa total dos MPs). Os autores justificaram esta escolha de categorias de

tamanho com base em outros estudos da literatura, visando simular a heterogeneidade de tamanhos de MPs encontrada em ecossistemas terrestres.

Figura 15 - Panorama do tamanho médio geral (A) e segmentado em MPs (B) e NP (C), bem como concentração (D) e tempo de exposição às plantas (E) observados nos artigos de interesse.



Fonte: a autora.

A variação na concentração de MPs/NPs aplicados no solo é bem acentuada, oscilando de um valor mínimo de 0,001% até um máximo de 20% (Figura 15D). De fato, em muitas das publicações são testadas diferentes concentrações a título de comparação e isso reflete no *n* mais elevado dentre os parâmetros apresentados na Figura 15. Contudo, a grande maioria dos artigos se concentra nas menores adições, o que é confirmado pela mediana de 0,500% e percentil 90 de 1,075%.

Em relação à concentração, algumas questões dificultam comparações diretas de resultados. A grande maioria dos artigos contém informações da concentração em relação à massa de MPs/NPs adicionados por massa de solo seco (como Lozano et al., 2021; Meng et al., 2021 e Wang et al., 2021). No entanto, outros autores, como De Souza Machado et al. (2019),

utilizaram concentrações de adição de MPs com base na massa de solo fresco e Pignattelli et al. (2021) não especificaram esta questão. Intensificando ainda mais essa diferenciação, van Kleunen et al. (2020) apresentaram a taxa de adição em termos de volume de MPs por volume de solo e como os plásticos apresentam grande diversidade de densidade os dados destes autores não foram considerados na Figura 15D.

Outros autores utilizaram formas diferentes de contaminação e também não puderam ter seus dados incluídos na Figura 15D. Hernández-Arenas et al. (2021) adicionaram no solo (antes do cultivo) 10% de lodo de 3 diferentes estações de tratamento de esgoto, de Murcia (Espanha), nos quais anteriormente havia sido detectada a presença de MPs (majoritariamente fibras de PET) pelos mesmos autores. Huerta-Lwanga et al. (2021) usaram concentrações diversas (0,1; 0,25; 0,5; 0,75, 1, 3 e 5%) de PLA em um composto comercial que foi então colocado nos vasos, a uma taxa de 30 ton/ha, para cultivo de trigo. Lian et al. (2021b) avaliaram a influência de MPs de PU (5% em massa) usado como invólucro de fertilizantes a base de ureia (95% em massa). Bao et al. (2022) contaminaram o solo de cada réplica do tratamento adicionando 5 mL de uma solução contendo os MPs de interesse (PE) com concentração conhecida (800 mg/L).

Estudos, como de Hernández-Arenas et al. (2021), têm a vantagem de se aproximar mais das condições reais de campo. Contudo, a contaminação sintética com a adição de quantidades exatas de MPs/NPs em condições controladas de laboratório, garantem uma maior precisão e exatidão. O ideal é que os autores considerem ambos os cenários e busquem um equilíbrio entre eles.

Uma outra problemática diz respeito à representatividade dessas concentrações em comparação com contaminações reais por MPs e NPs. Colzi et al. (2022) estudaram concentrações de HDPE, PVC, PP e PET de 0,02; 0,10 e 0,20% (m/m) as quais, segundo os autores, são baseadas em concentrações reais reportadas na literatura. Diferentemente, Meng et al. (2021), por exemplo, estudaram adições no solo de 0,5 a 2,5% (m/m) para cultivo de feijão e relataram que em condições reais as concentrações de MPs tendem a ser menores, porém, para descrever os potenciais impactos sutis dos MPs se faz necessário o uso de maiores concentrações. Essa acaba sendo uma grande limitação de muitas publicações que põe em dúvida a representatividade das contaminações sintéticas. De modo análogo, na revisão de Hantoro et al. (2019) sobre ambientes aquáticos, incluindo 72 artigos, os autores destacam que os níveis de MPs utilizados nos experimentos de toxicidade em laboratório (10^4 a 10^{17} partículas/m³) tendem a ser superiores aos níveis de exposição detectados nos ecossistemas aquáticos (10^{-3} a 10^5 partículas/m³), desencadeando questões sobre a relevância ambiental

destas pesquisas. Contudo, a utilização de concentrações elevadas pode amplificar os potenciais efeitos colaterais que, de outra forma, poderiam ser negligenciados, além de determinar um potencial limite dessas concentrações (MENG et al., 2021).

O tempo de exposição das plantas aos MPs e NPs é apresentado na Figura 15E e resultou numa mediana de 42 dias e percentil 90 de 60 dias, indicando que a maioria dos estudos reportou resultados para curtos períodos de exposição. Olhando os *outliers*, é possível ver um tempo de 270 dias para Verla et al. (2020), que trabalhou com a laranja azeda; 142 dias para Wu et al. (2022), que testou o arroz e 120 dias para Qi et al. (2018, 2020), que analisaram o trigo.

Algumas publicações compararam tempos distintos de exposição e seus resultados sugerem significativas variações, evidenciando a importância deste parâmetro. Pignattelli, Broccoli e Renzi (2020) avaliaram as características do agrião de jardim plantado em solo contaminado com MPs de polímeros variados. Os testes de exposição aguda (6 dias), indicaram que as plantas tratadas com PE e PE + PVC tiveram uma inibição da germinação significativamente ($p < 0,001$) maior em relação ao controle e uma diminuição significativa ($p < 0,05$) do comprimento aéreo. Já nos testes de toxicidade crônica (21 dias), as plantas tratadas com PE e PP foram negativamente afetadas, quanto a taxa de germinação, número de folhas e biomassa produzida, enquanto o comprimento aéreo foi principalmente reduzido pela adição de PE + PVC. Assim, as plantas tratadas com PE em ambos os períodos de exposição foram as mais afetadas, indicando que essa toxicidade é a primeira a surgir. Contudo, principalmente para o PP os efeitos foram mais pronunciados apenas a longo prazo.

Fajardo et al. (2022) observaram que a inibição do crescimento foliar do milho foi detectada nos tratamentos contendo MPs sozinhos e combinados com poluentes orgânicos. Contudo, este efeito negativo desapareceu com o tempo, sendo menos pronunciado após 15 dias de incubação e ainda menos evidente após 30 dias, mesmo que nenhuma das diferenças observadas tenha sido estatisticamente significativa em relação ao controle.

O tempo de exposição está diretamente associado com o período do desenvolvimento vegetal e alguns autores determinaram o tempo de modo que ele fosse suficiente para que eles avaliassem a planta até sua etapa reprodutiva, com a produção de grãos ou frutos, como Huerta-Lwanga et al. (2021) e Qi et al. (2018) para o trigo, e Hernández-Arenas et al. (2021) para o tomate (*Lycopersicon esculentum*). Particularmente, Qi et al. (2018, 2020) fizeram coletas em dois momentos do desenvolvimento do trigo: no estágio de crescimento vegetativo (2 meses) e reprodutivo, quando os grãos estavam maduros (4 meses) e reportaram diferenças nos resultados.

Todos os artigos marcam o tempo em relação à exposição das plantas aos MPs e NPs, mas nenhum deles avaliou o tempo em relação à degradação dos próprios resíduos plásticos no solo. De fato, Meng et al. (2021) salientam que esta foi uma das limitações da pesquisa. Seria promissor que estudos futuros considerassem essa questão e, até mesmo, cultivos sucessivos em um mesmo solo contaminado. Afinal, os MPs e NPs tendem a ir se fragmentando, atingindo tamanhos cada vez menores ao longo do tempo.

6.1.1. Ensaios de campo

A grande maioria dos estudos realizou seus experimentos com as plantas em laboratório, principalmente casas de vegetação ou estufas, muitas vezes controlando a temperatura, o período de iluminação e, até mesmo, a radiação. A fim de possibilitar a comparação dos resultados, todos esses estudos avaliaram uma amostra controle, constituída geralmente apenas pelo solo e sem qualquer tipo de contaminante (MPs, NPs ou qualquer substância). Esse é, indubitavelmente, um ponto positivo nesses estudos, que favorece a confiabilidade das suas conclusões. Contudo, em nenhum dos artigos analisados houve comparação dos efeitos da exposição à MPs e NPs para a mesma espécie de planta cultivada em laboratório e em campo.

Particularmente, Hernández-Arenas et al. (2021) avaliaram os efeitos no tomate da adição de lodo de esgoto contendo MPs e utilizaram dois controles: um apenas com solo e outro com solo e esterco (livre de MPs) na mesma taxa de adição do lodo, a fim de simular também a influência do acréscimo de matéria orgânica. Embora tenham feito experimento em vasos, colocaram os vasos com as plantas em uma área aberta, recebendo incidência solar direta durante todo o dia. Os resultados mostraram que o lodo favoreceu o crescimento dos tomateiros, mas retardou e diminuiu a produção dos frutos. Verla et al. (2020) também conduziram ensaio de crescimento de laranja azeda em vasos, mas em condições de campo e observaram uma alta tolerância das plantas, embora o LDPE tenha provocado os efeitos negativos mais significativos.

Dentre os artigos analisados, apenas um deles desenvolveu experimentos, de fato, em condições de campo, porém com contaminação sintética. Wu et al. (2022) coletaram os primeiros 30 cm de solo em uma área produtora de arroz na Província de Hunan (China), secaram ao ar, peneiraram (5 mm), enriqueceram com pó de PS (135,9–530 µm) em diferentes concentrações (0; 0,01 e 0,5%) e retornaram as amostras para o campo. Para cada condição de tratamento foi utilizado um compartimento do terreno com dimensões de 10 x 5 m. As sementes de arroz, especificamente de duas subespécies: Y900 (II You 900) e XS123 (Xiushui 123),

foram germinadas no campo sem contaminação por 21 dias e então foram transplantadas para as áreas de teste contaminadas onde permaneceram por mais 142 dias até a colheita. Os autores verificaram efeitos distintos dos MPs nos cultivos de arroz, sendo que os resultados em relação à subespécie XS123 indicaram uma maior resistência à exposição aos resíduos plásticos. A migração dos MPs no solo não foi considerada pelos autores.

Os ecossistemas são sistemas complexos, dinâmicos e influenciados por fatores diversos. Embora os ensaios de laboratório sejam de exímia importância para a compreensão dos efeitos de MPs e NPs nas plantas, eles tendem a ser mais simplistas e, assim, experimentos de campo precisam ser melhor estudados por se aproximarem mais da condição real dos contaminantes no meio. Li et al. (2020), por exemplo, concluíram que temperaturas mais elevadas e menores teores de umidade proporcionaram maiores taxas de transpiração e, portanto, maior entrada de MPs no trigo e alface.

6.1.2. Condições de tratamento

Lozano e Rillig (2020) compararam o crescimento de gramíneas (*Festuca brevipila*, *Holcus lanatus*, *Calamagrostis epigejos*) e ervas (*Achillea millefolium*, *Hieracium pilosella*, *Plantago lanceolata*, *Potentilla argentea*) em um solo contendo fibras de PES (0,4% m/m) sob duas condições de umidade (úmido e seco). Os resultados mostraram que a presença de microfibras aumentou a biomassa da parte aérea e raiz, provavelmente devido à redução da densidade aparente e melhoria da aeração do solo, favorecendo a penetração das raízes. Contudo, a biomassa diminuiu com a seca.

Deng et al. (2022) simularam condições do clima de monção temperado continental, com tratamentos variando a umidade (úmido e seco) e a irradiância espectral (> 280 nm, transmitindo cerca de 95% do espectro solar e > 315 nm, atenuando a radiação UV-B). Foram estudadas diferentes espécies de plantas (*Bidens bipinnata*, *Plantago depressa*, *Medicago sativa*, *Glechoma longituba* and *Galinsoga parviflora*) e seu crescimento em um solo contendo fibras de PES (0,4% m/m). Similar, ao estudo descrito anteriormente, a presença dos MPs aumentou a biomassa da parte aérea e da raiz, mas a condição seca reduziu estes parâmetros. Já a variação quanto à radiação resultou em efeitos diferentes no crescimento da planta e biomassa dependendo da espécie.

Lehmann et al. (2020) avaliaram as respostas na biomassa da cebola em função da adição de microfibras de PES e fungos micorrízicos arbusculares, comparando condições de seca e bem molhado. Os resultados mostraram que os MPs aumentaram a biomassa aérea da

planta, mas em condições de seca o tratamento com os fungos e sem MPs retornou os maiores valores de biomassa.

Pignattelli et al. (2021) avaliaram o efeito combinado no agrião de jardim da adição de MPs de PET e chuva ácida simulada, observando que os brotos foram danificados principalmente pela chuva ácida, enquanto as raízes foram afetadas principalmente pelas diferentes faixas granulométricas dos MPs (5–60 μm ; 61–499 μm ; 500–3000 μm).

6.2. Sistema solo-planta e sua interação com MPs e NPs

Plantas cultivadas no solo e em sistema de hidroponia podem apresentar variação quanto à interferência da presença de MPs/NPs. Li et al. (2020) compararam dois tipos de cultura (trigo e alface) e observaram que as plantas hidropônicas apresentavam maiores taxas de crescimento e, conseqüentemente, maiores taxas de transpiração, favorecendo uma força motriz mais forte para a translocação apoplástica dos MPs. Devido a este comportamento, foram selecionados para esta revisão somente os artigos que abordaram o sistema solo-planta, sendo excluídos na etapa de *screening* aqueles que utilizaram apenas sistemas de cultivo hidropônico.

6.2.1. Características do solo

Dentre os artigos analisados, alguns apresentaram informações sobre as características dos solos utilizados. Quanto à granulometria, para a maioria daqueles que forneceram dados, ela era predominantemente arenosa (como em Qi et al., 2018, 2020 e Meng et al. 2021, com 87% de areia e Lehmann et al., 2020, com 74% de areia). Contudo, também havia solos argilosos (como em Yang et al., 2021b, com 54,35% de argila) e siltosos (como em Huerta-Lwanga et al., 2021, com 79% de silte) em algumas publicações. De fato, apesar de alguns estudos terem comparado concentrações, tipos, formas e cores de MPs e NPs, espécies de plantas e condições do experimento (umidade e temperatura), em nenhum deles houve comparação entre tipos distintos de solo. A interação entre o solo e a planta é indubitavelmente influenciada pelas características físicas, químicas e biológicas do solo, bem como a interação entre o solo e os MPs e NPs. Assim, esta lacuna do conhecimento atual em sistemas solo-planta deverá ser preenchida em pesquisas futuras. Num primeiro momento poderia ser interessante comparar solos de regiões tropicais e temperadas, com granulometria distinta (solos arenosos, siltosos e argilosos), e depois características específicas como pH, potencial de oxidorredução (Eh) e conteúdo de matéria orgânica.

A presença de MPs e NPs pode induzir a modificações nas propriedades do solo que, por sua vez, podem alterar a aeração e a dinâmica da água, interferindo no desenvolvimento das plantas. Algumas publicações analisaram as alterações nos parâmetros físicos e químicos do solo em função da adição de detritos plásticos:

- A adição de 0,1 e 1% de MPs de fertilizante revestido com polímero (PCF) na cultura de milho, cultivar Zhongnongtian 488 (ZNT 488), aumentou significativamente ($p < 0,05$) o pH e a condutividade elétrica do solo. Já para o cultivar Zhongtiannuo 182 (ZTN 182), houve diminuição do pH e condutividade, bem como do conteúdo de água no solo e carbono orgânico dissolvido (LIAN et al., 2021b);
- O pH do solo sofreu maior redução, em relação ao ensaio controle, na presença de HDPE em comparação com a adição de ácido polilático biodegradável (PLA) e fibras de roupas (acrílicas e nylon) (BOOTS; RUSSELL; GREEN, 2019). Wang et al. (2020b) também avaliaram a influência de HDPE e PLA e observaram que o pH do solo diminuiu com o aumento da dose de HDPE, mas quando foi avaliada a co-contaminação de MPs com Cd, houve um aumento gradual dos valores de pH em função do aumento da dose de MPs (0 a 10%), confirmando a interação de efeitos entre MPs e metais. Já o aumento da dose de PLA (0 a 10%), resultou no aumento do pH, independentemente da presença ou não de Cd;
- Lehmann et al. (2020) observaram que a adição de microfibras de PES teve efeito negativo sobre os agregados de um solo arenoso, embora este parâmetro seja normalmente correlacionado positivamente com as raízes e fungos micorrízicos arbusculares e os resultados dos autores tenham promovido ambos. Lozano et al. (2021) também verificaram uma diminuição de aproximadamente 25% da agregação do solo arenoso decorrente da adição de diferentes tipos e formas de MPs, provavelmente devido à introdução de pontos de fratura nos agregados somado a potenciais efeitos negativos na biota do solo. A presença de MPs (HDPE, PES, PET, PP e PS) reduziu a densidade do solo e foram observadas diferenças em comparação com a rizosfera da cebolinha (*Allium fistulosum*), região que apresentou maior estabilidade dos agregados em água. Particularmente, os autores avaliaram as alterações no solo em dois cenários distintos: com planta e sem planta, e encontraram diferenças na intensidade dos efeitos entre os tratamentos dependendo do tipo de MP, fração de tamanho agregado e presença de planta (DE SOUZA MACHADO et al., 2019);

- A adição de NPs de PS (70 nm) aumentou significativamente ($p < 0,05$) a concentração de carbono orgânico dissolvido no solo, enquanto a adição de MPs (5 μm) não produziu variações significativas em relação ao controle (REN et al., 2021);

- As características do solo também sofrem influência da ocorrência de co-contaminações. A presença de HDPE e PS reduziu e não alterou, respectivamente, o pH do solo (WANG et al., 2020a); e o HDPE e PLA diminuiu e aumentou, respectivamente, o pH do solo (WANG et al., 2020b). Contudo, em ambos os estudos, nos solos em que foram adicionados estes mesmos MPs e também Cd, houve geralmente um aumento dos valores de pH. A co-contaminação com MPs de PE e poluentes orgânicos provocou um aumento do pH do solo durante o período de desenvolvimento do milho (FAJARDO et al., 2022). Estes exemplos confirmam que a coexistência de contaminantes, inorgânicos ou orgânicos, pode alterar os impactos dos MPs nas propriedades do solo.

6.2.2. *Espécies de plantas*

As plantas apresentam morfologia e fisiologia vegetal com características variadas em função da espécie. Consequentemente, os efeitos da exposição à MPs e NPs também é distinto. Lozano e Rillig (2020) e Deng et al. (2022) avaliaram diferentes espécies nas mesmas condições de ensaio e observaram efeitos diferentes na forma como as microfibras afetaram a comunidade vegetal. Os primeiros autores verificaram que espécies invasivas na Europa, como o *Calamagrostis epigejos*, tiveram seu desenvolvimento potencializado, enquanto espécies que favorecem o estabelecimento de outras, como o *Holcus lanatus*, apresentaram diminuição da biomassa na presença de MPs. Na segunda pesquisa, a análise de componentes principais (PCA) indicou que a *Galinsoga parviflora*, uma espécie invasora de ecossistemas de pastagens temperadas no nordeste da China, poderia ocupar nichos ecológicos afetando o crescimento de espécies nativas. Estes resultados são indicativos do impacto ecológico que as contaminações por MPs podem acarretar em comunidades de plantas em ecossistemas naturais, onde coexistem diferentes espécies, afetando não apenas a biomassa, mas também a abundância ou sobrevivência das plantas dentro das comunidades.

Lian et al. (2021b) observaram diferenças da influência de MPs de PU entre dois diferentes cultivares de milho (ZNT 488 e ZTN 182). Por exemplo, no tratamento de 1%, a altura do milho não teve mudanças significativas para o cultivar ZNT 488, mas foi observado um aumento significativo ($p < 0,01$) em relação ao controle para o ZTN 182. Assim, os MPs

não provocaram fitotoxicidade óbvia no milho. Inclusive favoreceram o crescimento do cultivar ZTN 182.

Wu et al. (2022) compararam os efeitos de MPs de PS em duas subespécies de arroz durante um ensaio de campo e observaram efeitos distintos entre elas, como mencionado no tópico 6.1.1 deste trabalho. O rendimento foi reduzido em 10,62% nas plantas Y900, mas aumentado em 6,35% nas plantas XS123. As vias metabólicas foram inibidas em 29,63% para aquelas relacionadas ao acúmulo de substâncias e em 43,25% daquelas associadas ao gasto de energia nos grãos Y900; mas, essas vias foram promovidas nos grãos XS123. Por fim, a expressão de genes que codificam proteínas envolvidas no ciclo do ácido tricarboxílico, foi inibida nos grãos Y900, mas foi aumentada nos grãos XS123. Dessa forma, os autores concluíram que a subespécie XS123 poderia responder melhor aos efeitos da exposição dos cultivos de arroz a MPs.

6.2.3. *Influência dos MPs/NPs*

A forma, o tamanho, o tipo de polímero e a concentração são propriedades essenciais ao se estudar a fitotoxicidade dos MPs e NPs. Efeitos negativos e positivos foram observados entre os resultados dos diversos estudos.

De Souza Machado et al. (2019) avaliaram diferentes tipos de MPs e concluíram que as fibras de PES e os grânulos de poliamida resultaram nos efeitos mais significativos nas características e funções da cebolinha.

Verla et al. (2020) analisaram a influência na laranja azeda da adição no solo de diferentes tipos de polímeros (LDPE, PP e PS) sozinhos e combinados e observaram uma alta tolerância das plantas, embora os MPs tenham mostrado efeitos mais pronunciados que os macroplásticos e a exposição ao LDPE tenha revelado os efeitos negativos mais significativos (conforme mencionado no tópico 6.1.1 deste trabalho).

Wang et al. (2020a) observaram que o HDPE não revelou claros efeitos fitotóxicos ao milho. Diferentemente, o PS exibiu fitotoxicidade significativa já em pequenas doses (0,1%).

Zang et al. (2020) concluíram que MPs de PVC e PE tiveram impacto negativo no desenvolvimento da raiz e parte aérea do trigo, com maior influência da dose do que do tipo de MP. A biomassa da planta foi suprimida nas menores concentrações de MP (1% e 5%), mas foi aumentada nas maiores adições (10 e 20%).

Yang et al. (2021b) observaram que a presença de MPs de PS (10 a 20 g/kg e tamanhos de < 25 e 48 a 150 μm) reduziu significativamente a biomassa fresca da couve chinesa, mas a

adição de HDPE não resultou em efeitos notáveis na biomassa fresca das plantas em nenhum dos tratamentos avaliados. Independentemente da taxa de aplicação e do tamanho das partículas, em todos os tratamentos foi observada a redução da clorofila foliar em comparação com o controle.

Colzi et al. (2022) analisaram a influência da adição no solo de diferentes tipos de plásticos (PP, PE, PVC e PET) no tocante ao crescimento e desenvolvimento de abobrinha (*Cucurbita pepo*). Todos os MPs prejudicaram o crescimento das raízes e, principalmente, do caule. Efeitos específicos e dependentes da concentração dos diferentes MPs foram encontrados. De modo geral, o PVC foi o mais tóxico, provocando maior diminuição na área foliar, nos valores do índice de desempenho fotossintético e a concentração de ferro. Em contrapartida, o PE pareceu ser o menos tóxico.

O bioplástico de PLA é um dos principais plásticos de origem vegetal utilizado em todo o mundo (HUERTA-LWANGA et al., 2021). Meng et al. (2021) mostraram que a adição de MPs de LDPE não resultou em efeitos significativos na biomassa da parte aérea e da raiz do feijão, enquanto os MPs biodegradáveis (85% poli(butileno adipato co-tereftalato) - PBAT, 10% PLA e 5% carbonato de cálcio), principalmente para as maiores doses (1,5; 2,0 e 2,5%), inibiram significativamente o desenvolvimento da raiz e do caule. Somado aos efeitos das partículas de PLA, sua degradação é acompanhada da liberação de componentes adicionais, como aditivos, plastificantes e minerais, que também podem causar efeitos negativos. Já o LDPE, por não ser degradável, implica que seus efeitos sejam provavelmente decorrentes das próprias partículas. Contudo, ambos os tipos de polímeros impactaram significativamente os nódulos das raízes, sugerindo uma ameaça para as plantas.

Lozano et al. (2021) observaram que os efeitos de MPs nas características da cenoura selvagem foram mais dependentes da forma e do tipo de polímero do que da concentração. Embora todos os tratamentos com MPs tenham aumentado a biomassa vegetal, tanto formas iguais de polímeros diferentes como formas diferentes do mesmo tipo de polímero tiveram um efeito diferente na biomassa do caule e da raiz. A biomassa da parte aérea aumentou em aproximadamente 27% com fibras, possivelmente por favorecerem a retenção de água no solo; 60% com filmes, que diminuem a densidade do solo; 45% com espumas e 54% com fragmentos por aumentarem a aeração e macroporosidade.

Um dos artigos desconsiderados na etapa de *screening* foi Li et al. (2021a) por avaliarem mesoplásticos (0,5 a 2 cm) e não MPs. Contudo, os resultados são interessantes e comprovam que os detritos plásticos, mesmo em tamanho superior a MPs, originados de dois tipos de

cobertura agrícola (PE e biodegradável, butileno adipato-co-tereftalato e ácido láctico) afetaram diferentes estágios do crescimento e desenvolvimento da soja, reduzindo, em relação ao controle, a germinação das sementes, a altura da planta, a área foliar e a biomassa total (LI et al., 2021a).

Diferentes faixas granulométricas de MPs de PET afetaram de maneira diferenciada a germinação e o desenvolvimento do agrião de jardim, sendo que ao final dos 6 dias do teste de exposição aguda, as plantas em contato com o maior tamanho de MPs (500–3000 μm) foram as mais afetadas negativamente (PIGNATTELLI et al., 2021).

Lian et al. (2021b) mostraram que a dose aplicada de MPs de PU influenciou significativamente a biomassa seca da parte aérea e o conteúdo de pigmentos do milho. A biomassa da parte aérea do milho (ZTN 182) aumentou gradualmente em função do aumento da dose aplicada (0,01; 0,1; 1% m/m). Contudo, apenas na condição de 1%, a biomassa da parte aérea aumentou significativamente em relação ao controle (aumento de 45,6%, $p < 0,05$).

A densidade do MP pode também ter influência direta nos seus efeitos. Fu et al. (2022) mostraram que partículas de PE de peso molecular diferente resultaram em efeitos diversos no sistema solo-planta, particularmente na estrutura da raiz e parte aérea, e conteúdo de clorofila, reduzindo a biomassa e taxa fotossintética do milho.

Sun et al. (2020) demonstraram que a carga dos NPs de PE pode ter efeito direto no seu acúmulo em pequenas plantas herbáceas nativas da Europa (*Arabidopsis thaliana*). Os NPs modificados com amino (carregados positivamente) se acumularam em níveis baixos nas raízes, mas induziram acúmulo de oxigênio reativo e inibiram o crescimento das plantas, enquanto NPs modificados com ácido sulfônico (carregados negativamente) foram observados no apoplasto e xilema.

6.3. Acúmulo de MPs/NPs nas plantas

MPs menores que 2 μm que apresentam certa flexibilidade mecânica podem se comprimir no apoplasto das raízes ou em pequenas fissuras de onde as raízes secundárias emergem e, posteriormente, adentrarem no xilema das plantas (TYMPA et al., 2021). Aberturas decorrentes do envelhecimento das raízes ou de danos por herbívoros subterrâneos e lesões mecânicas também podem se tornar canais de entrada (LI et al., 2020).

Uma vez que entram pelas raízes, os MPs e NPs podem se translocar para diferentes partes das plantas. Essa presença em partes vegetais comestíveis pode ser uma via de exposição

direta para humanos. Li et al. (2020), por exemplo, confirmaram a entrada de grânulos de PS submicrométricos (0,2 μm) e micrométrico (2,0 μm) nos vasos do xilema do trigo e alface nos pontos de emergência da raiz lateral, podendo ser posteriormente transferido para a parte aérea da planta através do sistema vascular. O trigo é um dos principais alimentos básicos e a alface é um dos vegetais mais consumidos no mundo. Os autores observaram que houve acúmulo de MPs de 0,2 μm nas raízes de trigo cultivadas por 20 dias em solo arenoso com 500 mg/kg dos resíduos plásticos (LI et al., 2020).

Com o auxílio da microscopia eletrônica de transmissão, foram observados NPs na nervura central e ao longo da parede dos vasos das folhas de feijão mungu (*Vigna radiate*), sugerindo a transferência de NPs de PS do solo de cultivo para as plantas (CHAE e AN, 2020).

Lian et al. (2021a) avaliaram a influência da pulverização foliar de NPs de PS em alface e indicaram uma possível absorção desses contaminantes pelos estômatos das folhas e translocação para as raízes.

6.4. Principais *endpoints* na avaliação dos efeitos dos MPs e NPs nas plantas

Muitas publicações avaliaram os impactos dos MPs e NPs nas plantas através da utilização de *endpoints* biológicos, como germinação, crescimento, biomassa, número de grãos/frutos, área foliar, clorofila e diâmetro, muitas vezes separando as medições entre parte superficial e aérea. O Anexo B apresenta uma síntese das principais informações de 23 artigos que realizaram este tipo de análise. Para os estudos que envolvem co-contaminação, os resultados se encontram na tabela do Anexo C, e serão abordados posteriormente. Os artigos com condições específicas de umidade (LEHMANN et al., 2020; LOZANO; RILLIG, 2020; DENG et al., 2022) também foram abordados separadamente. Deste total, o *endpoint* mais utilizado foi a biomassa (raiz, aérea e/ou total) aparecendo em 22 artigos.

Algumas especificidades da forma de apresentação dos resultados pelos autores dificultam comparações diretas entre os trabalhos. Por exemplo, Boots, Russell e Green (2019) apresentaram os dados de taxa de germinação e comprimento da parte aérea, com os devidos tratamentos estatísticos, através dos parâmetros obtidos a partir do emprego do Modelo de Gompertz. Colzi et al. (2022) exibiram os resultados para biomassa da parte aérea e raiz tanto fresca, como seca. Contudo, Yang et al. (2021b) avaliaram apenas a biomassa fresca e Lozano et al. (2021) consideraram somente a biomassa seca. Por isso, o Anexo B apresenta uma comparação qualitativa dos resultados. A cor amarela indica que não existem diferenças

significativas (em geral $p < 0,05$) entre os resultados do tratamento com MPs e NPs em relação ao controle; a cor verde sinaliza a ocorrência de variação significativa positiva e a cor vermelha está relacionada à variação significativa negativa. Alguns artigos não puderam ser considerados por não terem realizado o tratamento estatístico considerado nesta análise.

Os comportamentos dos *endpoints* dentre os artigos selecionados foram diferenciados (Anexo B). Por exemplo, a adição de NPs de PS causou a redução significativa ($p < 0,05$) da biomassa aérea do feijão mungu, mas não provocou alterações no seu comprimento (CHAE; AN, 2020).

Ademais, a análise entre os estudos permite observar que os MPs e NPs podem causar efeitos positivos ou negativos no desenvolvimento das plantas (Anexo B) e este comportamento é dependente das características da contaminação, do solo e da planta, o que dificulta o estabelecimento de padrões entre os diferentes estudos. Por exemplo, MPs de PET causaram efeito positivo e não significativo na biomassa (raiz e aérea) da cenoura selvagem no estudo de Lozano et al. (2021), mas o efeito foi negativo e não significativo na abobrinha nos experimentos de Colzi et al. (2022).

6.5. Efeitos da presença combinada de outros contaminantes ou substâncias

Dentre os 39 artigos selecionados nesta revisão sistemática, 12 deles avaliaram os efeitos de outros contaminantes ou substâncias no desenvolvimento das plantas (Anexo C). Particularmente, o Cd foi o co-contaminante mais estudado (4 artigos) sendo avaliada sua influência no milho (WANG et al., 2020a; 2020b) e alface (WANG; WANG; SONG, 2021; ZEB et al., 2022).

A presença combinada de MPs/NPs e outros contaminantes ou substâncias pode potencializar os efeitos sobre a germinação e o desenvolvimento das plantas. Por exemplo, Jia et al. (2022) reportaram que os teores de Cu e Pb na canola foi significativamente ($p < 0,05$) superior nos tratamentos com MPs de PE (0,1%), indicando que os MPs teriam facilitado a entrada dos metais nas plantas.

Li et al. (2021d) apresentaram uma abordagem diferente avaliando os efeitos da aplicação de melatonina exógena com o propósito de reduziu os impactos dos NPs de PS no trigo. Seus resultados apontaram que, de fato, houve a redução da absorção de NPs pelas raízes e, conseqüentemente, da sua translocação para a parte aérea do trigo, além de melhorar a homeostase redox e amenizar os impactos prejudiciais dos NPs no metabolismo de

carboidratos. Assim, os autores sugeriram que a melatonina poderia ser uma estratégia promissora para o cultivo de trigo em solos poluídos por NPs.

6.6. Outras informações apresentadas nos artigos

Nos artigos selecionados, além de informações referentes aos efeitos dos MPs e NPs no desenvolvimento das plantas, foram avaliados também outros segmentos do solo como a biota, enzimas e comunidade microbiana.

A presença de minhocas no solo contaminado com MPs de LDPE e Bio (37,1% Pullulan, 44,6% PET e 18,3% PBT) alterou positivamente o crescimento do trigo e principalmente aliviou os danos causados pelos MPs (QI et al., 2018).

O caramujo gigante africano (*Achatina fulica*) foi alimentado por 2 semanas com folhas de feijão mungu que haviam internalizado NPs por cresceram em solo contaminado. A taxa de crescimento e velocidade de alimentação do caramujo diminuíram, o que os autores atribuíram à diminuição da viabilidade da microbiota intestinal e danos histológicos ao aparelho digestivo (CHAE; AN, 2020).

Huerta-Lwanga et al. (2021) observaram que a presença de 1% de detritos de PLA em compostos adicionados no solo resultou em mortalidade significativa de minhocas. Embora, essa mesma concentração não tenha gerado efeitos significativos no crescimento e produtividade do trigo ou nas características do solo avaliadas (densidade aparente, estabilidade do agregado, permeabilidade e mineralização de N).

A presença de MPs de PE, sozinhos e combinados com poluentes orgânicos (ibuprofeno, sertralina, amoxicilina e simazina) não produziu nenhum efeito significativo no crescimento, reprodução ou sobrevivência do nematódeo avaliado (*Caenorhabditis elegans*) por Fajardo et al. (2022).

Os metabólitos e as enzimas do solo são também afetados pela presença de MPs e NPs e têm ligação direta com os microrganismos presentes. Sob condições de estresse ambiental, as plantas tendem a produzir mais espécies reativas de oxigênio. O estresse oxidativo no agrião de jardim foi avaliado por Pignattelli, Broccoli e Renzi (2020) permitindo que os autores concluíssem que o contato de diferentes MPs, em diferentes tempos de exposição, provoca efeitos variados. Nos testes agudos (curto prazo de exposição), as plantas expostas ao PE mostraram produção da maior quantidade de H_2O_2 , enquanto nos testes crônicos (maior prazo de exposição), a maior produção de H_2O_2 foi apresentada nos tratamentos com PVC. Inclusive,

no caso do PVC não houve variação nas concentrações de H_2O_2 entre a exposição aguda e crônica. Isso pode ser um indicativo de que o estresse induzido pelo PVC pode ser detectado antes dos outros estressores e, durante o tempo da exposição crônica, as plantas não são capazes de neutralizar a toxicidade advinda do PVC. Diferentemente, nos testes de exposição crônica, nos tratamentos com PP e PE + PVC foram observadas as mesmas concentrações de H_2O_2 do controle, sugerindo uma reação da planta à toxicidade dos MPs em questão.

Lian et al. (2021a) observaram indicadores de estresse oxidativo nas folhas de alface, como aumento na taxa de eletrólitos e diminuição da capacidade antioxidante total, comprovando a fitotoxicidade dos NPs por exposição foliar.

Lian et al. (2021b) verificaram que os metabólitos da rizosfera do milho apresentaram diferenças marcantes entre os dois cultivares analisados, mas não entre os tratamentos com diferentes doses de MPs. Já as atividades enzimáticas do solo variaram entre os cultivares e entre os tratamentos. A presença de milho ZTN 182 provocou aumentos significativas de 48,9 e 65,9% na atividade enzimática da fitase para tratamentos, respectivamente, de 0,1 e 1%. Isso poderia facilitar a absorção e utilização do fósforo do solo pelas plantas, promovendo o crescimento do milho.

Liu et al. (2021) avaliaram a atividade de enzimas antioxidantes comuns (dismutase do superóxido, catalase e peroxidase). As menores adições de MPs de PE (1 a 5%) estimularam significativamente a atividade das enzimas ($p < 0,05$). No entanto, a atividade da dismutase e catalase começou a diminuir em doses muito altas (8%), indicando que o estresse advindo dessa alta concentração excedeu a capacidade regulatória do sistema de enzimas antioxidantes do trigo. Nos tratamentos de PE combinado com fenantreno, a atividade da dismutase e catalase nas raízes do trigo diminuiu significativamente e a atividade da peroxidase aumentou significativamente ($p < 0,05$), sugerindo que a peroxidase pode ser a principal enzima antioxidante nas raízes nos tratamentos de altas concentrações de PE com ou sem fenantreno.

Segundo Yang et al. (2021b), com a aplicação de altas taxas de MPs com tamanhos de partículas relativamente pequenos, os autores observaram um aumento significativo da atividade da urease do solo, o que provocou o aumento do pH do solo e a diminuição das concentrações de fósforo e potássio disponíveis. Já a atividade da sacarase foi reduzida para diferentes taxas de aplicação e tamanhos pequenos de MPs, mas aumentada para maiores tamanhos de partículas. Diferentemente, a catalase não foi afetada significativamente em nenhum tratamento.

Fu et al. (2022) observaram que a adição de MPs de PE provocou um aumento na biomassa microbiana do solo, contribuindo para uma maior secreção de peroxidase pelos microrganismos. Contudo, a adição de HDPE inibiu significativamente a atividade da fosfatase ácida e da protease, consequentemente diminuindo o conteúdo de fósforo no solo, raízes, caules e folhas do milho.

O Anexo D apresenta uma síntese dos principais resultados referentes à comunidade microbiana para estudos que abordaram os MPs e NPs sozinhos e combinados com outros contaminantes ou substâncias. Os efeitos foram diversos indo desde aumentos na população microbiana, como em Zang et al. (2020) até reduções, como em Lozano et al. (2021) e Xu, Liu e Yu (2021). Essas alterações são dependentes do impacto físico dos próprios detritos plásticos, da possível liberação de aditivos químicos presentes nos plásticos e de alterações secundárias que os contaminantes e as plantas podem ocasionar nas propriedades do solo.

Os MPs podem ter um impacto significativo nos ciclos do carbono e do nitrogênio, direto e indireto (por intermédio da microbiota). Nos testes realizados por Zang et al. (2020) com MPs de PVC e PE houve uma menor alocação de ^{14}C assimilado na parte aérea e na raiz, mas acompanhada de um aumento na alocação no solo e na emissão de CO_2 . Zeb et al. (2022) observaram alterações nas comunidades bacterianas rizosféricas envolvidas nos ciclos do carbono e nitrogênio. Fajardo et al. (2022) mostrou que a adição de MPs de PE combinada com contaminantes orgânicos afetou as funcionalidades da comunidade bacteriana, bem como o metabolismo de carboidratos, aminoácidos, cofatores e vitaminas, indicando a possibilidade da ocorrência de impactos potenciais no ciclo do carbono e do nitrogênio nos ambientes do solo.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença de MPs e NPs no ambiente é um problema global. Diversas pesquisas têm mostrado sua superacumulação nos ecossistemas aquáticos e terrestres, podendo ser ingeridos, intencionalmente e não intencionalmente, pelos organismos e assimilados pelas plantas. Já existem indícios de seu transporte ao longo da cadeia alimentar, e o homem também se encontra exposto através da ingestão, inalação e exposição cutânea.

Em termos comparativos, os ambientes marinhos já foram melhor estudados em relação aos ambientes terrestres. Contudo, a grande maioria das fontes de resíduos plásticos se encontra nos continentes, podendo migrar por longas distâncias, principalmente pelos cursos hídricos e pelo vento. Além disso, a acumulação desses detritos nos solos agrícolas pode apresentar um risco ecológico, podendo impactar negativamente a sustentabilidade da agricultura e a segurança alimentar. Assim, é importante que estudos marinhos sejam continuados, mas atrelados também a ocorrência e a distribuição de MPs e NPs em ambientes terrestres, especialmente no compartimento solo. Ademais, é fundamental que a pesquisa se desenvolva também nos países em desenvolvimento, cujas avaliações permanecem muito escassas.

Os MPs e NPs são muito diversos em termos de composição polimérica, tamanho, forma e cor e já foram identificados nas mais diversas matrizes ambientais, incluindo solo, água, ar e tecidos animais e vegetais, exigindo, portanto, variados métodos de amostragem, identificação e quantificação. Isso produz resultados em condições e unidades diferentes, o que dificulta sua interpretação e a comparação entre os estudos. Assim, seria promissor o desenvolvimento de métodos padronizados e protocolos internacionais a fim de garantir a imparcialidade, qualidade e representatividade dos resultados. Isso favoreceria, até mesmo, o desenvolvimento de legislações específicas, considerando limites máximos aceitáveis em função de avaliações de risco ambiental. Por exemplo, nenhum país dispõe atualmente de uma legislação ativa que contemple limites de exposição de MPs e NPs aerotransportados, mesmo que já se conheça a influência dessa via de exposição.

Existem ainda muitas incertezas em relação aos impactos dos MPs e NPs na biota. Além da necessidade de ensaios de toxicidade mais detalhados, variando concentrações, polímeros, presença de co-contaminantes, condições do meio, bem como organismos-teste, é necessário avaliar também os efeitos indiretos que a presença dos resíduos plásticos pode ocasionar. Já existem indícios de que os efeitos dos MPs e NPs na biota são decorrentes tanto do impacto físico como do desencadeamento de estressores químicos, mas o estabelecimento de relações

diretas entre as várias pesquisas é dificultado pelo uso de diferentes condições de ensaios, incluindo as características das partículas (polímero, forma e tamanho) e regimes de exposição (dose e tempo).

Em relação à interação dos MPs e NPs com o sistema solo-planta, a revisão sistemática da literatura realizada neste estudo, com a análise pormenorizada das 39 publicações selecionadas, permitiu concluir que avanços importantes já foram conduzidos, sobretudo nos últimos anos. As espécies de plantas mais estudadas têm sido de pequeno porte, como trigo, milho e alface. Em relação aos polímeros, cerca de 50% dos artigos avaliou MPs e NPs de PE e PS, os quais, de fato, são os tipos de plásticos mais consumidos e, consequentemente, mais encontrados nos detritos plásticos. Apenas alguns artigos abordaram a coexistência de tipos diferentes de polímeros, o que se aproxima mais da situação real. Em termos de tamanho, a maioria dos autores avaliou os efeitos de MPs (principalmente com tamanho inferior a 400 μm) e os NPs ainda representam uma parcela bem inferior dos estudos. Quanto à concentração, sua variação foi acentuada (0,001 a 20%), mas o predomínio dos trabalhos analisou as menores adições ($\leq 1\%$). Alguns dos próprios autores questionaram a representatividade dessas condições de ensaio em comparação com os solos atualmente contaminados pela presença de MPs e NPs.

Contudo, ainda existem lacunas específicas do conhecimento atual que deverão ser preenchidas em pesquisas futuras. A grande maioria dos estudos vêm sendo realizados em pequena escala, em condições de laboratório e com curto tempo de exposição. Apesar de suas vantagens em termos de controle, precisão e exatidão, para se entender, de fato, a toxicidade dos MPs e NPs são necessárias avaliações também em larga escala e em condições reais, utilizando maiores períodos de exposição. Essas pesquisas têm focado principalmente no impacto nas plantas, mas seria interessante uma análise conjunta dos impactos nas características do solo, as quais podem indiretamente produzir efeitos sobre as plantas. Seria promissor comparar solos tropicais e temperados de variadas granulometrias e com características específicas, como pH, Eh e conteúdo de matéria orgânica, para se avaliar a possibilidade de ocorrência de diferentes relações de causa e efeito sobre a germinação e o desenvolvimento vegetal. Quanto às plantas, são necessários estudos que avaliem uma maior diversidade de espécies, incluindo também tipos nativos de diferentes climas e países em desenvolvimento que, em geral, carecem de estudos, como é o caso do Brasil. Padronizações

quanto aos *endpoints* analisados também facilitaria comparações entre estudos e a explicação de possíveis efeitos de MPs e NPs nas plantas.

Em última análise, é indispensável a atuação de profissionais multidisciplinares, como engenheiros, biólogos, químicos, geólogos, gestores, economistas e profissionais da saúde, trabalhando em conjunto e em âmbito nacional e internacional, na tentativa de se evitar e mitigar os efeitos adversos diretos e indiretos da contaminação dos MPs e NPs nos ecossistemas. Assim, será possível garantir benefícios sociais e econômicos atrelados à saúde animal, vegetal, humana e ambiental, a fim de atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

REFERÊNCIAS³

- ABBASI, S. KESHAVARZI, B., MOORE, F., TURNER, A., KELLY, F. J., DOMINGUEZ, A. O., JAAFARZADEH, N. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 153–164, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>.
- ABEL DE SOUZA MACHADO, A. KLOAS, W., ZARFL, C., HEMPEL, S., RILLIG, M. C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, n. 4, p. 1405–1416, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.
- AKANYANGE, S. N. LYU, X., ZHAO, X., LI, X., ZHANG, Y., CRITTENDEN, J. C., ANNING, C., CHEN, T., JIANG, T., ZHAO, H. Does microplastic really represent a threat? A review of the atmospheric contamination sources and potential impacts. **Science of the Total Environment**, v. 777, p. 146020, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146020>.
- AKHBARIZADEH, R.; MOORE, F.; KESHAVARZI, B. Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. **Environmental Pollution**, v. 232, p. 154–163, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.028>.
- ALIMI, O. S., FARNER BUDARZ, J., HERNANDEZ, L. M., TUFENKJI, N. Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 4, p. 1704–1724, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>.
- ANTHONY BROWNE, M. CRUMP, P., NIVEN, S. J., TEUTEN, E., TONKIN, A., GALLOWAY, T., THOMPSON, R. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. **Environmental Science and Technology**, v. 45, p. 9175–9179, 2011. <https://doi.org/10.1021/es201811s>.
- ARAGAW, T. A. Surgical face masks as a potential source for microplastic pollution in the COVID-19 scenario. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111517, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111517>.
- AVIO, C. G. et al. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. **Environmental Pollution**, v. 198, p. 211–222, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>.
- BANAEI, M. et al. Evaluation of single and combined effects of cadmium and micro-plastic particles on biochemical and immunological parameters of common carp (*Cyprinus carpio*). **Chemosphere**, v. 236, p. 124335, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.066>.
- BAO, Y., PAN, C., LI, D., GUO, A., DAI, F. Stress response to oxytetracycline and microplastic-polyethylene in wheat (*Triticum aestivum* L.) during seed germination and seedling growth stages. **Science of the Total Environment**, v. 806, p. 150553, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150553>.
- BARBALE, M., CHINAGLIA, S., GAZZILLI, A., PISCHEDDA, A., POGNANI, M., TOSIN, M., DEGLI-INNOCENTI, F. Hazard profiling of compostable shopping bags. Towards an ecological risk assessment of littering. **Polymer Degradation and Stability**, v. 188, p. 109592, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2021.109592>.
- BARBOZA, L. G. A. et al. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion

³ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR 6023, 2018).

exposure. **Science of The Total Environment**, v. 717, p. 134625, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>.

BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 422–435, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>.

BOLAN, N. S. KIRKHAM, M. B., HALSBAND, C., NUGEGODA, D., OK, Y. S. (Eds.) **Particulate Plastics in Terrestrial and Quatic Environments**. First edit ed. [s.l.] Boca Raton : CRC Press, 2020. <https://doi.org/10.1201/9781003053071>.

BOOTS, B.; RUSSELL, C. W.; GREEN, D. S. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and below Ground. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 19, p. 11496–11506, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>.

BOSKER, T., BOUWMAN, L. J., BRUN, N. R., BEHRENS, P., VIJVER, M. G. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. **Chemosphere**, v. 226, p. 774–781, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.163>.

BRAUN, U., JEKEL, M., GERDTS, G., WEGENER, A., IVLEVA, N. P., REIBER, J. **Microplastics analytics: sampling, preparation and detection methods**. In Discussion Paper, BMBF Research Focus “Plastics in the Environment”, 2018. Disponível em: < <https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2019-02/Discussion%20Paper%20Mikroplastics%20Analytics%20Nov%202018.pdf>>. Acesso em: 8 nov. 2021.

BRETAS ALVIM, C.; BES-PIÁ, M. A.; MENDOZA-ROCA, J. A. Separation and identification of microplastics from primary and secondary effluents and activated sludge from wastewater treatment plants. **Chemical Engineering Journal**, v. 402, p. 126293, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126293>.

BROPHY, J. T., KEITH, M. M., WATTERSON, A., PARK, R., GILBERTSON, M., MATICKA-TYNDAL, E., BECK, M., ABU-ZAHRA, H., SCHNEIDER, K., REINHARTZ, A., DEMATTEO, R., LUGINAAH, I. Breast cancer risk in relation to occupations with exposure to carcinogens and endocrine disruptors: a Canadian case-control study. **Environmental Health**, v. 11, n. 1, p. 1-17, 2012. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-11-87>.

CAI, H., XU, E. G., DU, F., LI, R., LIU, J., SHI, H. Analysis of environmental nanoplastics : Progress and challenges. **Chemical Engineering Journal**, v. 410, p. 128208, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128208>.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso Sea Surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240–1241, 1972. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.

CHAE, Y.; AN, Y. J. Nanoplastic ingestion induces behavioral disorders in terrestrial snails: Trophic transfer effects: Via vascular plants. **Environmental Science: Nano**, v. 7, n. 3, p. 975–983, 2020. <https://doi.org/10.1039/C9EN01335K>.

CHENG, Y. ZHU, L., SONG, W., JIANG, C., LI, B., DU, Z., WANG, J. WANG, J., LI, D. ZHANG, K. Combined effects of mulch film-derived microplastics and atrazine on oxidative stress and gene expression in earthworm (*Eisenia fetida*). **Science of the Total Environment**, v. 746, p. 141280, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141280>.

CHOI, D. BANG, J., KIM, T., OH, Y., HWANG, Y., HONG, J. In vitro chemical and physical toxicities of polystyrene microfragments in human-derived cells. **Journal of Hazardous Materials**, v. 400, p.

123308, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123308>.

ÇOBANOĞLU, H., BELIVERMİŞ, M., SIKDOKUR, E., KILIÇ, Ö., ÇAYIR, A. Genotoxic and cytotoxic effects of polyethylene microplastics on human peripheral blood lymphocytes. **Chemosphere**, v. 272, p. 129805, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129805>.

COLZI, I., RENNA, L., BIANCHI, E., CASTELLANI, M. B., COPPI, A., PIGNATTELLI, S., LOPPI, S., GONNELLI, C. Impact of microplastics on growth, photosynthesis and essential elements in *Cucurbita pepo* L. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127238, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127238>.

COX, K. D., COVERNTON, G. A., DAVIES, H. L., DOWER, J. F., JUANES, F., DUDAS, S. E. Human Consumption of Microplastics. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 12, p. 7068–7074, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>.

DE SOUZA MACHADO, A. A., LAU, C. W., KLOAS, W., BERGMANN, J., BACHELIER, J. B., FALTIN, BECKER, R., GÖRLICH, A. S., E., RILLIG, M. C. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 10, p. 6044-6052, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>.

DENG, J., ZHOU, L., ZHOU, W., WANG, Q., YU, D. Effect of microfibers combined with UV-B and drought on plant community. **Chemosphere**, v. 288, p. 132413, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132413>.

DENG, Y., ZHANG, Y., LEMOS, B., REN, H. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. **Scientific Reports**, v. 7, p. 1–10, 2017. <https://doi.org/10.1038/srep46687>.

DONG, Y., GAO, M., QIU, W., SONG, Z. Uptake of microplastics by carrots in presence of As (III): Combined toxic effects. **Journal of Hazardous Materials**, v. 411, p. 125055, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125055>.

DONG, Y., BAO, Q., GAO, M., QIU, W., SONG, Z. A novel mechanism study of microplastic and As co-contamination on indica rice (*Oryza sativa* L.). **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126694, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126694>.

DRIS, R. GASPERI, J., ROCHER, V., SAAD, M., RENAULT, N., TASSIN, B. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 592–599, 2015. <https://doi.org/10.1071/EN14167>.

DUSSUD, C., MEISTERTZHEIM, A. L., CONAN, P., PUJO-PAY, M., GEORGE, M., FABRE, P., COUDANE, J., HIGGS, P., ELINEAU, A., PEDROTTI, M. L., GORSKY, G., GHIGLIONE, J. F. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 807–816, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.027>.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water Research**, v. 75, p. 63–82, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY - EFSA, Panel on Contaminants in the Food Chain, 2016. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. EFSA J. 14, e04501. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>.

ENKVIST, P. A.; KLEVNAS, P. The circular economy—A powerful force for climate mitigation. Stockholm. 2018. Disponível em: <<http://materialeconomics.com/publications/publication/the-circular-economy-a-powerful-force-for-climate-mitigation>>. Acesso em: 2 set. 2021.

ERIKSEN, M., LEBRETON, L. C., CARSON, H. S., THIEL, M., MOORE, C. J., BORERRO, J. C., GALGANI, F., RYAN, P. G., REISSER, J. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. 1–15, 2014. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>.

FADARE, O. O., OKOFFO, E. D. Covid-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment. **Science of the Total Environment**, v. 737, p. 140279, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140279>.

FAJARDO, C., MARTÍN, C., COSTA, G., SÁNCHEZ-FORTÚN, S., RODRÍGUEZ, C., DE LUCAS BURNEO, J. J., NANDE, M., MENGES, G., MARTÍN, M. Assessing the role of polyethylene microplastics as a vector for organic pollutants in soil: Ecotoxicological and molecular approaches. **Chemosphere**, v. 288, p. 132460, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132460>.

FANG, C. ZHENG, R., ZHANG, Y., HONG, F., MU, J., CHEN, M., SONG, P., LIAN, L., LIN, H., LE, F., BO, J. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. **Chemosphere**, v. 209, p. 298–306, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.101>.

FOURNIER, E., ETIENNE-MESMIN, L., GROOTAERT, C., JELSBK, L., SYBERG, K., BLANQUET-DIOT, S., MERCIER-BONIN, M. Microplastics in the human digestive environment: A focus on the potential and challenges facing in vitro gut model development. **Journal of Hazardous Materials**, v. 415, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125632>.

FU, Q., LAI, J. L., JI, X. H., LUO, Z. X., WU, G., LUO, X. G., Alterations of the rhizosphere soil microbial community composition and metabolite profiles of Zea mays by polyethylene-particles of different molecular weights. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127062, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127062>.

FULLER, S.; GAUTAM, A. A Procedure for Measuring Microplastics using Pressurized Fluid Extraction. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 11, p. 5774–5780, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00816>.

GAUTAM, R.; BASSI, A. S.; YANFUL, E. K. A review of biodegradation of synthetic plastic and foams. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 141, n. 1, p. 85–108, 2007. <https://doi.org/10.1007/s12010-007-9212-6>.

GAYLARDE, C. C.; BAPTISTA NETO, J. A.; DA FONSECA, E. M. Nanoplastics in aquatic systems - are they more hazardous than microplastics? **Environmental Pollution**, v. 272, p. 115950, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115950>.

GEYER R., JAMBECK J. R., LAW K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v.3, n.7, 2017. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

GODOY, V. MARTÍN-LARA, M. A., CALERO, M., BLÁZQUEZ, G. Physical-chemical characterization of microplastics present in some exfoliating products from Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, 2019, p. 91–99, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.026>.

GODOY, V. PRATA, J. C., BLÁZQUEZ, G., ALMENDROS, A. I., DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T., CALERO, M. MARTÍN-LARA, M. Á. Effects of distance to the sea and

geomorphological characteristics on the quantity and distribution of microplastics in beach sediments of Granada (Spain). **Science of the Total Environment**, v. 746, p. 142023, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142023>.

GONZÁLEZ-PLEITER, M. EDO, C., VELÁZQUEZ, D., CASERO-CHAMORRO, M. C., LEGANÉS, F., QUESADA, A., FERNÁNDEZ-PIÑAS, F., ROSAL, R. First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111811, 1 dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111811>.

GRAY, A. D.; WEINSTEIN, J. E. Size- and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 11, p. 3074–3080, 2017. <https://doi.org/10.1002/etc.3881>.

GUO, X. P., SUN, X. L., CHEN, Y. R., HOU, L., LIU, M., YANG, Y. Antibiotic resistance genes in biofilms on plastic wastes in an estuarine environment. **Science of the Total Environment**, v. 745, p. 140916, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140916>.

HANTORO, I. LÖHR, A. J., VAN BELLEGHEM, F. G., WIDIANARKO, B., RAGAS, A. M. Microplastics in coastal areas and seafood: implications for food safety. **Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment**, v. 36, n. 5, p. 674–711, 2019. <https://doi.org/10.1080/19440049.2019.1585581>.

HASEGAWA, T.; NAKAOKA, M. Trophic transfer of microplastics from mysids to fish greatly exceeds direct ingestion from the water column. **Environmental Pollution**, v. 273, p. 116468, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116468>.

HE, Y., LI, J., CHEN, J., MIAO, X., LI, G., HE, Q., XU, H., LI, H., WEI, Y. Cytotoxic effects of polystyrene nanoplastics with different surface functionalization on human HepG2 cells. **Science of the Total Environment**, v. 723, p. 138180, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138180>.

HERNÁNDEZ-ARENAS, R., BELTRÁN-SANAHUJA, A., NAVARRO-QUIRANT, P., SANZ-LAZARO, C. The effect of sewage sludge containing microplastics on growth and fruit development of tomato plants. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115779, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115779>.

HERNANDEZ, L. M., XU, E. G., LARSSON, H. C., TAHARA, R., MAISURIA, V. B., TUFENKJI, N. Plastic Teabags Release Billions of Microparticles and Nanoparticles into Tea. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 21, p. 12300–12310, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02540>.

HOFFMAN, M. J.; HITTINGER, E. Inventory and transport of plastic debris in the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1–2, p. 273–281, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.061>.

HORTON, A. A. SVENDSEN, C., WILLIAMS, R. J., SPURGEON, D. J., LAHIVE, E. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 218–226, 2017a. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>.

HORTON, A. A. WALTON, A., SPURGEON, D. J., LAHIVE, E., SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 127–141, 2017b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>.

HU, M., HOU, N., LI, Y., LIU, Y., ZHANG, H., ZENG, D., TAN, H. The effect of microplastics on behaviors of chiral imidazolinone herbicides in the aquatic environment: Residue, degradation and

distribution. **Journal of Hazardous Materials**, v. 418, p. 126176, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126176>.

HUERTA-LWANGA, E., MENDOZA-VEGA, J., RIBEIRO, O., GERTSEN, H., PETERS, P., GEISSEN, V. Is the polylactic acid fiber in Green compost a risk for *lumbricus terrestris* and *triticum aestivum*?. **Polymers**, v. 13, n. 5, p. 703, 2021. <https://doi.org/10.3390/polym13050703>.

HURLEY, R. R., LUSHER, A. L., OLSEN, M., NIZZETTO, L. Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 13, p. 7409–7417, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO. Cleanrooms, and Associated Controlled Environments - Part 1: Classification of Air Cleanliness by Particle Concentration (ISO 14644-1:2015). Geneva: International Organization for Standardization, ISO, 2015.

JAISWAL, K. K., DUTTA, S., BANERJEE, I., POHRMEN, C. B., SINGH, R. K., DAS, H. T., DUBEY, S., KUMAR, V. Impact of aquatic microplastics and nanoplastics pollution on ecological systems and sustainable remediation strategies of biodegradation and photodegradation. **Science of The Total Environment**, p. 151358, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151358>.

JI, Z. HUANG, Y., FENG, Y., JOHANSEN, A., XUE, J., TREMBLAY, L. A., LI, Z. Effects of pristine microplastics and nanoplastics on soil invertebrates: A systematic review and meta-analysis of available data. **Science of The Total Environment**, v. 788, p. 147784, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147784>.

JIA, H., WU, D., YU, Y., HAN, S., SUN, L., LI, M. Impact of microplastics on bioaccumulation of heavy metals in rape (*Brassica napus* L.). **Chemosphere**, p. 132576, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132576>.

JIANG, X., CHEN, H., LIAO, Y., YE, Z., LI, M., KLOBUČAR, G. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 831–838, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.055>.

KARAMI, A. GOLIESKARDI, A., HO, Y. B., LARAT, V., SALAMATINIA, B. Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05828-6>.

KIM, J.-S., LEE, H. J., KIM, S. K., KIM, H. J. Global Pattern of Microplastics (MPs) in Commercial Food-Grade Salts: Sea Salt as an Indicator of Seawater MP Pollution. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 21, p. 12819–12828, 6 nov. 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04180>.

KIM, S. K. LEE, H. J., KIM, J. S., KANG, S. H., YANG, E. J., CHO, K. H., TIAN, Z., ANDRADY, A. Importance of seasonal sea ice in the western Arctic ocean to the Arctic and global microplastic budgets. **Journal of Hazardous Materials**, v. 418, p. 125971, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125971>.

KIM, S. W.; JEONG, S. W.; AN, Y. J. Microplastics disrupt accurate soil organic carbon measurement based on chemical oxidation method. **Chemosphere**, v. 276, p. 130178, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130178>.

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. P. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the rhine-main area in Germany. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 10, p. 6070–6076, 2015. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>.

KUMAR, R. VERMA, A., SHOME, A., SINHA, R., SINHA, S., JHA, P. K., KUMAR, R., KUMAR,

P., SHUBHAM, DAS, S., SHARMA, P., VARA PRASAD, P. V. Impacts of plastic pollution on ecosystem services, sustainable development goals, and need to focus on circular economy and policy interventions. **Sustainability**, v. 13, n. 17, p. 1–40, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13179963>.

KUTRALAM-MUNIASAMY, G. et al. Branded milks – Are they immune from microplastics contamination? **Science of The Total Environment**, v. 714, p. 136823, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136823>.

KWAK, J. Il; AN, Y. J. Microplastic digestion generates fragmented nanoplastics in soils and damages earthworm spermatogenesis and coelomocyte viability. **Journal of Hazardous Materials**, v. 402, n. August 2020, p. 124034, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124034>.

LAHIVE, E., CROSS, R., SAARLOOS, A. I., HORTON, A. A., SVENDSEN, C., HUFENUS, R., MITRANO, D. M. Earthworms ingest microplastic fibres and nanoplastics with effects on egestion rate and long-term retention. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 151022, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151022>.

LAMBERT, S.; WAGNER, M. Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. **Chemosphere**, v. 145, p. 265–268, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>.

LEBRETON, L. C., VAN DER ZWET, J., DAMSTEEG, J. W., SLAT, B., ANDRADY, A., REISSER, J. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature communications**, v. 8, p. 1-10, 2017. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>.

LEE, J.; CHAE, K. A systematic protocol of microplastics analysis from their identification to quantification in water environment : A comprehensive review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, p. 124049, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124049>.

LEHMANN, A., LEIFHEIT, E. F., FENG, L., BERGMANN, J., WULF, A., RILLIG, M. C. Microplastic fiber and drought effects on plants and soil are only slightly modified by arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Ecology Letters**, p. 1-13, 2020. <https://doi.org/10.1007/s42832-020-0060-4>.

LEIFHEIT, E. F., KISSENER, H. L., FALTIN, E., RYO, M., RILLIG, M. C. Tire abrasion particles negatively affect plant growth even at low concentrations and alter soil biogeochemical cycling. **bioRxiv**, 2021. <https://doi.org/10.1101/2021.04.19.440468>.

LI, B. HUANG, S., WANG, H., LIU, M., XUE, S., TANG, D., CHENG, W., FAN, T., YANG, X. Effects of plastic particles on germination and growth of soybean (*Glycine max*): A pot experiment under field condition. **Environmental Pollution**, v. 272, p. 116418, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116418>.

LI, H. LU, X., WANG, S., ZHENG, B., XU, Y. Vertical migration of microplastics along soil profile under different crop root systems. **Environmental Pollution**, v. 278, p. 116833, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116833>.

LI, L., ZHAO, X., LI, Z., SONG, K. COVID-19: Performance study of microplastic inhalation risk posed by wearing masks. **Journal of Hazardous Materials**, v. 411, p. 1–9, 2021c. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124955>.

LI, L. LUO, Y., LI, R., ZHOU, Q., PEIJNENBURG, W. J., YIN, N., YANG, J., TU, C., ZHANG, Y. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 11, p. 929–937, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0567-9>.

- LI, S., GUO, J., WANG, T., GONG, L., LIU, F., BRESTIC, M., LIU, S., SONG, F., LI, X. Melatonin reduces nanoplastic uptake, translocation, and toxicity in wheat. **Journal of Pineal Research**, v. 71, n. 3, e12761, 2021d. <https://doi.org/10.1111/jpi.12761>.
- LI, Y.; SHAO, M.; HORTON, R. Effect of Polyacrylamide Applications on Soil Hydraulic Characteristics and Sediment Yield of Sloping Land. **Procedia Environmental Sciences**, v. 11, PART B, p. 763–773, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.12.118>.
- LIAN, J., LIU, W., MENG, L., WU, J., CHAO, L., ZEB, A., SUN, Y. Foliar-applied polystyrene nanoplastics (PSNPs) reduce the growth and nutritional quality of lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Environmental Pollution**, v. 280, 116978, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116978>.
- LIAN, J., LIU, W., MENG, L., WU, J., ZEB, A., CHENG, L., LIAN, Y., SUN, H. Effects of microplastics derived from polymer-coated fertilizer on maize growth, rhizosphere, and soil properties. **Journal of Cleaner Production**, v. 318, p. 128571, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128571>.
- LIAO, Z., JI, X., MA, Y., LV, B., HUANG, W., ZHU, X., FANG, M. WANG, Q., WANG, X., DAHLGREN, R., SHANG, X. Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 417, p. 126007, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126007>.
- LIEBEZEIT, G., LIEBEZEIT, E. Synthetic particles as contaminants in German beers. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 31, n. 9, p. 1574-1578, 2014. <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.945099>.
- LIU, H. YANG, X., LIU, G., LIANG, C., XUE, S., CHEN, H., RITSEMA, C. J., GEISSEN, V. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. **Chemosphere**, v. 185, p. 907–917, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.064>.
- LIU, S., WU, X., GU, W., YU, J., WU, B. Influence of the digestive process on intestinal toxicity of polystyrene microplastics as determined by in vitro Caco-2 models. **Chemosphere**, v. 256, p. 127204, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127204>.
- LIU, S., WANG, J., ZHU, J., WANG, J., WANG, H., ZHAN, X. The joint toxicity of polyethylene microplastic and phenanthrene to wheat seedlings. **Chemosphere**, v. 282, p. 130967, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130967>.
- LIU, Z. YU, P., CAI, M., WU, D., ZHANG, M., CHEN, M., ZHAO, Y. Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile *Eriocheir sinensis*. **Science of the Total Environment**, v. 685, p. 836–846, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.265>.
- LÓPEZ-ROJO, N., PÉREZ, J., ALONSO, A., CORREA-ARANEDA, F., BOYERO, L. Microplastics have lethal and sublethal effects on stream invertebrates and affect stream ecosystem functioning. **Environmental Pollution**, v. 259, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113898>.
- LOZANO, Y. M., LEHNERT, T., LINCK, L. T., LEHMANN, A., RILLIG, M. C. Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass. **Frontiers in plant science**, v. 12, p. 169, 2021. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.616645>.
- LOZANO, Y. M.; RILLIG, M. C. Effects of Microplastic Fibers and Drought on Plant Communities. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 10, p. 6166–6173, 2020. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01051>.

MASON, S. A.; WELCH, V. G.; NERATKO, J. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. **Frontiers in Chemistry**, v. 6, p. 407, 2018. <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407>.

MATERIĆ, D., LUDEWIG, E., BRUNNER, D., RÖCKMANN, T., HOLZINGER, R. Nanoplastics transport to the remote, high-altitude Alps. **Environmental Pollution**, v. 288, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117697>.

MATTSSON, K., JOHNSON, E. V., MALMENDAL, A., LINSE, S., HANSSON, L. A., CEDERVALL, T. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10813-0>.

MENG, F., YANG, X., RIKSEN, M., XU, M., GEISSEN, V. Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 142516, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142516>.

MISSAWI, O., BOUSSERRHINE, N., BELBEKHOUCHE, S., ZITOUNI, N., ALPHONSE, V., BOUGHATTAS, I., BANNI, M. Abundance and distribution of small microplastics ($\leq 3 \mu\text{m}$) in sediments and seaworms from the Southern Mediterranean coasts and characterisation of their potential harmful effects. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114634, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114634>.

NAPPER, I. E., BAKIR, A., ROWLAND, S. J., THOMPSON, R. C. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, n. 1–2, p. 178–185, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>.

NAPPER, I. E., DAVIES, B. F., CLIFFORD, H., ELVIN, S., KOLDEWEY, H. J., MAYEWSKI, P. A., MINER, K. R., POTOCKI, M., ELMORE, A. C., GAJUREL, A. P., THOMPSON, R. C. Reaching New Heights in Plastic Pollution—Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest. **One Earth**, v. 3, n. 5, p. 621–630, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.10.020>.

NAPPER, I. E., WRIGHT, L. S., BARRETT, A. C., PARKER-JURD, F. N., THOMPSON, R. C. Potential microplastic release from the maritime industry: Abrasion of rope. **Science of the Total Environment**, v. 804, p. 150155, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150155>.

NEMATOLLAHI, M. J., ZAREI, F., KESHAVARZI, B., ZAREI, M., MOORE, F., BUSQUETS, R., KELLY, F. J. Microplastic occurrence in settled indoor dust in schools. **Science of the Total Environment**, v. 807, p. 150984, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150984>.

NG, E. L., LWANGA, E. H., ELDRIDGE, S. M., JOHNSTON, P., HU, H. W., GEISSEN, V., CHEN, D. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. **Science of The Total Environment**, v. 627, p. 1377–1388, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>.

NIZZETTO, L.; FUTTER, M.; LANGAAS, S. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? **Environmental Science and Technology**, v. 50, p. 10777–10779, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140>.

OLIVERI CONTI, G., FERRANTE, M., BANNI, M., FAVARA, C., NICOLOSI, I., CRISTALDI, A., FIORE, M., ZUCCARELLO, P. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. **Environmental Research**, v. 187, p. 109677, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>.

PAGE, M. J., MCKENZIE, J. E., BOSSUYT, P. M., BOUTRON, I., HOFFMANN, T. C., MULROW, C. D., SHAMSEER, L., TETZLAFF, J. M., AKL, E. A., BRENNAN, S. E., CHOU, R., GLANVILLE, J., GRIMSHAW, J. M., HRÓBJARTSSON, A., LALU, M. M., LI, T., LODER, E. W., MAYO-

WILSON, E., MCDONALD, S., MCGUINNESS, L. A., STEWART, L. A., THOMAS, J., TRICCO, A. C., WELCH, V. A., WHITING, P., MOHER, D. The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. **The BMJ**, v. 372, 2021. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>.

PAUL-PONT, I., LACROIX, C., FERNÁNDEZ, C. G., HÉGARET, H., LAMBERT, C., LE GOÏC, N., FRÈRE, L., CASSONE, A. L., SUSSARELLU, R., FABIUUX, C., GUYOMARCH, J., ALBENTOSA, M., HUVET, A., SOUDANT, P. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: Toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 724–737, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.039>.

PETERSEN, F., HUBBART, J. A. The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. **Science of the Total Environment**, v. 758, p. 143936, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936>.

PIEHL, S., LEIBNER, A., LÖDER, M. G., DRIS, R., BOGNER, C., LAFORSCH, C. Identification and quantification of macro-and microplastics on an agricultural farmland. **Scientific Reports**, v. 8, p. 17950, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>.

PIGNATTELLI, S., BROCCOLI, A., RENZI, M. Physiological responses of garden cress (*L. sativum*) to different types of microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 727, p. 138609, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138609>.

PIGNATTELLI, S., BROCCOLI, A., PICCARDO, M., FELLINE, S., TERLIZZI, A., RENZI, M. Short-term physiological and biometrical responses of *Lepidium sativum* seedlings exposed to PET-made microplastics and acid rain. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111718, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111718>.

PLASTIC ATLAS. 2019. Disponível em <<https://www.boell.de/en/plasticatlas>>. Acesso em: 2 set. 2021.

PLASTICSEUROPE. PlasticsEurope's publications. 2021. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2020>>. Acesso em: 27 ago. 2021.

PRATA, J. C. Airborne microplastics: Consequences to human health? **Environmental Pollution**, v. 234, p. 115–126, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>.

PRATA, J. C., DA COSTA, J. P., LOPES, I., ANDRADY, A. L., DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T. A One Health perspective of the impacts of microplastics on animal, human and environmental health. **Science of the Total Environment**, v. 777, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146094>.

PRATA, J. C., GODOY, V., DA COSTA, J. P., CALERO, M., MARTÍN-LARA, M. A., DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T. Microplastics and fibers from three areas under different anthropogenic pressures in Douro river. **Science of the Total Environment**, v. 776, p. 145999, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145999>.

PRATA, J. C., SEQUEIRA, I. F., MONTEIRO, S. S., SILVA, A. L. P., DA COSTA, J. P., DIAS-PEREIRA, P., FERNANDES, A. J. S., DA COSTA, F. M., DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T. Preparation of biological samples for microplastic identification by Nile Red. **Science of the Total Environment**, v. 783, p. 147065, 2021c. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147065>.

QI, Y., OSSOWICKI, A., YANG, X., LWANGA, E. H., DINI-ANDREOTE, F., GEISSEN, V., GARBEVA, P. Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties. **Journal of Hazardous Materials**, v. 387, p. 121711, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121711>.

QI, Y., YANG, X., PELAEZ, A. M., LWANGA, E. H., BERIOT, N., GERTSEN, H., GEISSEN, GARBEVA, P., V. Macro-and micro-plastics in soil-plant system: effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 1048-1056, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>.

QIAO, R., SHENG, C., LU, Y., ZHANG, Y., REN, H., LEMOS, B. Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 246–253, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.245>.

QU, H., MA, R., BARRETT, H., WANG, B., HAN, J., WANG, F., CHEN, P., WANG, W., PENG, G., YU, G. How microplastics affect chiral illicit drug methamphetamine in aquatic food chain? From green alga (*Chlorella pyrenoidosa*) to freshwater snail (*Cipangopaludian cathayensis*). **Environment International**, v. 136, p. 105480, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105480>.

RAGUSA, A., SVELATO, A., SANTACROCE, C., CATALANO, P., NOTARSTEFANO, V., CARNEVALI, O., PAPA, F., RONGIOLETTI, M. C. A., BAIOCOCCO, F., DRAGHI, S., D'AMORE E., RINALDO, D., MATTA, M., GIORGINI, E. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, p. 106274, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>.

RAINIERI, S., CONLLEDO, N., LARSEN, B. K., GRANBY, K., BARRANCO, A. Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental Research**, v. 162, p. 135–143, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.12.019>.

REN, X., TANG, J., WANG, L., LIU, Q. Microplastics in soil-plant system: effects of nano/microplastics on plant photosynthesis, rhizosphere microbes and soil properties in soil with different residues. **Plant and Soil**, v. 462, n. 1, p. 561-576, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04869-1>.

REVEL, M.; CHÂTEL, A.; MOUNEYRAC, C. Micro(nano)plastics: A threat to human health? **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 1, p. 17–23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>.

RILLIG, M. C.; ZIERSCH, L.; HEMPEL, S. Microplastic transport in soil by earthworms. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–6, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>.

RITCHIE, ROSER, MISPY, ORTIZ-OSPINA. **Measuring progress towards the Sustainable Development Goals**. 2018. Disponível em: <<https://sdg-tracker.org/>>. Acesso em: 8 nov. 2021.

ROCHMAN, C. M., HOH, E., HENTSCHEL, B. T., KAYE, S. Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: Implications for plastic marine debris. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 1646–1654, 2013. <https://doi.org/10.1021/es303700s>.

RODRIGUES, J. P., DUARTE, A. C., SANTOS-ECHEANDÍA, J., ROCHA-SANTOS, T. Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 111, p. 252–260, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.038>.

SALVADOR CESA, F.; TURRA, A.; BARUQUE-RAMOS, J. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. **Science of the Total Environment**, v. 598, p. 1116–1129, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>.

SCHERER, C., WOLF, R., VÖLKER, J., STOCK, F., BRENNHOLD, N., REIFFERSCHIED, G., WAGNER, M. Toxicity of microplastics and natural particles in the freshwater dipteran *Chironomus*

riparius: Same same but different? **Science of the Total Environment**, v. 711, p. 134604, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134604>.

SCHEURER, M.; BIGALKE, M. Microplastics in Swiss Floodplain Soils. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 6, p. 3591–3598, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>.

SCHIRINZI, G. F., PÉREZ-POMEDA, I., SANCHÍS, J., ROSSINI, C., FARRÉ, M., BARCELÓ, D. Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells. **Environmental Research**, v. 159, p. 579–587, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.043>.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 21, p. 12246–12253, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>.

SCHWABL, P., KÖPPEL, S., KÖNIGSHOFER, P., BUCSICS, T., TRAUNER, M., REIBERGER, T., LIEBMANN, B. Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. **Annals of Internal Medicine**, v. 171, n. 7, p. 453–457, 2019. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>.

SEQUEIRA, I. F., PRATA, J. C., DA COSTA, J. P., DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T. Worldwide contamination of fish with microplastics: A brief global overview. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111681, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111681>.

SORENSEN, R. M.; JOVANOVIĆ, B. From nanoplastic to microplastic: A bibliometric analysis on the presence of plastic particles in the environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, p. 111926, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111926>.

SRIDHARAN, S., KUMAR, M., SINGH, L., BOLAN, N. S., SAHA, M. Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 418, p. 126245, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126245>.

STEINMETZ, Z., WOLLMANN, C., SCHAEFER, M., BUCHMANN, C., DAVID, J., TRÖGER, J., MUÑOZ, K., FRÖR, O., SCHAUMANN, G. E. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 690–705, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>.

STOCK, V., BÖHMERT, L., LISICKI, E., BLOCK, R., CARA-CARMONA, J., PACK, L. K., SELB, R., LICHTENSTEIN, D., VOSS, L., HENDERSON, C. J., ZABINSKY, E., SIEG, H., BRAEUNING, A., LAMPEN, A. Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles in vitro and in vivo. **Archives of Toxicology**, v. 93, n. 7, p. 1817–1833, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00204-019-02478-7>.

SUN, X. D., YUAN, X. Z., JIA, Y., FENG, L. J., ZHU, F. P., DONG, S. S., LIU, J., KONG, X., TIAN, H., DUAN, J. L., DING, Z., WANG, S. G., XING, B. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. **Nature Nanotechnology**, v. 15, n. 9, p. 755–760, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4>.

SYKES, E. A., DAI, Q., TSOI, K. M., HWANG, D. M., CHAN, W. C. Nanoparticle exposure in animals can be visualized in the skin and analysed via skin biopsy. **Nature Communications**, v. 5, p. 1–8, 2014. <https://doi.org/10.1038/ncomms4796>.

TALBOT, R.; CHANG, H. Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. **Environmental Pollution**, v. 292, p. 118393, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118393>.

TEUTEN, E. L., ROWLAND, S. J., GALLOWAY, T. S., THOMPSON, R. C. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 22, p. 7759–7764, 2007. <https://doi.org/10.1021/es071737s>.

TIRKEY, A.; UPADHYAY, L. S. B. Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112604, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>.

TORRES-AGULLO, A., KARANASIOU, A., MORENO, T., LACORTE, S. Overview on the occurrence of microplastics in air and implications from the use of face masks during the COVID-19 pandemic. **Science of the Total Environment**, v. 800, p. 149555, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149555>.

TRUONG, T. N. S., STRADY, E., KIEU-LE, T. C., TRAN, Q. V., LE, T. M. T., THUONG, Q. T. Microplastic in atmospheric fallouts of a developing Southeast Asian megacity under tropical climate. **Chemosphere**, v. 272, p. 129874, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129874>.

TYMPA, L. E., KATSARA, K., MOSCHOU, P. N., KENANAKIS, G., PAPADAKIS, V. M. Do microplastics enter our food chain via root vegetables? A raman based spectroscopic study on raphanus sativus. **Materials**, v. 14, n. 9, p. 1–11, 2021. <https://doi.org/10.3390/ma14092329>.

UNITED NATIONS - UN DECADE. **Preventing, halting and reversing the degradation of ecosystems worldwide**. 2015. Disponível em: <<https://www.decadeonrestoration.org/>>. Acesso em: 8 nov. 2021.

UNITED NATIONS DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS - UN DESA. **Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development**. 2015. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/2030agenda>>. Acesso em: 8 nov. 2021.

UNITED NATIONS. Factsheet: Marine pollution. 2020. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Ocean_Factsheet_Pollution.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2021.

VANKLEUNEN, M., BRUMER, A., GUTBROD, L., ZHANG, Z. A microplastic used as infill material in artificial sport turfs reduces plant growth. **Plants, People, Planet**, v. 2, n. 2, p. 157-166, 2020. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10071>.

VAN RAAMSDONK, L. W. D., VAN DER ZANDE, M., KOELMANS, A. A., HOOGENBOOM, R. L. A. P., PETERS, R. J. B., GROOT, M. J., PEIJNENBURG, A. A. C. M., WEESEPOEL, Y. J. A. Current insights into monitoring, bioaccumulation, and potential health effects of microplastics present in the food chain. **Foods**, v. 9, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.3390/foods9010072>.

VERLA, A. W., ENYOH, C. E., OBINNA, I. B., VERLA, E. N., QINGYUE, W., CHOWDHURY, M. A. H., ENYOH, E. C., CHOWDHURY, T. Effect of macro-and micro-plastics in soil on growth of Juvenile Lime Tree (*Citrus aurantium*). **AIMS Environmental Science**, v. 7, n. 6, p. 526-541, 2020. <https://doi.org/10.3934/environsci.2020033>.

VERSCHOOR, A., DE POORTER, L., DRÖGE, R., KUENEN, J., DE VALK, E. **Emission of microplastics and potential mitigation measures**. Abrasive cleaning agents, paints and tyre wear. RIVM Report 2016-0026. National Institute for Public Health and the Environment, 2016. Disponível em: <<https://rivm.openrepository.com/bitstream/handle/10029/617930/2016-0026.pdf?sequence=3>>. Acesso em: 12 nov. 2021.

VIRŠEK, M. K., LOVŠIN, M. N., KOREN, Š., KRŽAN, A., PETERLIN, M. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. **Marine Pollution**

Bulletin, v. 125, n. 1–2, p. 301–309, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024>.

WAGSTAFF, A.; LAWTON, L. A.; PETRIE, B. Polyamide microplastics in wastewater as vectors of cationic pharmaceutical drugs. **Chemosphere**, p. 132578, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132578>.

WALCZAK, A. P., HENDRIKSEN, P. J., WOUTERSEN, R. A., VAN DER ZANDE, M., UNDAS, A. K., HELSDINGEN, R., VAN DEN BERG, H. H. J., RIETJENS, I. M. C. M., BOUWMEESTER, H. Bioavailability and biodistribution of differently charged polystyrene nanoparticles upon oral exposure in rats. **Journal of Nanoparticle Research**, v. 17, n. 5, p. 1–13, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11051-015-3029-y>.

WALKER, T. R. (Micro)plastics and the UN Sustainable Development Goals. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, v. 30, p. 100497, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100497>.

WANG, C.; ZHAO, J.; XING, B. Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 407, p. 124357, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124357>.

WANG, F., ZHANG, X., ZHANG, S., ZHANG, S., ADAMS, C. A., SUN, Y. Effects of Co-contamination of microplastics and Cd on plant growth and Cd accumulation. **Toxics**, v. 8, n. 2, p. 1–12, 2020a. <https://doi.org/10.3390/toxics8020036>.

WANG, F., LAI, Z., PENG, G., LUO, L., LIU, K., HUANG, X., XU, Y., SHEN, Q., LI, D. Microplastic abundance and distribution in a Central Asian desert. **Science of the Total Environment**, v. 800, p. 149529, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149529>.

WANG, F., WANG, X., SONG, N. Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment. **Science of the Total Environment**, v. 784, p. 147133, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147133>.

WANG, F., ZHANG, X., ZHANG, S., ZHANG, S., SUN, Y. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. **Chemosphere**, v. 254, p. 126791, 2020b. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126791>.

WATTS, A. J. R., URBINA, M. A., CORR, S., LEWIS, C., GALLOWAY, T. S. Ingestion of Plastic Microfibers by the Crab *Carcinus maenas* and Its Effect on Food Consumption and Energy Balance. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 24, p. 14597–14604, 2015. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04026>.

WAY, C., HUDSON, M. D., WILLIAMS, I. D., LANGLEY, G. J. Evidence of underestimation in microplastic research: A meta-analysis of recovery rate studies. **Science of the Total Environment**, v. 805, p. 150227, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150227>.

WELDEN, N. A.; ABYLKHANI, B.; HOWARTH, L. M. The effects of trophic transfer and environmental factors on microplastic uptake by plaice, *Pleuronectes platessa*, and spider crab, *Maja squinado*. **Environmental Pollution**, v. 239, p. 351–358, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.110>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Shortage of personal protective equipment endangering health workers worldwide**. 2020. Disponível em: <<https://www.who.int/news/item/03-03-2020-shortage-of-personal-protective-equipment-endangering-health-workers-worldwide>>. Acesso em: 3 set. 2021.

WONG, J. K. H., LEE, K. K., TANG, K. H. D., YAP, P. S. Microplastics in the freshwater and terrestrial

environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. **Science of the Total Environment**, v. 719, p. 137512, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512>.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE - WWF. **Solucionar a Poluição Plástica: Transparência e Responsabilização**. WWF. 2019. Disponível em: < <https://promo.wwf.org.br/solucionar-a-poluicao-plastica-transparencia-e-responsabilizacao>>. Acesso em: 2 set. 2021.

WORLD BANK. **World Development Indicators. Agricultural land (% of land area)**. Disponível em: <<https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.ZS?end=2018&start=1961&view=chart>>. Acesso em: 2 set. 2021.

WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. Plastic and Human Health: A Micro Issue? **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 6634–6647, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>.

WU, X., HOU, H., LIU, Y., YIN, S., BIAN, S., LIANG, S., WAN, S., YUAN, S., XIAO, K., LIU, B., HU, J., YANG, J. Microplastics affect rice (*Oryza sativa* L.) quality by interfering metabolite accumulation and energy expenditure pathways: A field study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 422, p. 126834, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126834>.

XU, G.; LIU, Y.; YU, Y. Effects of polystyrene microplastics on uptake and toxicity of phenanthrene in soybean. **Science of the Total Environment**, v. 783, p. 147016, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147016>.

XUMIAO, L., PRATA, J. C., ALVES, J. R., DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T., CERQUEIRA, M. Airborne microplastics and fibers in indoor residential environments in Aveiro, Portugal. **Environmental Advances**, p. 100134, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100134>.

YANG, L., ZHANG, Y., KANG, S., WANG, Z., WU, C. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. **Science of the Total Environment**, v. 780, p. 146546, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546>.

YANG, M., HUANG, D. Y., TIAN, Y. B., ZHU, Q. H., ZHANG, Q., ZHU, H. H., XU, C. Influences of different source microplastics with different particle sizes and application rates on soil properties and growth of Chinese cabbage (*Brassica chinensis* L.). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 222, p. 112480, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112480>.

YANG, W., CHENG, P., ADAMS, C. A., ZHANG, S., SUN, Y., YU, H., WANG, F. Effects of microplastics on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in a soil spiked with ZnO nanoparticles. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 155, p. 108179, 2021c. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108179>.

YU, H., ZHANG, Z., ZHANG, Y., SONG, Q., FAN, P., XI, B., TAN, W. Effects of microplastics on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in the context of straw incorporation: A comparison with different types of soil. **Environmental Pollution**, v. 288, p. 117733, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117733>.

YU, Y., CHEN, H., HUA, X., DANG, Y., HAN, Y., YU, Z., CHEN, X., DING, P., LI, H. Polystyrene microplastics (PS-MPs) toxicity induced oxidative stress and intestinal injury in nematode *Caenorhabditis elegans*. **Science of the Total Environment**, v. 726, p. 138679, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138679>.

YU, Y.; FLURY, M. How to take representative samples to quantify microplastic particles in soil? **Science of The Total Environment**, v. 784, p. 147166, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147166>.

- YUAN, F., ZHAO, H., SUN, H., SUN, Y., ZHAO, J., XIA, T. Investigation of microplastics in sludge from five wastewater treatment plants in Nanjing, China. **Journal of Environmental Management**, v. 301, p. 113793, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113793>.
- ZANG, H., ZHOU, J., MARSHALL, M. R., CHADWICK, D. R., WEN, Y., JONES, D. L. Microplastics in the agroecosystem: are they an emerging threat to the plant-soil system? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 148, p. 107926, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107926>.
- ZEB, A., LIU, W., MENG, L., LIAN, J., WANG, Q., LIAN, Y., CHEN, C., WU, J. Effects of polyester microfibers (PMFs) and cadmium on lettuce (*Lactuca sativa*) and the rhizospheric microbial communities: A study involving physio-biochemical properties and metabolomic profiles. **Journal of Hazardous Materials**, n. 38, p. 127405, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127405>.
- ZHANG, D., LIU, X., HUANG, W., LI, J., WANG, C., ZHANG, D., ZHANG, C. Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. **Environmental Pollution**, v. 259, p. 113948, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113948>.
- ZHANG, N., LI, Y. B., HE, H. R., ZHANG, J. F., MA, G. S. You are what you eat: Microplastics in the feces of young men living in Beijing. **Science of the Total Environment**, v. 767, p. 144345, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144345>.
- ZHANG, X., LI, Y., OUYANG, D., LEI, J., TAN, Q., XIE, L., LI, Z., LIU, T., XIAO, Y., FAROOQ, T. H., WU, X., CHEN, L., YAN, W. Systematical review of interactions between microplastics and microorganisms in the soil environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 418, p. 126288, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126288>.
- ZHANG, Y., GAO, T., KANG, S., ALLEN, S., LUO, X., ALLEN, D. Microplastics in glaciers of the Tibetan Plateau: Evidence for the long-range transport of microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 758, p. 143634, 2021c. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143634>.
- ZHANG, Y., LI, Y., SU, F., PENG, L., LIU, D. The life cycle of micro-nano plastics in domestic sewage. **Science of The Total Environment**, v. 802, p. 149658, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149658>.
- ZOCCHI, M.; SOMMARUGA, R. Microplastics modify the toxicity of glyphosate on *Daphnia magna*. **Science of the Total Environment**, v. 697, p. 134194, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134194>.
- ZUCCARELLO, P., FERRANTE, M., CRISTALDI, A., COPAT, C., GRASSO, A., SANGREGORIO, D., FIORI, M., CONTI, G. O. Exposure to microplastics (<10 µm) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. **Water Research**, v. 157, p. 365–371, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.091>.

ANEXO A - Lista dos artigos selecionados para a revisão sistemática.

BAO, Y., PAN, C., LI, D., GUO, A., DAI, F. Stress response to oxytetracycline and microplastic-polyethylene in wheat (*Triticum aestivum* L.) during seed germination and seedling growth stages. **Science of the Total Environment**, v. 806, p. 150553, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150553>.

BOOTS, B.; RUSSELL, C. W.; GREEN, D. S. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and below Ground. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 19, p. 11496–11506, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>.

CHAE, Y.; AN, Y. J. Nanoplastic ingestion induces behavioral disorders in terrestrial snails: Trophic transfer effects: Via vascular plants. **Environmental Science: Nano**, v. 7, n. 3, p. 975–983, 2020. <https://doi.org/10.1039/C9EN01335K>.

COLZI, I., RENNA, L., BIANCHI, E., CASTELLANI, M. B., COPPI, A., PIGNATTELLI, S., LOPPI, S., GONNELLI, C. Impact of microplastics on growth, photosynthesis and essential elements in *Cucurbita pepo* L. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127238, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127238>.

DE SOUZA MACHADO, A. A., LAU, C. W., KLOAS, W., BERGMANN, J., BACHELIER, J. B., FALTIN, BECKER, R., GÖRLICH, A. S., E., RILLIG, M. C. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 10, p. 6044-6052, 2019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>.

DENG, J., ZHOU, L., ZHOU, W., WANG, Q., YU, D. Effect of microfibers combined with UV-B and drought on plant community. **Chemosphere**, v. 288, p. 132413, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132413>.

DONG, Y., BAO, Q., GAO, M., QIU, W., SONG, Z. A novel mechanism study of microplastic and As co-contamination on indica rice (*Oryza sativa* L.). **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126694, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126694>.

FAJARDO, C., MARTÍN, C., COSTA, G., SÁNCHEZ-FORTÚN, S., RODRÍGUEZ, C., DE LUCAS BURNEO, J. J., NANDE, M., MENGES, G., MARTÍN, M. Assessing the role of polyethylene microplastics as a vector for organic pollutants in soil: Ecotoxicological and molecular approaches. **Chemosphere**, v. 288, p. 132460, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132460>.

FU, Q., LAI, J. L., JI, X. H., LUO, Z. X., WU, G., LUO, X. G., Alterations of the rhizosphere soil microbial community composition and metabolite profiles of *Zea mays* by polyethylene-particles of different molecular weights. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127062, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127062>.

HERNÁNDEZ-ARENAS, R., BELTRÁN-SANAHUJA, A., NAVARRO-QUIRANT, P., SANZ-LAZARO, C. The effect of sewage sludge containing microplastics on growth and fruit development of tomato plants. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115779, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115779>.

HUERTA-LWANGA, E., MENDOZA-VEGA, J., RIBEIRO, O., GERTSEN, H., PETERS, P., GEISSEN, V. Is the polylactic acid fiber in Green compost a risk for *lumbricus terrestris* and *triticum aestivum*?. **Polymers**, v. 13, n. 5, p. 703, 2021. <https://doi.org/10.3390/polym13050703>.

JIA, H., WU, D., YU, Y., HAN, S., SUN, L., LI, M. Impact of microplastics on bioaccumulation of

heavy metals in rape (*Brassica napus* L.). **Chemosphere**, p. 132576, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132576>.

LEHMANN, A., LEIFHEIT, E. F., FENG, L., BERGMANN, J., WULF, A., RILLIG, M. C. Microplastic fiber and drought effects on plants and soil are only slightly modified by arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Ecology Letters**, p. 1-13, 2020. <https://doi.org/10.1007/s42832-020-0060-4>.

LEIFHEIT, E. F., KISSENER, H. L., FALTIN, E., RYO, M., RILLIG, M. C. Tire abrasion particles negatively affect plant growth even at low concentrations and alter soil biogeochemical cycling. **bioRxiv**, 2021. <https://doi.org/10.1101/2021.04.19.440468>.

LI, L. LUO, Y., LI, R., ZHOU, Q., PEIJNENBURG, W. J., YIN, N., YANG, J., TU, C., ZHANG, Y. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 11, p. 929–937, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0567-9>.

LI, S., GUO, J., WANG, T., GONG, L., LIU, F., BRESTIC, M., LIU, S., SONG, F., LI, X. Melatonin reduces nanoplastic uptake, translocation, and toxicity in wheat. **Journal of Pineal Research**, v. 71, n. 3, e12761, 2021d. <https://doi.org/10.1111/jpi.12761>.

LIAN, J., LIU, W., MENG, L., WU, J., CHAO, L., ZEB, A., SUN, Y. Foliar-applied polystyrene nanoplastics (PSNPs) reduce the growth and nutritional quality of lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Environmental Pollution**, v. 280, 116978, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116978>.

LIAN, J., LIU, W., MENG, L., WU, J., ZEB, A., CHENG, L., LIAN, Y., SUN, H. Effects of microplastics derived from polymer-coated fertilizer on maize growth, rhizosphere, and soil properties. **Journal of Cleaner Production**, v. 318, p. 128571, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128571>.

LIU, S., WANG, J., ZHU, J., WANG, J., WANG, H., ZHAN, X. The joint toxicity of polyethylene microplastic and phenanthrene to wheat seedlings. **Chemosphere**, v. 282, p. 130967, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130967>.

LOZANO, Y. M., LEHNERT, T., LINCK, L. T., LEHMANN, A., RILLIG, M. C. Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass. **Frontiers in plant science**, v. 12, p. 169, 2021. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.616645>.

LOZANO, Y. M.; RILLIG, M. C. Effects of Microplastic Fibers and Drought on Plant Communities. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 10, p. 6166–6173, 2020. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01051>.

MENG, F., YANG, X., RIKSEN, M., XU, M., GEISSEN, V. Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 142516, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142516>.

PIGNATTELLI, S., BROCCOLI, A., PICCARDO, M., FELLINE, S., TERLIZZI, A., RENZI, M. Short-term physiological and biometrical responses of *Lepidium sativum* seedlings exposed to PET-made microplastics and acid rain. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111718, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111718>.

PIGNATTELLI, S., BROCCOLI, A., RENZI, M. Physiological responses of garden cress (*L. sativum*) to different types of microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 727, p. 138609, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138609>.

QI, Y. OSSOWICKI, A., YANG, X., LWANGA, E. H., DINI-ANDREOTE, F., GEISSEN, V.,

GARBEVA, P. Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties. **Journal of Hazardous Materials**, v. 387, n. August 2019, p. 121711, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121711>.

QI, Y., YANG, X., PELAEZ, A. M., LWANGA, E. H., BERIOT, N., GERTSEN, H., GEISSEN, GARBEVA, P., V. Macro-and micro-plastics in soil-plant system: effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 1048-1056, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>.

REN, X., TANG, J., WANG, L., LIU, Q. Microplastics in soil-plant system: effects of nano/microplastics on plant photosynthesis, rhizosphere microbes and soil properties in soil with different residues. **Plant and Soil**, v. 462, n. 1, p. 561-576, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04869-1>.

SUN, X. D., YUAN, X. Z., JIA, Y., FENG, L. J., ZHU, F. P., DONG, S. S., LIU, J., KONG, X., TIAN, H., DUAN, J. L., DING, Z., WANG, S. G., XING, B. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. **Nature Nanotechnology**, v. 15, n. 9, p. 755-760, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4>.

VAN KLEUNEN, M., BRUMER, A., GUTBROD, L., ZHANG, Z. A microplastic used as infill material in artificial sport turfs reduces plant growth. **Plants, People, Planet**, v. 2, n. 2, p. 157-166, 2020. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10071>.

VERLA, A. W., ENYOH, C. E., OBINNA, I. B., VERLA, E. N., QINGYUE, W., CHOWDHURY, M. A. H., ENYOH, E. C., CHOWDHURY, T. Effect of macro-and micro-plastics in soil on growth of Juvenile Lime Tree (*Citrus aurantium*). **AIMS Environmental Science**, v. 7, n. 6, p. 526-541, 2020. <https://doi.org/10.3934/environsci.2020033>.

WANG, F., WANG, X., SONG, N. Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment. **Science of the Total Environment**, v. 784, p. 147133, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147133>.

WANG, F., ZHANG, X., ZHANG, S., ZHANG, S., ADAMS, C. A., SUN, Y. Effects of Co-contamination of microplastics and Cd on plant growth and Cd accumulation. **Toxics**, v. 8, n. 2, p. 1–12, 2020a. <https://doi.org/10.3390/toxics8020036>.

WANG, F., ZHANG, X., ZHANG, S., ZHANG, S., SUN, Y. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. **Chemosphere**, v. 254, p. 126791, 2020b. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126791>.

WU, X., HOU, H., LIU, Y., YIN, S., BIAN, S., LIANG, S., WAN, S., YUAN, S., XIAO, K., LIU, B., HU, J., YANG, J. Microplastics affect rice (*Oryza sativa* L.) quality by interfering metabolite accumulation and energy expenditure pathways: A field study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 422, p. 126834, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126834>.

XU, G.; LIU, Y.; YU, Y. Effects of polystyrene microplastics on uptake and toxicity of phenanthrene in soybean. **Science of the Total Environment**, v. 783, p. 147016, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147016>.

YANG, M., HUANG, D. Y., TIAN, Y. B., ZHU, Q. H., ZHANG, Q., ZHU, H. H., XU, C. Influences of different source microplastics with different particle sizes and application rates on soil properties and growth of Chinese cabbage (*Brassica chinensis* L.). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 222, p. 112480, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112480>.

YANG, W., CHENG, P., ADAMS, C. A., ZHANG, S., SUN, Y., YU, H., WANG, F. Effects of

microplastics on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in a soil spiked with ZnO nanoparticles. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 155, p. 108179, 2021c. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108179>.

ZANG, H., ZHOU, J., MARSHALL, M. R., CHADWICK, D. R., WEN, Y., JONES, D. L. Microplastics in the agroecosystem: are they an emerging threat to the plant-soil system? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 148, p. 107926, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107926>.

ZEB, A., LIU, W., MENG, L., LIAN, J., WANG, Q., LIAN, Y., CHEN, C., WU, J. Effects of polyester microfibers (PMFs) and cadmium on lettuce (*Lactuca sativa*) and the rhizospheric microbial communities: A study involving physio-biochemical properties and metabolomic profiles. **Journal of Hazardous Materials**, n. 38, p. 127405, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127405>.

[illegible]

[illegible]

[illegible]

Planta	Plástico	Tamanho (µm)	Concentração (%)	Tempo (dias)	Comprimento aéreo	Comprimento raiz	Número de perfilhos/galhos/ folhas	Número de frutos/grãos	Biomassa da raiz	Biomassa da parte aérea	Razão raiz/parte aérea	Biomassa total	Área foliar	Número de folha	Clorofila	Referência
Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	PE	200	800 mg/L	7												Bao et al. (2022)
Abobrinha (<i>Cucurbita pepo</i>)	HDPE	40 a 50	0,02 e 0,10 (m/m)	28												Colzi et al. (2022)
		40 a 50	0,20 (m/m)	28												
	PVC	40 a 50	0,02 (m/m)	28												
		40 a 50	0,10 e 0,20 (m/m)	28												
	PP	40 a 50	0,02 (m/m)	28												
		40 a 50	0,10 e 0,20 (m/m)	28												
	PET	40 a 50	0,02 (m/m)	28												
		40 a 50	0,10 (m/m)	28												
		40 a 50	0,20 (m/m)	28												
Milho (<i>Zea mays</i>)	LDPE	150 a 180	0,2 (m/m)	60												Fu et al. (2022)
	MDPE	150 a 180	0,2 (m/m)	60												
	HDPE	150 a 180	0,2 (m/m)	60												
Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Microfibras de PES	2550 comprimento	0,1	60												Zeb et al. (2022)
		10,5 largura	0,2	6												

PE: polietileno; HDPE: polietileno de alta densidade; MDPE: polietileno de média densidade; LDPE: polietileno de baixa densidade; PS: poliestireno; PP: polipropileno; PVC: policloreto de vinila; PET: polietileno tereftalato; PA: poliamida; PU: poliuretano; PC: policarbonato; PES: poliéster; GPPS: poliestireno de uso geral; PCF: fertilizante revestido com polímero (95% de ureia e 5% de PU usado como um invólucro hidrofóbico); PLA: ácido polilático biodegradável; Bio 1: plástico biodegradável consistindo de 37,1% de pululano, 44,6% de PET e 18,3% de polibutileno tereftalato (PBT); Bio 2: plástico biodegradável consistindo de 85% de poli(butileno adipato co-tereftalato) (PBAT), 10% de PLA e 5% de carbonato de cálcio; ZNT 488: Zhongnongtian 488; ZTN 182: Zhongtiannuo 182.

ANEXO C - Efeitos da presença combinada de outros contaminantes ou substâncias no desenvolvimento das plantas.

MP/NP	Co-contaminante/ Co-substância	Planta	Resultado	Referência
HDPE e PS; 100 a 154 µm; 0; 0,1; 1 e 10% (m/m)	Cd (0 e 5 mg/kg)	Milho (<i>Zea mays</i>)	A co-contaminação do solo com MPs e Cd pode alterar a disponibilidade do Cd e os efeitos na planta. A presença de HDPE, por exemplo, não implicou em fitotoxicidade ao milho e até estimulou o crescimento da raiz na dose de 10%, mas nessa mesma dose, quando combinado com Cd, amplificou os efeitos negativos na biomassa da raiz.	Wang et al. (2020a)
HDPE e PLA; 100 a 154 µm; 0; 0,1; 1 e 10% (m/m)	Cd (0 e 5 mg/kg)	Milho (<i>Zea mays</i>)	O PLA biodegradável produziu impactos mais fortes no crescimento do milho em comparação com o PE, tanto na redução da biomassa vegetal como do conteúdo de clorofila. A coexistência de MPs e Cd não causou alterações nas concentrações do metal nos tecidos do milho, mas aumentou substancialmente os teores de Cd extraível presentes no solo.	Wang et al. (2020b)
PS; 63,82 nm; 2 g/L (irrigação)	Melatonina (1 mM)	Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	A aplicação de melatonina ⁴ exógena reduziu a absorção de NPs pelas raízes e sua translocação para a parte aérea do trigo, além de melhorar a homeostase redox e amenizar os impactos prejudiciais dos NPs no metabolismo de carboidratos. Assim, os autores sugeriram que a melatonina poderia ser uma estratégia promissora para o cultivo de trigo em solos poluídos por NPs.	Li et al. (2021d)
PE; 200 a 250 µm; 0; 0,5; 1; 2; 5; 8% (m/m)	Fenantreno (100 mg/kg)	Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	A adição superior a 1% de MPs de PE estimulou o crescimento da raiz do trigo, mas causou a destruição do sistema fotossintético nas folhas das plantas. Contudo, a co-contaminação de MPs de PE e fenantreno causou maiores danos no crescimento do trigo, agravando os danos no sistema fotossintético.	Liu et al. (2021)
PE; 0; 0,1; 1 e 10% (m/m); < 500 µm	Cd (0,49; 1,75 e 4,38 mg/kg)	Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Independentemente da concentração de MPs, sua adição aumentou a biodisponibilidade de Cd no solo e seu acúmulo na alface. Particularmente, um acréscimo de 10% de MPs impactou adversamente a biomassa das plantas e diminuiu significativamente o pH do solo e a capacidade de troca catiônica (CTC); embora tenha aumentado significativamente o carbono dissolvido ou orgânico do solo.	Wang, Wang e Song (2021)
PS; 0,1; 1; 10 e 100 µm; 10 mg/kg	Fenantreno (1 mg/kg)	Soja (<i>Glycine max</i>)	Os MPs de PS diminuíram a absorção de fenantreno nas raízes e folhas de soja, sendo este comportamento mais acentuado para as partículas de tamanho micrométrico em comparação com as de tamanho nanométrico.	Xu, Liu e Yu (2021)
HDPE e PLA; 100 a 154 µm; 0; 0,1; 1 e 10% (m/m);	ZnO (30 ± 10 nm; 0, 50, 500 mg/kg)	Milho (<i>Zea mays</i>)	Baixas doses de PLA estimularam e altas doses inibiram o crescimento das plantas, indicando forte fitotoxicidade do PLA no tratamento com dose de 10%. Já a presença de HDPE aumentou a biomassa da raiz e da parte aérea, principalmente na dose de 10%. A co-contaminação com ZnO não provocou alterações significativas no crescimento, mas aumentou o acúmulo de Zn nas plantas.	Yang et al. (2021c)

⁴ Melatonina (N-acetil-5-metoxitriptamina): hormônio produzido por plantas e animais, sendo conhecida por favorecer a tolerância das plantas ao estresse abiótico e biótico (Li et al., 2021c).

MP/NP	Co-contaminante/ Co-substância	Planta	Resultado	Referência
PE; 200 µm; 800 mg/L	Oxitetraciclina (0, 5, 50 e 150 mg/L)	Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	Os efeitos no trigo da exposição individual e combinada à oxitetraciclina e MPs de PE foram dependentes da concentração do antibiótico nos tratamentos combinados. As respostas metabólicas foram influenciadas pela concentração de oxitetraciclina, classe de metabólitos e PE, sendo que a exposição combinada induziu menos metabólitos do que a exposição somente à oxitetraciclina (5 e 50 mg/L).	Bao et al. (2022)
PS e PTFE; 0,1 a 1 e 10 a 100 µm; 0,25; 0,5% (m/m)	As (1,4; 24,7 e 86,3 mg/kg)	Arroz (<i>Oryza sativa</i>)	Os MPs afetaram a estrutura terciária do arroz, retardando seu crescimento. Quando combinados com As, houve a redução da biomassa e do rendimento da produção, em função da toxicidade fisiológica principalmente na estrutura radicular. A atividade da sintase e da pirofosforilase foram inibidas e o acúmulo de amido diminuiu nos grãos de arroz.	Dong et al. (2022)
PE (microesferas brancas, azuis e azuis fluorescentes); 212 a 300 µm; 0,1% (m/m)	Ibuprofeno, sertralina, amoxicilina e simazina (15 µM)	Milho (<i>Zea mays</i>)	Os efeitos sinérgicos dos MPs de PE e poluentes orgânicos impactaram negativamente o milho e a comunidade bacteriana da rizosfera, mas foram mais relevantes para as plantas.	Fajardo et al. (2022)
PE; 293 µm; 0; 0,001; 0,01; 0,1%;	Cu (0, 50 e 100 mg/kg) e Pb (0, 25 e 50 mg/kg)	Canola (<i>Brassica napus</i>)	Os teores de Cu e Pb na canola foi significativamente ($p < 0,05$) superior nos tratamentos com MPs (0,1%), indicando que os MPs teriam facilitado a entrada dos metais nas plantas. Além disso, alterações no teor de açúcar, vitamina C e malondialdeído, nas atividades de superóxido dismutase e guaiacol peroxidase, mostraram que os MPs no solo trariam maiores danos para a qualidade da canola.	Jia et al. (2022)
Microfibras de PES; comprimento e largura médios de 2,55 mm e 10,5 µm; 0,1 e 0,2%	Cd (5 mg/kg)	Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Efeito isolado e combinado de microfibras de PES com Cd afetou adversamente o crescimento de alface, mostrando interferência dos tratamentos no desenvolvimento da parte aérea e raiz, taxa fotossintética e clorofila.	Zeb et al. (2022)

PE: polietileno; HDPE: polietileno de alta densidade; PS: poliestireno; PLA: ácido polilático biodegradável; PES: poliéster; PTFE: politetrafluoroetileno; Cd: cádmio, As: arsênio, Cu: cobre; Pb: chumbo.

ANEXO D - Impactos da presença de MPs e NPs combinada ou não com outros contaminantes ou substâncias na comunidade microbiana do solo.

MP/NP	Co-contaminante/ Co-substância	Planta	Resultado	Referência
PA (15 a 20 µm), HDPE (643 µm), PES (5000 µm), PET (187 µm), PP (624 µm), PS (492 µm); 2% (m/m)	--	Cebolinha (<i>Allium fistulosum</i>)	A atividade microbiana foi determinada usando hidrólise de diacetato de fluoresceína (do inglês, <i>Fluorescein diacetate hydrolysis</i> - FDA) e foi dependente do tipo de polímero. Em geral, a atividade metabólica microbiana foi favorecida com a adição de PA, PEHD e PES no solo sem plantas, mas foi prejudicada por efeitos interativos da cebola com PA, PEHD e PET.	De Souza Machado et al. (2019)
Microfibras de PES; 1,70 µm; 0,4% (m/m)	--	Cebola (<i>Allium cepa</i>)	A colonização com fungos micorrízicos arbusculares aumentou com a adição das microfibras.	Lehmann et al. (2020)
LDPE e Bio; 4 a 10 mm; 50 µm a 1 mm; 1% (m/m)	--	Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	Os táxons de bactérias do gênero <i>Saccharibacteria</i> foram mais abundantes nos tratamentos com LDPE. Bioplástico apresentou mais efeito do que o LDPE e o tamanho dos MPs afetou a composição da comunidade microbiana.	Qi et al. (2020)
HDPE e PLA; 100 a 154 µm; 0; 0,1; 1 e 10% (m/m)	Cd (0 e 5 mg/kg)	Milho (<i>Zea mays</i>)	Os MPs produziram impactos na estrutura e diversidade da comunidade dos fungos micorrízicos arbusculares na cultura de milho, dependendo do tipo e dose avaliados e, muitas vezes, sob influência da co-contaminação por Cd.	Wang et al. (2020b)
PVC e PE; 125 µm; 0, 1, 5, 10 e 20% (m/m)	--	Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	A adição de MP aumentou a biomassa microbiana, mas mudou a estrutura e o estado metabólico da comunidade microbiana do solo. Houve aumento das bactérias Gram-negativas, mas diminuição das bactérias Gram-positivas. Os actinomicetos aumentaram com a adição de PVC e diminuíram em contato com o PE. Os fungos totais não foram significativamente afetados pelo PE, mas a adição de PVC estimulou fungos micorrízicos arbusculares e suprimiu a comunidade geral de fungos.	Zang et al. (2020)
PP, PES, PA, PE, PET, PU, PS, PC; < 5 mm; 0,1; 0,2; 0,3; 0,4% (m/m)	--	Cenoura selvagem (<i>Daucus carota</i>)	A atividade microbiana do solo, medida através da taxa de respiração, foi fortemente dependente do tipo de polímero. Fragmentos de PP e filmes de LDPE foram os polímeros que mais diminuíram a atividade microbiana, com reduções de 20 e 17% respectivamente, o que pode ser devido à efeitos negativos na difusão do oxigênio e fluxo de água no solo. Já os MPs de espumas (como PU e PS) podem conter monômeros perigosos liberando substâncias prejudiciais para os microrganismos do solo. Em contrapartida, fragmentos de PP podem liberar carbono orgânico dissolvido, favorecendo a atividade microbiana.	Lozano et al. (2021)
PE; 0; 0,1; 1 e 10% (m/m); < 500 µm	Cd (0,49; 1,75 e 4,38 mg/kg)	Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Nos tratamentos com 0,1% e 1% de MP, houve um aumento nas quantidades de genes fúngicos (ITSRNA) e bacterianos (16SRNA). Em contrapartida, na adição de 10% de MP, independentemente da concentração de Cd, houve uma diminuição dos genes, indicando a ocorrência do efeito de hormese ⁵ no número microbiano em resposta à concentração da dose de MP.	Wang, Wang e Song (2021)

⁵ Efeito de hormese: está associado com compostos tóxicos que, em baixas concentração são benéficos ao organismo exposto, porém, em altas concentrações são tóxicos.

MP/NP	Co-contaminante/ Co-sustância	Planta	Resultado	Referência
PS; 0,1; 1; 10 e 100 µm; 10 mg/kg	Fenantreno (1 mg/kg)	Soja (<i>Glycine max</i>)	Houve uma diminuição da abundância relativa de <i>Proteobacteria</i> na rizosfera da soja cultivada em solo contendo MPs de poliestireno.	Xu, Liu e Yu (2021)
HDPE e PLA; 100 a 154 µm; 0; 0,1; 1 e 10% (m/m);	ZnO (30 ± 10 nm; 0, 50, 500 mg/kg)	Milho (<i>Zea mays</i>)	A presença de MPs e nanopartículas de ZnO (individualmente e em conjunto) provocou alterações na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares, particularmente afetando a abundância dos gêneros dominantes.	Yang et al. (2021c)
PS e PTFE; 10 a 100 µm e 0,1 a 1 µm; 0, 0,25; 0,5% (m/m)	As	Arroz (<i>Oryza sativa</i>)	Os MPs interagiram com os exsudatos radiculares de arroz, inibindo a atividade radicular e reduzindo a abundância relativa de <i>Geobacteria</i> e <i>Anaeromyxobacter</i> . Isso provocou a redução das placas de ferro na superfície radicular e a inibição da absorção de As.	Dong et al. (2022)
PE (baixo, médio e alto peso molecular); 150 a 180 µm; 0,2% (m/m)	--	Milho (<i>Zea mays</i>)	O número de microrganismos e o índice de diversidade microbiana aumentaram com o aumento do peso molecular dos MPs, com predomínio de <i>Rhizobacter</i> , <i>Nitrospira</i> . Na rizosfera, MPs de peso molecular diferente mudaram significativamente o conteúdo dos elementos do solo devido às suas propriedades físicas e químicas específicas, sendo que os teores de carboidratos e aminoácidos foram os principais fatores que afetaram a abundância de <i>Lysobacter</i> , <i>Polyclovorans</i> , <i>Rhizobacter</i> e <i>Sphingomonas</i> .	Fu et al. (2022)
PE (microesferas brancas, azuis e azuis fluorescentes); 212 a 300 µm; 0,1% (m/m)	Ibuprofeno, sertralina, amoxicilina e simazina (15 µM)	Milho (<i>Zea mays</i>)	Os tratamentos com MPs e poluentes orgânicos aumentaram espécies específicas da comunidade bacteriana, particularmente <i>Alphaproteobacteria</i> . Houve o enriquecimento de <i>Actinobacteria_c</i> no tratamento combinado de MPs e orgânicos após 15 dias de incubação e este grupo é comumente referido como potenciais degradadores de plástico.	Fajardo et al. (2022)
Microfibras de PES; comprimento médio de 2,55 mm e largura média de 10,5 µm; 0,1 e 0,2%	Cd (5 mg/kg)	Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Observaram alterações nas comunidades bacterianas rizosféricas presentes no cultivo de alface em função da adição de microfibras de PES isoladas e combinadas, particularmente afetando significativamente algumas bactérias benéficas.	Zeb et al. (2022)

PA: poliamida; PE: polietileno; LDPE: polietileno de baixa densidade; HDPE: polietileno de alta densidade; PES: poliéster; PET: polietileno tereftalato; PP: polipropileno; PS: poliestireno; PU: poliuretano; PC: policarbonato; PTFE: politetrafluoroetileno; PLA: ácido polilático biodegradável; Bio: plástico biodegradável consistindo de 37,1% de pululano, 44,6% de PET e 18,3% de polibutileno tereftalato (PBT).