



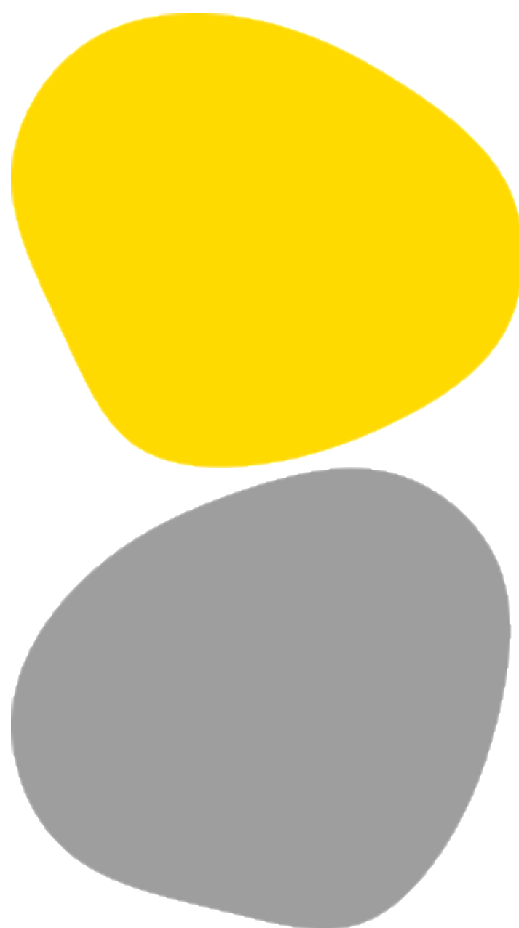
MESTRADO

HIGIENE E SEGURANÇA NAS ORGANIZAÇÕES

Exposição Ocupacional a Microplásticos em Ambientes Industriais: Uma Revisão Sistemática da Literatura

Camila Ferreira Cafezeiro de Carvalho

09/2025



ESCOLA
SUPERIOR
DE SAÚDE

Exposição Ocupacional a Microplásticos em Ambientes Industriais: Uma Revisão Sistemática da Literatura

Autor

Camila Ferreira Cafezeiro de Carvalho

Orientador(es)

Professora Doutora Manuela Vieira da Silva/REQUIMTE/LAQV, ESS, Escola Superior de Saúde, Instituto Politécnico do Porto

Dissertação/Projeto/Relatório de Estágio apresentada(o) para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Higiene e Segurança nas Organizações pela Escola Superior de Saúde do Instituto Politécnico do Porto.



Agradecimentos

Aos meus pais, que mesmo sem compreenderem totalmente as minhas escolhas, sempre me ofereceram apoio, amor e confiança. É desse alicerce incondicional que nasce a minha coragem de enfrentar desafios, sair da zona de conforto e construir o meu próprio caminho.

À minha orientadora, pelo acompanhamento atento e pelas orientações que foram fundamentais para a concretização deste trabalho.

À minha irmã, à minha sobrinha e a toda a família, pelo incentivo constante, que tantas vezes serviu de âncora nos momentos de incerteza.

Ao meu companheiro, pela paciência, compreensão e apoio contínuo, que me ajudaram a manter o equilíbrio nesta etapa exigente.

Aos amigos e colegas que encontrei em Portugal, pela partilha e pelo acolhimento que tornaram esta jornada mais leve.

Aos amigos e colegas do Brasil, que mesmo à distância permanecem presentes, lembrando-me das minhas raízes e dando-me força para seguir.

A todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para este percurso, deixo a minha mais profunda gratidão. Nenhuma conquista é alcançada sozinha, este trabalho é também fruto do apoio e da presença de cada um de vocês.

Resumo

A exposição ocupacional a microplásticos (MPs) em ambientes industriais constitui uma preocupação emergente para a saúde e segurança do trabalho. Este estudo realizou uma revisão sistemática da literatura, seguindo os critérios PRISMA e PICOS, com o objetivo de identificar setores de maior exposição, tipos de MPs envolvidos, tarefas críticas associadas e potenciais efeitos para a saúde dos trabalhadores. Foram selecionados 11 artigos publicados nos últimos dez anos, com maior concentração de publicações a partir de 2023, o que demonstra o carácter incipiente, mas em expansão, da investigação neste campo. Os resultados evidenciaram que setores como a indústria de plásticos e reciclagem concentram os maiores riscos, com destaque para atividades de trituração, extrusão e processamento de fibras. As partículas identificadas variaram entre fibras e fragmentos de polímeros como polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliéster (PES), frequentemente associadas a sintomas respiratórios em trabalhadores. A análise revelou ainda limitações metodológicas, como a ausência de padronização de técnicas de amostragem e a inexistência de limites ocupacionais específicos. Conclui-se que, embora a literatura ainda seja escassa, a tendência de crescimento recente aponta para a necessidade de investigações mais robustas, capazes de subsidiar políticas públicas e estratégias de prevenção voltadas à proteção da saúde dos trabalhadores expostos.

Palavras-chave: Microplásticos; exposição ocupacional; saúde do trabalho; indústrias; revisão sistemática

Abstract

Occupational exposure to microplastics (MPs) in industrial environments has emerged as a growing concern for occupational health and safety. This study conducted a systematic literature review, following PRISMA and PICOS criteria, aiming to identify the most exposed sectors, types of MPs involved, critical tasks associated, and potential health effects on workers. A total of 11 articles published over the last ten years were included, with most publications concentrated from 2023 onwards, highlighting both the incipient and expanding nature of research in this field. The findings revealed that sectors such as plastics manufacturing and recycling present the highest risks, particularly in tasks involving shredding, extrusion and fiber processing. Detected particles included fibers and fragments of polymers such as polyethylene (PE), polypropylene (PP), and polyester (PES), frequently associated with respiratory symptoms in exposed workers. The analysis also pointed out methodological limitations, including the lack of standardized sampling techniques and the absence of specific occupational exposure limits. In conclusion, although the literature remains scarce, the recent growth trend underscores the need for more robust studies capable of supporting public policies and preventive strategies to safeguard the health of exposed workers.

Keywords: Microplastics; occupational exposure; occupational health; industries; systematic review



Índice

1. Introdução	1
2. Fundamentação Teórica	3
2.1. Microplásticos: Conceitos, Fontes e Caracterização	3
2.1.1. Produção Global de Plástico e Contexto Socioeconómico	3
2.1.2. Definição e Classificação dos Microplásticos.....	5
2.1.3. Composição e Propriedades dos MPs	7
2.1.4. Métodos de Detecção e Análise.....	8
2.2. Regulamentação Sobre MPs: Nível Internacional, Europeu e Português	9
2.2.1. Nível Internacional.....	10
2.2.2. Nível Europeu	11
2.2.3. Nível Português.....	12
2.2.4. Lacunas e Perspetivas Futuras	13
2.3. Exposição a MPs em Ambientes Ocupacionais.....	13
2.4. MPs em Setores Industriais	17
2.5. Efeitos dos MPs na Saúde.....	20
3. Metodologia	22
3.1. Critérios de Elegibilidade	23
3.2. Fontes de Informação e Estratégia de Pesquisa	24
3.3. Resultados da Pesquisa e Seleção	24
3.4. Extração e Análise dos Dados	25
3.5. Avaliação de Qualidade e Risco	25
4. Resultados	26
4.1. Seleção de Estudos	26
4.2. Características Gerais dos Estudos	28
4.3. Etapas e Categorias do Processo Produtivo Associado a MPs.....	31
4.4. Vias de Exposição Ocupacional	33
4.5. Tipologia dos MPs Identificados.....	33
4.6. Tamanho das Partículas de MPs Identificadas	36

4.7. Níveis e Concentração dos MPs	37
4.8. Referência a Característica das Amostras	39
4.9. Sintomas Relacionados com a Exposição Ocupacional a MPs	40
5. Discussão	41
6. Conclusão	45
Referências Bibliográficas.....	47

Siglas, Abreviaturas e Acrónimos

Gerais:

ACT – Autoridade para as Condições do Trabalho

CEE – Comunidade Económica Europeia

DEHP – Ftalato de di(2-etilhexilo)

DL – Decreto-Lei

ECHA – European Chemicals Agency (Agência Europeia de Produtos Químicos)

EPA – Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos EUA)

EPC – Equipamento de Proteção Coletiva

EPI – Equipamento de Proteção Individual

EU-OSHA – European Agency for Safety and Health at Work (Agência Europeia para a Segurança e Saúde no Trabalho)

GC/MS – Cromatografia Gasosa / Espectrometria de Massas

HEPA – Filtro de Alta Eficiência para Partículas

ISO – International Organization for Standardization

MPs – Micropásticos

MS – Espectrometria de Massas

NIOSH – National Institute for Occupational Safety and Health

OECD – Organization for Economic Co-operation and Development (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Económico)

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

OIT – Organização Internacional do Trabalho

OSHA – Occupational Safety and Health Administration



PAHs – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

PBDEs – Éteres Difenílicos Polibromados

PM1 – Partículas com 1 µm de diâmetro

PM2,5 – Partículas com 2,5 µm de diâmetro

PM10 – Partículas com 10 µm de diâmetro

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

PRISMA – Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses

PICOS – Population, Intervention, Comparator, Outcomes, Study type (População, Intervenção, Comparador, Resultados, Tipos de Estudos)

REACH – Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (Regulamento Europeu de Substâncias Químicas)

ROBINS – Risk Of Bias In Non-randomized Studies of Interventions

UE – União Europeia

UV – Ultravioleta

Polímeros:

ABS – Acrilonitrila butadieno estireno

ACR – Resina Acrílica

EPS – Poliestireno expandido

EVA – Copolímero de Etileno-Acetato de Vinila

HIPS – Poliestireno de Alto Impacto

PA – Poliamida

PC – Policarbonato

PE – Polietileno

PES – Poliéster



PET – Polietileno tereftalato

PMMA – Polimetilmetacrilato

PP – Polipropileno

PS – Poliestireno

PU – Poliuretano

PVC – Policloreto de vinilo

SR – Resina de silicone

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Morfologia dos MPs.....	6
Tabela 2 – Critérios de inclusão e exclusão do princípio PICOS.....	22
Tabela 3 – Risco de viés dos estudos de acordo com o ROBINS-I.....	27
Tabela 4 – Resumo das características gerais dos estudos da revisão.....	28

Índice de Figuras

Figura 1 – Origem dos MPs. (Fonte: Adaptado de Massos & Turner (2017)).....	5
Figura 2 – Ciclo de vida dos plásticos e potenciais pontos de exposição ocupacional a MPs. (Fonte: Adaptado de Preda et al. (2024)).....	14
Figura 3 – Diagrama do fluxo do PRISMA 2020 para esta revisão sistemática.....	26
Figura 4 – Distribuição dos setores industriais dos estudos.....	30
Figura 5 – Distribuição por tipologias do setor industrial e áreas do processo industrial.	32
Figura 6 – Etapas dos processos identificados nos estudos analisados.....	33
Figura 7 – Tipologia do MPs encontrados.....	34
Figura 8 – MPs por Família de Polímeros.....	35
Figura 9 – Tamanho de MPs (μm) identificados nos estudos.....	37

1. Introdução

A poluição por microplásticos (MPs) emergiu, nas últimas décadas, como um dos principais desafios ambientais e de saúde pública do século XXI. Desde a intensificação da produção industrial de plásticos, a partir da década de 1950, a produção global aumentou exponencialmente, passando de 2 milhões de toneladas anuais em 1950 para 460 milhões em 2019, com projeções que apontam para a 1,1 mil milhão de toneladas até 2050, caso a tendência atual se mantenha (Geyer et al., 2017; OECD, 2022). Dados mais recentes indicam que, em 2023, a produção mundial de plásticos atingiu cerca de 400 milhões de toneladas, consolidando o material como insumo indispensável em setores tão diversos quanto embalagens, construção civil, transportes, eletrónica e agricultura (Plastics Europe, 2023). Essa expansão, ao mesmo tempo em que sustenta avanços tecnológicos e económicos, trouxe consigo impactos duradouros devido à elevada persistência ambiental do material e à sua fragmentação contínua em partículas cada vez menores.

Os MPs são definidos como fragmentos ou fibras com menos de 5 mm de diâmetro, classificados como primários, quando produzidos intencionalmente em escala industrial (como microesferas e pellets), e secundários, quando resultam da degradação de peças plásticas maiores por abrasão, radiação ultravioleta ou ação mecânica (Hartmann et al., 2019). Essas partículas foram amplamente documentadas em ambientes aquáticos, solos, alimentos e até mesmo em espaços interiores, incluindo locais de trabalho, demonstrando que a exposição humana vai muito além da ingestão por via alimentar. O reconhecimento científico da presença de MPs em diferentes compartimentos ambientais reforça a sua ubiquidade e a dificuldade em conter sua dispersão global (Thompson et al., 2004; Rochman et al., 2019).

Nos últimos anos, a atenção para a presença de MPs no ar atmosférico tem vindo a ser alvo de atenção, levantando preocupações adicionais sobre a inalação dessas partículas e seus potenciais efeitos na saúde humana (Prata, 2018; Zarus et al., 2021). Em contextos ocupacionais, esse risco pode ser ainda mais acentuado. Trabalhadores de setores como o fabrico e reciclagem de plásticos, a indústria têxtil, a petroquímica, a construção civil e o manuseamento de polímeros encontram-se frequentemente expostos a concentrações significativamente mais elevadas de MPs do que a população em geral (Murashov et al., 2021; Pandey et al., 2024; Swinnerton et al., 2024; Tiwari et al., 2021; Winkler et al., 2022).

A permanência prolongada em espaços fechados ou mal ventilados, aliada à intensidade das tarefas executadas, amplifica as possibilidades de inalação, ingestão acidental e contacto dérmico com partículas plásticas (Guan et al., 2025; Prata et al., 2020).

As consequências para a saúde humana são motivo de crescente preocupação. Evidências sugerem que os MPs podem induzir processos inflamatórios crónicos, desencadear reações alérgicas, promover alterações morfológicas nos tecidos pulmonares e, em alguns casos, contribuir para potenciais efeitos carcinogénicos ainda não totalmente elucidados (Boccia et al., 2024; Osman et al., 2023; Siddiqua et al., 2022). Além disso, muitos polímeros são carregados de aditivos químicos, como plastificantes, retardadores de chama e estabilizadores UV, que, uma vez inalados ou absorvidos, ampliam a carga tóxica e podem atuar como desreguladores endócrinos, com efeitos cumulativos para a saúde (Kannan & Vimalkumar, 2021; Ullah et al., 2023).

Apesar da literatura sustentar grandemente os efeitos ambientais e alimentares da exposição humana a MPs, a dimensão ocupacional permanece pouco explorada. Persistem lacunas científicas quanto à caracterização da concentração de MPs em ambientes industriais, à identificação dos polímeros mais prevalentes, ao tamanho das partículas presentes no ar dos locais de trabalho e à associação entre tarefas laborais específicas e os riscos de saúde. Essa ausência de dados sólidos também se reflete em um vazio normativo: embora organismos internacionais como a Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Organização Internacional do Trabalho (OIT) reconheçam os potenciais impactos dos MPs, ainda não existem limites de exposição ocupacional ou diretrizes claras para proteção dos trabalhadores. Na União Europeia, incluindo Portugal, a regulamentação ambiental e laboral aborda contaminantes químicos e poeiras industriais de forma geral, mas não contempla de maneira específica os MPs como agentes de risco (Murashov et al., 2021; Conti et al., 2021).

Assim, o presente estudo tem como objetivo investigar a exposição ocupacional a MPs em ambientes industriais e os potenciais efeitos associados à saúde dos trabalhadores, por meio de uma revisão sistemática da literatura. Para assegurar o rigor metodológico, foram seguidas as diretrizes do PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*), que nortearam a seleção, triagem e análise crítica dos estudos incluídos. Complementarmente, foi aplicada a estratégia PICOS (População, Intervenção,

Comparador, Resultados, Tipos de Estudos), utilizada para definir os critérios de inclusão e exclusão.

Ao consolidar o conhecimento científico existente, esta pesquisa procura não apenas identificar lacunas na literatura, mas também fornecer dados e informação científica que possam apoiar o desenvolvimento de normas regulatórias e estratégias preventivas voltadas para a saúde e segurança dos trabalhadores em setores industriais, principalmente para áreas com risco elevado de exposição a MPs. Trata-se de uma contribuição relevante para ampliar o debate sobre riscos emergentes em higiene e segurança no trabalho, reforçando a necessidade de uma abordagem integrada que una ciência, políticas públicas e práticas preventivas.

2. Fundamentação Teórica

2.1. Microplásticos: Conceitos, Fontes e Caracterização

2.1.1. Produção Global de Plástico e Contexto Socioeconómico

A produção mundial de plásticos tem crescido de forma exponencial desde meados do século XX, tornando-se um dos setores industriais mais dinâmicos e transversais à economia global. Em 1950, a produção anual de plásticos era de aproximadamente 2 milhões de toneladas, em 2019 este valor já ultrapassava 460 milhões de toneladas e as projeções indicam que poderá atingir cerca de 1,1 mil milhões de toneladas em 2050, caso se mantenha o ritmo atual de crescimento (Geyer et al., 2017; OECD, 2022). Esta expansão reflete não apenas o aumento do consumo global, mas também a diversificação das aplicações do plástico em setores como embalagens, construção civil, transportes, eletrónica e agricultura (Plastics Europe, 2023).

A principal característica que explica esse crescimento contínuo é a combinação de baixo custo, durabilidade e versatilidade do material, o que o tornou indispensável no cotidiano e nas cadeias produtivas. Contudo, essas mesmas características sustentam uma dependência que gera desafios ambientais e de saúde pública, já que a durabilidade implica na persistência no ambiente e na complexidade no tratamento de resíduos (Rochman et al., 2019).

Do ponto de vista geográfico, a produção está desigualmente distribuída. A Ásia concentra atualmente mais de 50% da produção mundial, sendo a China o maior produtor individual, seguida por Europa e América do Norte (Plastics Europe, 2022). Muitos países em desenvolvimento têm recebido indústrias de produção e reciclagem de plásticos, atraídas pelo baixo custo da mão de obra e por regulamentações ambientais menos rigorosas. Esse fenómeno é interpretado por hipótese do paraíso poluidor (*pollution haven*), no qual empresas oriundas de países desenvolvidos transferem as suas externalidades socioambientais para regiões com padrões legais mais permissivos e custos operacionais reduzidos (Poelhekke & Van Der Ploeg, 2015; Thapa et al., 2024).

Este cenário gera um desequilíbrio global, enquanto economias emergentes concentram as etapas mais poluentes, como a produção primária de plásticos e a reciclagem, beneficiando-se de custos de fabrico reduzido e mercados internos em rápida expansão (Yates et al., 2019), os países desenvolvidos mantêm elevado consumo per capita e controlam etapas estratégicas da cadeia produtiva, como petroquímica de base e a inovação em polímeros de alto desempenho (IEA, 2018; Pradeep Kumar G. S. et al., 2023). Este desequilíbrio faz com que os ganhos económicos se concentrem em determinadas regiões, enquanto os impactos ambientais e sociais recaem sobre outras, frequentemente com menor capacidade de gestão de resíduos e mitigação de danos (Lebreton & Andrady, 2019; Rochman et al., 2019).

Além disso, o crescimento da produção global está relacionado com o aumento da produção de resíduos plásticos. Estima-se que cerca de 79% dos resíduos produzidos desde 1950 tenham sido depositados em aterros ou no ambiente, apenas 9% reciclados e 12% incinerados (Geyer et al., 2017). Em países em desenvolvimento, a informalidade da cadeia de gestão de resíduos agrava o problema, gerando elevados índices de exposição ocupacional de trabalhadores em cooperativas, triagem manual e processos de reciclagem pouco controlados (Annamalai, 2015; Velis & Cook, 2021).

Diante destes impactos, o enquadramento regulatório europeu assume grande importância. A Estratégia Europeia para os Plásticos na Economia Circular, lançada pela Comissão Europeia em 2018, definiu como metas a redução da dependência de plásticos descartáveis, melhoria da qualidade dos plásticos reciclados e a eliminação progressiva de substâncias perigosas associadas à sua produção (Comissão Europeia, 2018). Embora concebidas sobretudo no âmbito ambiental e de consumo, estas medidas têm também

implicações ocupacionais, setores de fabrico e reciclagem precisam adaptar processos produtivos, substituindo materiais e tecnologias, o que pode gerar riscos emergentes ou transformar as formas de exposição dos trabalhadores (EU-OSHA, 2021).

2.1.2. Definição e Classificação dos Microplásticos

A preocupação científica com partículas plásticas microscópicas surgiu ainda na década de 1970, quando estudos pioneiros reportaram fragmentos de plástico em ambientes marinhos, resultado da degradação de materiais maiores expostos a processos físicos e químicos (Carpenter & Smith, 1972; Thompson et al., 2024).

O termo microplásticos (MPs) foi introduzido por Thompson et al., (2004), referindo-se a pequenas partículas de plástico, independentemente da sua forma, cor ou composição química. Esta definição foi amplamente adotada como referência por organismos internacionais, sendo fundamental para a padronização dos estudos e regulamentações sobre o tema.

Apesar da ampla aceitação dessa definição, o conceito permanece em debate. Organismos internacionais têm proposto ajustes para padronizar a terminologia. A *European Chemicals Agency* (ECHA), por exemplo, adota uma definição operacional voltada à regulamentação, incluindo partículas plásticas sólidas com dimensões inferiores a 5 mm (ECHA, 2020). Já a *International Organization for Standardization* (ISO), no relatório técnico ISO/TR 21960:2020, reconhece a necessidade de diferenciar MPs por origem, estabelecendo parâmetros para medição mais consistentes (ISO, 2020).

De acordo com Massos & Turner (2017) a origem dos MPs acontecem em duas formas (Figura 1):

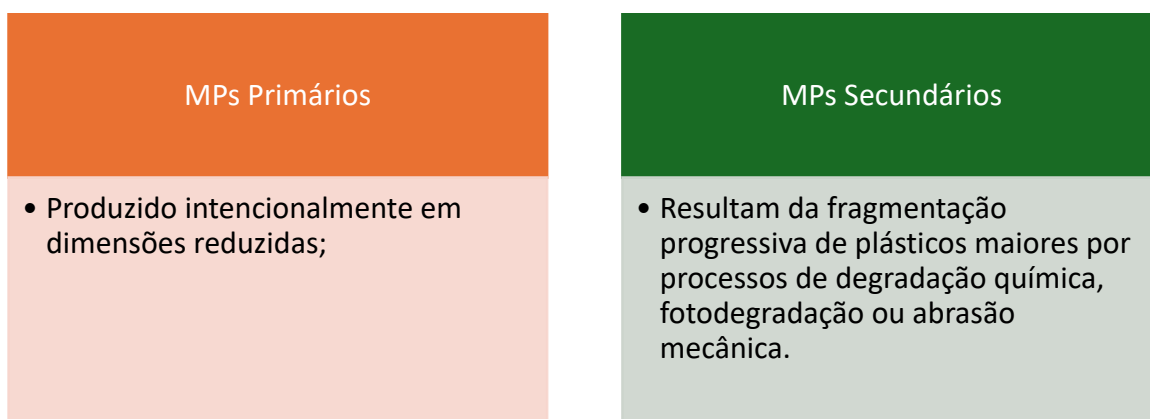
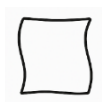


Figura 1 - Origem dos MPs. (Fonte: Adaptado de Massos & Turner (2017)).

Outro parâmetro essencial é a morfologia, Yu et al. (2023) propuseram um sistema hierárquico que agrupa os MPs em cinco categorias principais: fragmentos, fibras, esferas/pellets, espumas e filmes (Tabela 1). Essa classificação morfológica é fundamental porque cada tipo apresenta comportamento distinto no ambiente. Por exemplo, fibras, derivadas de tecidos sintéticos, apresentam elevada dispersão aérea e maior potencial de inalação, enquanto fragmentos e pellets, geralmente mais densos, tendem a sedimentar mais rapidamente (Dris et al., 2016; Yu et al., 2023).

Tabela 1 - Morfologia dos MPs.

Morfologia	Descrição	Exemplos	Representação
Fragmento	Partículas irregulares, com superfícies rugosas e bordas angulares, resultantes da fragmentação de peças plásticas maiores.	Embalagens rígidas, componentes industriais	
Fibra	Estruturas alongadas e finas, com baixa densidade e elevada capacidade de dispersão aérea.	Tecidos sintéticos (poliéster, nylon), redes de pesca	
Esférico/Pellet	Partículas de formato regular e superfície lisa, incluindo pellets industriais e microesferas	Matéria-prima plástica, cosméticos abrasivos	
Espuma	Materiais com estrutura interna celular e baixa densidade, como poliestireno expandido (EPS)	Embalagens, isolamento térmico, flutuadores	
Filme	Fragmentos finos e flexíveis, frequentemente dobrados ou enrolados, que dificultam a detecção e quantificação	Sacos plásticos, películas de embalagem	

(Fonte: Adaptado de Yu et al. (2023)).

A dimensão associada à morfologia é igualmente crítica, pois influencia tanto a mobilidade quanto a bioacumulação nos ecossistemas. Partículas de menor tamanho, têm maior capacidade de atravessar barreiras biológicas e interagir com sistemas celulares (Jolaosho

et al., 2025; Shamskhany et al., 2021). Nesse sentido, diversos autores defendem a distinção entre microplásticos e nanoplásticos ($< 1 \mu\text{m}$), dada a especificidade dos riscos toxicológicos e a dificuldade de detecção laboratorial (Gigault et al., 2018).

Assim, embora a definição de Thompson et al. (2004) continue a ser a mais citada e utilizada, a evolução das evidências científicas e a necessidade de harmonização regulatória apontam para um movimento de refinamento do conceito. A classificação dos MPs com base em critérios múltiplos, como tamanho, origem, morfologia e composição, tem-se tornado uma exigência crescente tanto na literatura acadêmica como nos contextos de regulamentação internacional (Frias & Nash, 2019).

2.1.3. Composição e Propriedades dos MPs

As propriedades físico-químicas dos MPs são determinantes para compreender a sua persistência no ambiente, o comportamento em diferentes compartimentos e os riscos potenciais para a saúde humana. Essas propriedades estão intrinsecamente relacionadas ao tipo de polímero de origem, à estrutura interna do material e à presença de aditivos incorporados durante o processo de fabricação (Andrady, 2017; Miloloža et al., 2020).

Os polímeros mais frequentemente encontrados nos estudos ambientais incluem o polietileno (PE), o polipropileno (PP), o polietileno tereftalato (PET), o poliestireno (PS) e o policloreto de vinilo (PVC), que juntos representam mais de 80% da produção global (Plastics Europe, 2022). O PE e o PP, por apresentarem baixa densidade, tendem a permanecer em suspensão em meios atmosféricos, aumentando a probabilidade de dispersão aérea e inalação. Em contrapartida, polímeros mais densos, como PET e PVC, apresentam maior propensão à sedimentação e deposição em superfícies (J. Jiang et al., 2020; Miloloža et al., 2020).

Outro aspeto relevante é a estrutura interna do polímero. Materiais semicristalinos, como o PE e o PET, apresentam maior resistência mecânica e menor permeabilidade, dificultando a degradação física. Já os polímeros amorfos, como o PS, são mais frágeis e fragmentam-se com maior facilidade, gerando partículas menores e potencialmente inaláveis (Miloloža et al., 2020).

Além das características intrínsecas dos polímeros, a presença de aditivos químicos representa uma dimensão crítica da toxicidade dos MPs. Para conferir propriedades específicas, como flexibilidade, resistência térmica, estabilidade à radiação ultravioleta ou

retardamento de chamas, incorporados compostos como ftalatos (plastificantes), bisfenol A (BPA), retardadores de chama bromados (BFRs) e estabilizadores UV (Campanale et al., 2020a; Kannan & Vimalkumar, 2021). Muitos desses aditivos já foram associados a disrupção endócrina, imunotoxicidade e potenciais efeitos carcinogénicos, constituindo riscos adicionais à saúde humana (Belmaker et al., 2024; Ullah et al., 2023).

2.1.4. Métodos de Detecção e Análise

A deteção e caracterização de MPs constituem um desafio metodológico central na investigação científica, dado o seu tamanho reduzido, diversidade morfológica e heterogeneidade química. Inicialmente, alguns estudos utilizavam técnicas visuais, como a inspeção com estereomicroscópios, para triagem rápida das partículas. Contudo, este método mostrou-se limitado, devido à elevada taxa de erro, sobretudo na distinção entre fibras sintéticas e naturais, além de não detetar fragmentos pequenos e transparentes (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Song et al., 2015).

Atualmente, a abordagem analítica combina métodos de separação e extração, caracterização morfológica e identificação química (Prata et al., 2019). Entre as técnicas de separação, destacam-se a filtração e a centrifugação, aplicadas principalmente em matrizes aquosas, e a separação por densidade em soluções salinas saturadas, que permitem isolar partículas plásticas de menor densidade relativamente ao material mineral ou orgânico (Enders et al., 2017; Imhof et al., 2012; Prata et al., 2019).

A caracterização morfológica constitui uma etapa essencial na análise de microplásticos, permitindo descrever parâmetros como forma, tamanho e textura superficial. Métodos visuais, como a microscopia ótica, continuam a ser amplamente utilizados como triagem preliminar, possibilitando a contagem e a classificação básica das partículas (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Song et al., 2015). Para análises mais detalhadas, técnicas como microscopia eletrónica de varrimento (SEM) e microscopia de força atómica (AFM) oferecem maior resolução (Ivleva et al., 2017; Zhou et al., 2021).

Na identificação química, os métodos de referência são a espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (μ -FTIR) e a espectroscopia Raman, que permitem determinar a assinatura molecular e identificar o polímero com elevada precisão (Randhawa, 2023; Shim et al., 2017). O μ -FTIR é particularmente eficiente para partículas entre 20 μ m e 500

μm , enquanto a espectroscopia Raman pode alcançar dimensões inferiores a $1\ \mu\text{m}$, tornando-se essencial para a deteção de nanoplásticos (Ivleva et al., 2017).

Além da espectroscopia, os métodos térmicos e cromatográficos têm ganho relevância. A pirólise acoplada à cromatografia gasosa-espectrometria de massas (Py-GC/MS) e a pirólise-TD-GC/MS identificam polímeros de forma indireta, pela análise dos produtos da sua decomposição térmica, fornecendo informações quantitativas e qualitativas (Dümichen et al., 2015).

Apesar dos avanços, persistem limitações significativas. A ausência de protocolos padronizados dificulta a comparação entre estudos, e os limites de deteção ainda são insuficientes para a caracterização sistemática de nanoplásticos. Além disso, os métodos de alta resolução, como Py-GC/MS ou μ -FTIR, são dispendiosos e exigem equipamentos especializados, o que restringe a sua aplicação nos países em desenvolvimento (Prata et al., 2019; Enders et al., 2020).

A compreensão e o aperfeiçoamento dessas metodologias são especialmente relevantes, considerando que, devido à sua durabilidade e resistência à degradação, os MPs tendem a acumular-se nos ecossistemas, afetando a biodiversidade e representando riscos significativos para a saúde pública (Zhang et al., 2025).

Embora o conhecimento científico tenha avançado rapidamente, persistem lacunas importantes, especialmente no que se refere à avaliação da exposição em ambientes industriais e ocupacionais. Os estudos ainda se concentram maioritariamente em ecossistemas naturais, sendo escassos os trabalhos que quantificam concentrações, caracterizam polímeros e avaliam riscos diretamente nos locais de trabalho. Este vazio de dados dificulta a formulação de regulamentações específicas e reforça a urgência de estratégias eficazes de mitigação que considerem não apenas a proteção ambiental, mas também a saúde dos trabalhadores (Langlet et al., 2024; Kisiel et al., 2022).

2.2. Regulamentação Sobre MPs: Nível Internacional, Europeu e Português

A regulamentação relativa à poluição por MPs permanece fragmentada e em fase de desenvolvimento, apesar do reconhecimento crescente dos riscos associados à sua presença no ambiente e no corpo humano. Enquanto contaminantes químicos tradicionais dispõem de valores-limite de exposição ocupacional amplamente estabelecidos, os MPs ainda não são enquadrados de forma específica em legislações nacionais ou internacionais.

Este vazio normativo representa um desafio significativo para a proteção da saúde dos trabalhadores e para a implementação de medidas preventivas eficazes.

2.2.1. Nível Internacional

No plano internacional, destacam-se iniciativas promovidas por organismos multilaterais. A Organização Mundial da Saúde (OMS), em relatório publicado em 2019, reconheceu os riscos potenciais da ingestão e inalação de MPs, recomendando o desenvolvimento de métodos padronizados de avaliação e a realização de mais pesquisas sobre seus impactos à saúde, entretanto, o documento não estabeleceu diretrizes específicas para ambientes ocupacionais (Boccia et al., 2024).

A Organização Internacional do Trabalho (OIT), por sua vez, aborda MPs de forma indireta, inserindo-os no âmbito geral da prevenção contra poeiras e substâncias perigosas. Até o momento, não existem normas internacionais específicas para exposição ocupacional a MPs. Essa ausência de parâmetros contrasta com substâncias de risco semelhantes, como fibras minerais ou poeiras respiráveis, que já dispõem de limites definidos por agências de higiene ocupacional (Murashov et al., 2021).

O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) que desde 2018 conduz avaliações globais sobre poluição plástica, incluindo MPs. Esses relatórios apresentam evidências científicas sobre fontes, rotas e impactos, e orientam a formulação de políticas públicas. Além disso, o PNUMA tem estabelecido colaborações para aumentar a conscientização, fortalecer a pesquisa e implementar projetos de mitigação, bem como apoiar governos na elaboração e aplicação de regulamentações para controlar a poluição por MPs (Preda et al., 2024).

O PNUMA lidera também as negociações em torno de um tratado internacional juridicamente vinculativo sobre poluição plástica, previsto para ser discutido em 2025, com a presença de delegações de 179 países, acompanhadas por mais de 1,9 mil representantes de 618 organizações observadoras, incluindo cientistas, ambientalistas e representantes da indústria, para discutir estratégias para enfrentar a crise dos resíduos plásticos e mitigar os seus impactos. A reunião deverá também apresentar e partilhar práticas já comprovadas para reduzir o uso de plástico, como a adoção de substitutos não plásticos e alternativas mais seguras (ONU, 2025). Adicionalmente, a Convenção de Basileia, revista em 2019, que



regula o comércio global de resíduos perigosos, passou a incluir resíduos plásticos na lista de materiais controlados. Países como a China reforçaram essa abordagem ao proibirem, desde 2017, a importação de 24 tipos de resíduos sólidos, incluindo plásticos (Boccia et al., 2024).

Nos Estados Unidos, a *Microbead-Free Waters Act*, legislação federal aprovada em 2015, proibiu a utilização de microesferas plásticas em cosméticos de enxaguamento, mas não abordou os MPs de forma abrangente. Estados como a Califórnia estabeleceram metas mais ambiciosas, determinando que, até 2032, todas as embalagens sejam recicláveis ou compostáveis (Boccia et al., 2024). A Agência de Proteção Ambiental (EPA) conduz e apoia pesquisas para compreender as fontes, o destino e os efeitos dos MPs no ambiente e no corpo humano, com foco na sua movimentação pela água, solo e ar, e no impacto em ecossistemas e saúde humana. Entre as fontes identificadas estão a decomposição de detritos plásticos, microesferas em produtos de higiene pessoal, fibras sintéticas de vestuário e processos industriais (Preda, 2024).

A nível ocupacional, o *National Institute for Occupational Safety and Health* (NIOSH) identificou múltiplas vias pelas quais MPs podem interagir com humanos por inalação no trabalho, incluindo a degradação mecânica e ambiental de plásticos durante operações de gestão e reciclagem de resíduos, desgaste de carpetes e produtos sintéticos (libertando fibras), trituração de polímeros e produtos plásticos (gerando poeiras) e processamento industrial de polímeros (Murashov et al., 2021).

Apesar de existirem limites de exposição ocupacional para alguns aditivos usados na produção de plásticos, não há valores específicos para MPs ou nanoplásticos. Assim, essas partículas seriam enquadradas pelo limite de exposição para poeira inerte ou de incômodo, estabelecido pela *Occupational Safety and Health Administration* (OSHA) em 5 mg/m^3 para a fração respirável, valor significativamente superior ao limite de exposição recomendado (*Recommended Exposure Limit*) do NIOSH para dióxido de titânio em nanoescala ($0,3 \text{ mg/m}^3$) (Murashov et al., 2021).

2.2.2. Nível Europeu

Na União Europeia (UE), a abordagem tem sido predominantemente ambiental. O Regulamento (UE) 2023/2055, em vigor desde 17 de outubro de 2023, restringe a introdução intencional de MPs em produtos como cosméticos, detergentes, fertilizantes e

produtos de limpeza. Embora represente um marco regulatório importante, o regulamento não contempla diretamente a exposição ocupacional.

A Agência Europeia de Produtos Químicos (ECHA) tem desempenhado um papel fundamental nesse processo, propondo restrições progressivas para MPs adicionados intencionalmente em formulações, incentivando o desenvolvimento de alternativas seguras (Preda, 2024). Já a Diretiva (UE) 2019/904, conhecida como Diretiva dos Plásticos de Uso Único, reforça o compromisso com a redução do lixo marinho, ainda que não aborde diretamente MPs gerados em processos industriais.

O Regulamento REACH (CE n.º 1907/2006) permanece como o principal instrumento de controle de substâncias químicas na UE, incluindo restrições abrangentes para MPs intencionalmente adicionados, mas ainda sem parâmetros específicos para ambientes de trabalho (Boccia et al., 2024). A Diretiva-Quadro 89/391/CEE obriga os empregadores a prevenir todos os riscos ocupacionais, mas a ausência de classificação de MPs como risco distinto dificulta a implementação de medidas específicas.

No campo da higiene ocupacional, a Agência Europeia para a Segurança e Saúde no Trabalho (EU-OSHA) reconhece os riscos potenciais de partículas suspensas no ar, mas ainda não estabelece valores-limite de exposição específicos para MPs (Murashov et al., 2021).

2.2.3. Nível Português

Em Portugal, a legislação acompanha as diretrizes europeias. O Decreto-Lei n.º 69/2021 proíbe a colocação no mercado de cosméticos e detergentes que contenham microesferas plásticas em concentração superior a 0,01% em peso. No entanto, conforme observa Conti et al. (2021), as legislações europeias mantêm-se focadas na proteção ambiental, sem integrar de forma explícita os MPs nas políticas de saúde ocupacional.

No campo laboral, a Autoridade para as Condições do Trabalho (ACT) aplica as normas gerais de proteção contra poeiras e substâncias químicas, mas não existem metodologias específicas para MPs. Assim, trabalhadores expostos em indústrias críticas permanecem desprotegidos frente à ausência de limites ocupacionais.

2.2.4. Lacunas e Perspetivas Futuras

Apesar dos avanços observados em algumas áreas, a ausência de normas e regulamentação específica para MPs em ambientes ocupacionais permanece ainda como uma lacuna global. Atualmente, os trabalhadores expostos a essas partículas são protegidos apenas de forma indireta, por meio de limites estabelecidos para poeira respirável ou inalável, os quais não consideram as particularidades morfológicas e químicas que caracterizam os plásticos (Murashov et al., 2021; Preda, 2024). Essa insuficiência normativa tem sido destacada por diversos especialistas, que apontam a necessidade urgente de harmonizar metodologias de monitorização, incluindo procedimentos de recolha, análise e caracterização dos MPs no ar e em superfícies de trabalho (Conti et al., 2021). Outro ponto enfatizado refere-se ao estabelecimento de valores-limite ambiente ocupacional específicos, à semelhança do que já ocorre com fibras minerais como o amianto e as fibras cerâmicas sintéticas (Boccia et al., 2024).

Além disso, torna-se essencial integrar os MPs nas políticas de saúde ocupacional, por meio da criação de programas de vigilância ambiental e biomonitorização de trabalhadores expostos, assegurando uma abordagem preventiva e alinhada com evidências científicas recentes (Murashov et al., 2021). Outra recomendação relevante é a inclusão explícita dos MPs em tratados internacionais, especialmente no âmbito do futuro acordo global sobre plásticos, o que contribuiria para o alinhamento de estratégias e a consolidação de padrões internacionais de proteção (Preda, 2024).

Em síntese, a regulamentação vigente privilegia sobretudo a proteção ambiental e o controle na fonte, mas ainda negligencia a salvaguarda direta da saúde dos trabalhadores. Essa lacuna regulatória reforça a urgência de políticas públicas capazes de incorporar a dimensão ocupacional da poluição por microplásticos, integrando avanços científicos, instrumentos legislativos e práticas de segurança no trabalho (Conti et al., 2021; Murashov et al., 2021; Boccia et al., 2024; Preda, 2024).

2.3. Exposição a MPs em Ambientes Ocupacionais

Os ambientes ocupacionais correspondem aos locais onde os indivíduos desenvolvem as suas atividades profissionais e, por isso, estão sujeitos à exposição a diversos fatores de risco, incluindo agentes físicos, químicos e biológicos (Lei n.º 102/2009, de 10 de

setembro). No caso dos MPs, a exposição ocupacional distingue-se da ambiental por ser mais intensa, contínua e localizada, muitas vezes em espaços interiores com ventilação deficiente (Prata, 2018; Prata et al., 2020; Guan et al., 2025). Essa distinção é fundamental para compreender os riscos diferenciados enfrentados pelos trabalhadores, dado que os níveis de MPs em certos setores podem superar em várias ordens de grandeza os registados no ambiente geral (Prata et al., 2020).

As principais vias de exposição ocupacional incluem (Prata et al., 2020; Murashov et al., 2021; Abbasi et al., 2021):

- a) inalação, considerada a via predominante, por meio da respiração de partículas suspensas no ar, como fibras têxteis, poeiras plásticas ou aerossóis de resíduos;
- b) ingestão, resultante da deposição de MPs em alimentos ou do contacto manual com partículas levadas desatentamente à boca;
- c) contacto dérmico, particularmente em atividades que envolvem manipulação direta de polímeros, resíduos ou águas contaminadas.

O ciclo de vida dos plásticos, descrito por Preda et al. (2024) e ilustrado na Figura 2, compreende as etapas de extração, fabricação, utilização e reciclagem, constituindo uma base fundamental para identificar os momentos em que os MPs podem ser gerados e dispersos. Esse enquadramento é essencial para compreender os pontos críticos de exposição ao longo da cadeia produtiva. Contudo, quando o foco se volta para a saúde ocupacional, é necessário agregar a esse ciclo a dimensão da exposição indireta, em que trabalhadores podem entrar em contacto com MPs para além das etapas clássicas do ciclo.



Figura 2 - Ciclo de vida dos plásticos e potenciais pontos de exposição ocupacional a MPs. (Fonte: Adaptado de Preda et al. (2024)).

Na fase de extração, trabalhadores da indústria petroquímica e da fabricação de polímeros já podem estar expostos a partículas liberadas durante o processamento inicial (Tiwari et al., 2021). Na etapa de fabricação, setores como a indústria plástica, sendo um dos principais ambientes de risco, farmacêutica e cosmética lidam com processos de corte, moldagem, moagem e aquecimento que favorecem a geração de partículas que podem ser incorporadas ao material particulado fino e permanecer suspensas no ar, expondo trabalhadores principalmente pela via respiratória. Poeiras industriais, muitas vezes carregadas de aditivos químicos como ftalatos, também representam riscos adicionais de ingestão e contacto dérmico (Ehrampush et al., 2024; Shruti et al., 2022; Wu et al., 2025). Estudos realizados no Taiwan e Cidade do México confirmaram a presença de MPs em áreas industriais, com predomínio de polímeros como PE, PP, PVC e PET, evidenciando a contribuição das zonas de produção intensiva para a contaminação atmosférica (Shruti et al., 2022; Wu et al., 2025).

Nos setores cosmético e farmacêutico, a utilização de MPs tem sido amplamente reportada, sobretudo em produtos de higiene pessoal e maquiagem (Leslie, 2015). Em análises de produtos comerciais o PE foi identificado como o polímero predominante, seguido por nylon, polimetilmetacrilato (PMMA), PET e PP, (Bashir et al., 2021). No contexto ocupacional, a literatura descreve que a exposição pode ocorrer em diversas fases da produção, principalmente por via inalatória, sendo associada a efeitos adversos em trabalhadores expostos a partículas suspensas durante o manuseio de pós e substâncias ativas (Gathuru et al., 2015).

Na fase de utilização, setores como o têxtil e a construção civil destacam-se neste âmbito. A indústria têxtil e calçados liberta grandes quantidades de fibras sintéticas (nylon, poliéster), com risco de inalação contínua e associação a inflamação crónica e doenças respiratórias ocupacionais (Warheit et al., 2001; Winkler et al., 2022; Zuskin et al., 1998). De forma semelhante, na produção de calçados e couro, a manipulação de colas e fibras sintéticas tem sido relacionada a alterações respiratórias (Zuskin et al., 1997).

Na construção civil, o reaproveitamento de resíduos plásticos, como PET, PE e PP, em blocos de cobertura, betumes modificados e materiais compósitos têm sido destacados como uma alternativa sustentável. Contudo, esses processos incluem etapas de trituração, aquecimento e mistura de polímeros, que podem gerar poeiras plásticas e partículas finas

em suspensão no ar dos canteiros de obra, aumentando o risco de exposição inalatória entre os trabalhadores (Pandey et al., 2024). Um caso ilustrativo foi descrito por Zadjelovic et al. (2023), em que a manipulação e degradação de poliestireno expandido (EPS) utilizado em juntas de dilatação resultou na libertação de microesferas plásticas para o ambiente, expondo diretamente os operários a partículas respiráveis e configurando uma fonte crónica de inalação. De forma complementar, a revisão de Prasittisopin (2025) evidencia que materiais à base de cimento e em concreto aditivados com fibras plásticas recicladas, como PET e PP, podem atuar como reservatórios e emissores secundários de microfibras, potenciando a exposição respiratória durante operações comuns de mistura, corte e acabamento do concreto.

Ambientes não tradicionalmente associados à exposição também começam a ser investigados. Em salões de beleza, concentrações de MPs, compostas por fragmentos de acrílico, borracha e poliuretano, foram associadas à ventilação artificial e à densidade de ocupantes (Chen et al., 2022). Em escritórios e lojas, foram registados principalmente fibras de PET, PVC, PP e PE. Embora em menores concentrações a exposição pode configurar um risco crónico (Ageel et al., 2024). Em hospitais e laboratórios, a presença de MPs em sistemas de ventilação levanta preocupações adicionais para profissionais de saúde (Niari et al., 2025).

A reciclagem constitui outro ponto crítico para a exposição ocupacional a MPs. Swinnerton et al. (2024) demonstraram que processos mecânicos de trituração de resíduos plásticos aumentam de forma expressiva as concentrações de partículas no ar, incluindo na fração respirável. Em instalações de triagem na Tailândia, os níveis de MPs no ar interior foram substancialmente superiores aos registados em áreas urbanas, com destaque para partículas com diâmetro $<10\ \mu\text{m}$, capazes de penetrar profundamente nas vias respiratórias e ser ingeridas ao longo de um único turno de trabalho (Limsiriwong & Winijkul, 2023). Nas estações de tratamento de águas residuais (ETAR), aerossóis contendo MPs provenientes do manuseio de lodos também configuram risco de exposição intermediário (Ahmed et al., 2024; Limsiriwong & Winijkul, 2023).

A exposição indireta ocorre em setores como agricultura, aquacultura e alimentação. Na agricultura, os MPs podem ter múltiplas origens, incluindo o uso de filmes plásticos para cobertura do solo, abrasão de pneus de tratores, fertilizantes e pesticidas (Masciarelli et al., 2024). Evidências recentes demonstram que, em áreas agrícolas, partículas de

poliestireno já foram identificadas na fração PM₁₀, confirmando o potencial de dispersão atmosférica e de exposição respiratória associada às práticas agrícolas (Peñalver et al., 2021).

Em síntese, os MPs constituem um risco emergente em saúde ocupacional, presente em setores já conhecidos, como têxteis, plásticos e reciclagem, e em contextos mais recentes, como agricultura, construção, aquacultura, salões de beleza, escritórios e hospitais. A intensidade e as formas de exposição variam conforme as atividades e condições ambientais, mas convergem para a necessidade urgente de medidas preventivas específicas e da sua inclusão em programas de vigilância em saúde laboral.

2.4. MPs em Setores Industriais

A presença de MPs em ambientes industriais consolidou-se, nos últimos anos, como uma preocupação crescente, sobretudo em setores que envolvem a fabricação, manipulação, transformação e reciclagem de polímeros. Embora as primeiras pesquisas se tenham concentrado principalmente na ocorrência desses contaminantes em ecossistemas naturais, evidências recentes demonstram que eles também estão amplamente distribuídos em ambientes ocupacionais, representando riscos significativos para a saúde dos trabalhadores (Murashov et al., 2021; Prata, 2018; Ramsperger et al., 2023).

Na área da produção, os processos industriais liberam partículas plásticas em escalas micro e nanométricas, que podem permanecer suspensas no ar ou depositar-se em superfícies, facilitando a exposição por inalação e contacto dérmico. Estudos indicam que essas rotas de absorção estão associadas a reações inflamatórias, distúrbios respiratórios e lesões cutâneas, evidenciando a relevância da questão para a saúde ocupacional (Murashov et al., 2021; Ramsperger et al., 2023).

As indústrias de produção e reciclagem de plásticos estão entre as mais críticas nesse cenário. Operações como trituração, moagem, extrusão e lavagem liberam partículas em suspensão que elevam substancialmente a concentração de MPs no ar (Guan et al., 2025). Estudos de campo confirmam que ambientes de reciclagem e gestão de resíduos apresentam níveis de MPs muito superiores aos de áreas urbanas comuns (Rafiq & Xu, 2023). De forma semelhante, setores como a construção civil, onde plásticos reciclados são incorporados em cimento e asfalto, expõem trabalhadores a partículas resultantes da degradação mecânica de materiais (Prasittisopin et al., 2023).

Um fator agravante da exposição ocupacional a microplásticos é a presença de aditivos químicos incorporados durante a produção plástica. Estes compostos, como plastificantes (ex. DEHP), antioxidantes, estabilizadores UV, corantes e retardadores de chama, não estão quimicamente ligados à matriz polimérica e podem ser liberados no ambiente durante o envelhecimento, abrasão e fragmentação dos materiais (Campanale et al., 2020). Evidências experimentais reforçam esse risco, Chao et al. (2015) demonstraram que solventes orgânicos foram capazes de extrair DEHP de luvas de proteção, expondo os trabalhadores por contacto dérmico.

Outro aspeto relevante é a diversidade de polímeros utilizados globalmente. Dados da Plastics Europe (2022) indicam que a produção mundial é dominada por polietileno (PE, de baixa e alta densidade), PP, PVC, PET, poliuretano (PU) e PS, que juntos representam mais de 80% do volume total produzido. Essas famílias poliméricas estão entre as principais responsáveis pela geração de MPs em ambientes industriais, tanto nas etapas de produção primária quanto nos processos de transformação e reciclagem. Estudos recentes reforçam que a composição da matéria-prima influencia diretamente o perfil das partículas emitidas, tornando essencial compreender as características específicas de cada tipo de polímero (Brown et al., 2023; Ramsperger et al., 2023; Suzuki et al., 2022).

Nesse contexto, a adoção de medidas de proteção coletiva (EPC) e individual (EPI) constitui a principal estratégia preventiva disponível para reduzir a exposição a partículas em ambientes industriais. Entre os EPCs, destacam-se sistemas de ventilação local exaustora (LEV) associados a filtração de alta eficiência (filtros HEPA), que permitem reduzir significativamente a concentração de partículas suspensas no ar. Além disso, o isolamento da fonte por meio de *gloveboxes*, cabines de segurança biológica, capelas químicas convencionais ou de cortina de ar, bem como estações ventiladas e sistemas de contenção contínua (*continuous liner*), têm sido recomendados para diferentes etapas de produção e manuseio (NIOSH, 2014). Na ausência de limites de exposição ocupacional específicos para MPs, os esforços de segurança devem concentrar-se na minimização da exposição potencial, priorizando controles de engenharia apropriados e integrando-os a boas práticas de higiene industrial, tais como a limpeza regular com aspiradores equipados com HEPA, a manutenção preventiva dos sistemas de ventilação e o treinamento contínuo dos trabalhadores (Murashov et al., 2021).

Já os EPIs, como respiradores com filtros adequados (N95, P100 ou equivalentes com cartuchos HEPA), luvas de nitrila e vestimentas protetoras descartáveis, são frequentemente empregues como a última barreira de proteção. A sua eficácia, contudo, depende de fatores críticos como o uso correto e contínuo, a manutenção adequada e a adesão dos trabalhadores às recomendações de segurança (NIOSH, 2014). Estudos recentes indicam que, em muitos contextos, a utilização de EPIs é inconsistente, devido a obstáculos como desconforto térmico, restrição de movimentos e perceção de redução de produtividade, o que compromete a eficácia no controle da exposição (Atasoy et al., 2024). Em pequenas unidades de reciclagem, onde a implementação de EPCs é mais difícil, o uso de EPIs é ainda mais crítico, mas frequentemente limitado pela disponibilidade e pela falta de treinamento adequado (Annamalai J., 2015; Badal et al., 2025).

De acordo com Rafiq & Xu (2023) trabalhadores em unidades de reciclagem frequentemente operam em ambientes mal ventilados e sem medidas de proteção adequadas, o que potencia uma exposição crónica a MPs. A gestão de resíduos e a reciclagem de plásticos têm sido identificadas como rotas de exposição relevantes, devido à degradação mecânica persistente dos polímeros nestes contextos (Y. Jiang et al., 2022). Em adição, estudos sobre poluição do ar em ambientes interiores demonstram que a concentração de MPs é geralmente superior nestes espaços devido a fontes internas constantes e à fraca ventilação, que limita a diluição atmosférica (Ageel et al., 2022).

Outro ponto crítico é o equilíbrio entre produtividade industrial e segurança ocupacional. Muitas empresas priorizam a eficiência produtiva, relegando a segundo plano medidas de proteção aos trabalhadores. Essa postura é reforçada por diversos autores, que argumentam que a falta de conscientização, formação e a ausência de políticas de fiscalização eficazes contribuem para a perpetuação de ambientes de trabalho insalubres (Badea et al., 2024; Ghosh et al., 2025; Moreira et al., 2019). Estudos realizados em unidades de reciclagem plástica revelam que trabalhadores frequentemente seguem práticas de operação em espaços com infraestrutura deficiente e baixa cultura de segurança, sem formação adequada nem acesso permanente a equipamento de proteção individual, cenário que reflete uma cultura organizacional focada em produtividade em detrimento da segurança (Badea et al., 2024; Ghosh et al., 2025; Moreira et al., 2019).

A literatura também alerta para a possibilidade de bioacumulação dos MPs, uma vez que partículas plásticas já foram identificadas em tecidos humanos, incluindo sangue e

placenta, sugerindo que podem atravessar barreiras biológicas e alcançar órgãos internos (Leslie et al., 2022; Ragusa et al., 2021). Diante disso, as indústrias configuram-se como pontos críticos de exposição, uma vez que concentram atividades que geram MPs em escalas muito superiores às observadas no ambiente geral. Essa situação reforça a urgência da implementação de estratégias intersectoriais, fundamentadas em evidências científicas, capazes de conciliar produtividade industrial, proteção dos trabalhadores e mitigação dos impactos ambientais.

2.5. Efeitos dos MPs na Saúde

A compreensão sobre os MPs e seus impactos na saúde ocupacional evoluiu de forma significativa ao longo das últimas décadas. Com o avanço das evidências científicas, tornou-se claro que atividades industriais, representam riscos relevantes para os trabalhadores (Prata, 2018; Zarus et al., 2021).

Estudos pioneiros já identificavam associações entre partículas plásticas e doenças ocupacionais. O exemplo clássico é o *“flock worker’s lung”*, descrito em trabalhadores de fábricas de flocagem expostos a fibras de nylon, nos quais a inalação crônica desencadeou fibrose intersticial e bronquiolite obliterante (Eschenbacher et al., 1999). A literatura científica consolidou e expandiu os achados iniciais. Estudos confirmaram diferentes padrões de doença intersticial associados ao nylon, reforçando a natureza ocupacional do *flock worker’s lung* (Kern et al., 1998), enquanto análises em indústrias de PVC associaram a exposição a poeiras plásticas ao risco aumentado de cancro do pulmão (Mastrangelo et al., 2003). Outros polímeros, como o PP, também foram implicados em casos de doença pulmonar ocupacional (Atis et al., 2005), evidenciando que o risco não se restringia a um único tipo de polímero.

Os MPs apresentam especial relevância em faixas de dimensões menores, uma vez que conseguem penetrar profundamente no trato respiratório superior e alcançar regiões profundas dos pulmões, especialmente os alvéolos (Borgatta & Breider, 2024; Yakovenko et al., 2025). Estudos em ambientes internos mostram que 94% das partículas detetadas eram menores que 10 µm, o que aumenta consideravelmente o risco de inalação profunda (Yakovenko et al., 2025). Essa dimensão reduzida facilita não apenas a deposição pulmonar, mas também a translocação para outros tecidos através da corrente sanguínea, explicando

achados recentes de MPs em fígado, placenta e até no sistema nervoso central (Mashayekhi-Sardoo et al., 2025).

Além da dimensão das partículas, outro fator crítico na exposição ocupacional é a presença de aditivos químicos incorporados aos polímeros. Evidências experimentais e epidemiológicas mostram que esses compostos atuam como desreguladores endócrinos, com implicações para a fertilidade, desenvolvimento embrionário e metabolismo energético (Kannan & Vimalkumar, 2021; Ullah et al., 2023). A interação entre a persistência física das partículas e a toxicidade química dos aditivos amplia a probabilidade de efeitos crônicos, incluindo processos inflamatórios e carcinogênicos em ambientes industriais (Boccia et al., 2024; Osman et al., 2023; Siddiqua et al., 2022).

Revisões recentes reforçam essa preocupação, apontando que a exposição humana a MPs está associada ao sistemas respiratório, digestivo e reprodutivo (Chartres et al., 2024). Destaca-se ainda que ambientes interiores, como ambientes industriais, apresentam concentrações superiores de partículas do que o ar exterior, intensificando o risco ocupacional (Eberhard et al., 2024).

No campo biomédico, Jahedi & Jaafarzadeh Haghighi Fard (2025) demonstraram que MPs podem acumular-se em órgãos e tecidos, desencadeando respostas inflamatórias e genotóxicas, enquanto Mashayekhi-Sardoo et al. (2025) identificaram a presença de partículas em pulmão, fígado, sangue, placenta e até em tecidos tumorais, sugerindo riscos sistêmicos e potenciais efeitos transgeracionais. De forma complementar, estudos recentes mostram que a exposição prolongada ao MPs favorece mutações de DNA e alterações celulares persistentes, me complementares apontam que a exposição prolongada a MPs pode contribuir para processos neoplásicos, podendo gerar stresse oxidativo, inflamação crônica e dano ao DNA, meios reconhecidos por gerar a carcinogênese (Domenech et al., 2023; Kadam-Czapska et al., 2024).

Do ponto de vista clínico e epidemiológico, trabalhadores expostos a MPs apresentam sintomas como tosse crônica e dispneia, sendo observadas reduções da função pulmonar com padrões restritivos e difusão prejudicada (Kern et al., 2000). Relatos adicionais indicam irritação ocular e na garganta, sintomas respiratórios e sintomas sistêmicos, geralmente ligados à exposição a poeira ocupacional (Washko et al., 2000) e taxas elevadas de asma e DPOC em ambientes de reciclagem e manufatura têxtil (Boccia et al., 2024; Przekop et al.,

2023). Além dos efeitos respiratórios, há indícios de alterações imunológicas e endócrinas relacionadas a aditivos como BPA e ftalatos (Nowak et al., 2019).

Assim, sob a perspectiva toxicológica, há hoje evidências consistentes de que a inalação e a absorção dérmica de MPs representam riscos concretos à saúde ocupacional, mesmo em níveis relativamente baixos de exposição. A persistência dessas partículas nos tecidos humanos, associada à sua capacidade de ultrapassar barreiras fisiológicas, confirma que os MPs têm potencial não apenas para agravar doenças ocupacionais já reconhecidas, mas também para introduzir novos cenários de risco (Osman et al., 2023; Siddiqua et al., 2022; Zarus et al., 2023).

3. Metodologia

A presente dissertação adota o desenho metodológico de revisão sistemática da literatura, reconhecido como uma ferramenta essencial para reunir, avaliar criticamente e sintetizar evidências disponíveis sobre um determinado tema de investigação. As revisões sistemáticas ocupam o nível mais elevado no denominado “triângulo de evidência”, uma vez que oferecem a forma mais robusta e abrangente de conhecimento científico ao sintetizar de forma estruturada os resultados de múltiplos estudos primários (Murad et al., 2016). Essa escolha justifica-se pelo carácter emergente da exposição ocupacional a MPs, tema ainda pouco consolidado na literatura científica, e pela necessidade de identificar, de forma clara e transparente, os principais achados referentes aos setores industriais, tarefas, concentrações de exposição, tipos de partículas e sintomas associados em trabalhadores.

O processo metodológico seguiu as diretrizes do *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses* (PRISMA), que fornecem critérios padronizados para garantir a qualidade, clareza e reprodutibilidade das revisões. Além disso, os critérios de inclusão e exclusão foram definidos com base na estrutura PICOS (População, Intervenção, Comparador, Resultados, Tipos de Estudos), adaptada ao contexto desta investigação.



3.1. Critérios de Elegibilidade

Para a seleção dos estudos incluídos nesta revisão sistemática, foram definidos critérios de elegibilidade com base na estratégia PICOS (Tabela 2). Esses critérios orientaram tanto a triagem inicial quanto a avaliação da relevância e qualidade metodológica dos artigos.

A aplicação desses critérios garantiu a seleção de estudos relevantes, atuais e metodologicamente consistentes com os objetivos desta revisão, contribuindo para a compreensão dos riscos ocupacionais relacionados aos MPs em diversos ambientes industriais.

Tabela 2 - Critérios de inclusão e exclusão do princípio PICOS.

Elemento	Inclusão	Exclusão
População (P)	Trabalhadores envolvidos em atividades industriais com potencial exposição a MPs	População geral, ambiente urbano, meio ambiente natural, animais
Intervenção (I)	Exposição ocupacional a MPs no ambiente de trabalho	Exposição a MPs não relacionada com o ambiente de trabalho
Comparador (C)	Não aplicável	Não aplicável
Resultados (O)	Setores com maior exposição a MPs Tipo de exposição Tipo de MPs Tipo de tarefa Nível/Concentração Número de trabalhadores Sintomas clínicos Países	Estudos sem desfechos claros Que tratem apenas da presença ambiental sem relação a saúde do trabalhador
Tipos de Estudo (S)	Estudos empíricos (observacionais, de corte transversal, estudos de caso) Estudos de monitorização ocupacional	Revisões sistemáticas Artigos analíticos Resumos sem texto completo Artigos antes de 2015 Artigos onde a língua não seja inglesa

3.2. Fontes de Informação e Estratégia de Pesquisa

A pesquisa por estudos relevantes foi realizada de forma sistemática em três bases de dados eletrônicas amplamente reconhecidas na área científica, sendo elas: ScienceDirect, PubMed e Web of Science.

As pesquisas foram realizadas de artigos publicados entre 2015 até 2025. Foram incluídos apenas artigos em inglês, sendo excluídos estudos em outros idiomas.

Além disso, foi conduzida uma pesquisa manual complementar por meio de citação direta, incluindo referências de artigos previamente selecionados, a fim de identificar publicações adicionais.

A formulação da estratégia de pesquisa foi baseada na combinação de descritores controlados e palavras-chave livres, utilizando operadores booleanos AND e OR para maximizar a sensibilidade e especificidade da pesquisa. Os principais termos utilizados incluíram:

[("microplastics") AND ("occupational exposure" OR "human exposure") AND ("industrial activities" OR "professional activities") AND ("workers")].

3.3. Resultados da Pesquisa e Seleção

Após inserção das palavras-chaves, os bancos de dados foram filtrados por data (publicações entre 2015 e 2025), tipo de documento (artigos) e idioma (inglês).

Foram excluídos artigos que se referiam a medição de MPs em ambientes não ocupacionais, artigos que o ambiente ocupacional referido não era industrial e artigos que não se referiam ao MPs.

Todos os dados obtidos a partir da pesquisa e seleção dos artigos foram registrados em um banco de dados no Microsoft Excel, onde foi feito a análise dos duplicados. Os artigos relevantes foram integralmente avaliados de forma independente e os dados foram recolhidos para selecionar os estudos para inclusão da revisão sistemática. Informações sobre o processo de seleção e os motivos da exclusão e inclusão de um artigo foram documentados.

3.4. Extração e Análise dos Dados

A extração dos dados dos estudos selecionados foi realizada de forma sistemática utilizando uma folha de análise estruturada em Microsoft Excel. A folha foi elaborada previamente com base nos objetivos da revisão e nos elementos PICOS, permitindo a padronização da coleta de informações essenciais de cada estudo incluído.

Dos artigos incluídos foram recolhidas as seguintes informações: autores, ano de publicação, país onde o estudo foi realizado, número de trabalhadores, setor industrial, tipos de tarefa, amostra/medição, tipos de MPs, tamanhos dos MPs, nível/concentração e sintomas.

Os estudos foram classificados em duas categorias principais, conforme o foco da investigação, estudos ambientais, com objetivo de medir e quantificar a presença de MPs no ambiente de trabalho e estudos de saúde ocupacional, voltados para a avaliação dos efeitos da exposição na saúde dos trabalhadores. Alguns estudos abordaram ambos os enfoques, permitindo análise integrada entre nível de exposição e impacto à saúde.

3.5. Avaliação de Qualidade e Risco

A qualidade científica dos estudos selecionados foi avaliada de acordo com os critérios *Strengthening the Reporting of Observational Studies in Epidemiology* (STROBE) e com as recomendações do Manual de Revisão Sistemática da Cochrane, que orientam a avaliação crítica de estudos observacionais.

Para operacionalizar esta análise, recorreu-se ao instrumento *Risk Of Bias In Non-randomized Studies of Interventions* (ROBINS-I), desenvolvido por Sterne et al. (2016) e recomendado pela Cochrane para a avaliação do risco de viés em investigações não randomizadas. Esta ferramenta constitui atualmente uma das abordagens mais reconhecidas para garantir rigor e transparência em revisões sistemáticas que envolvem estudos observacionais, permitindo analisar potenciais fontes de viés em diferentes etapas da investigação.

O método avalia sete domínios principais:

- D1. Viés devido à confusão;
- D2. Viés na seleção dos participantes do estudo;
- D3. Viés na classificação da intervenção;

- D4. Viés devido a desvios da intervenção pretendida;
- D5. Viés devido aos dados ausentes;
- D6. Viés devido à mensuração dos desfechos;
- D7. Viés na seleção dos resultados reportados.

Embora o instrumento permita originalmente cinco categorias de classificação (baixo risco, risco moderado, risco sério, risco crítico ou sem informação), optou-se nesta revisão por uma adaptação simplificada em três categorias:

- Baixo risco de viés;
- Médio risco de viés;
- Alto risco de viés (inclui situações classificáveis como sério ou crítico).

Esta adaptação foi adotada com o objetivo de facilitar a interpretação dos resultados, considerando o número reduzido de estudos disponíveis sobre exposição ocupacional a MPs e a limitação de informações metodológicas reportadas nos artigos.

4. Resultados

4.1. Seleção de Estudos

Conforme descrito na metodologia, foram incluídos 11 estudos científicos publicados entre os anos de 2015 e 2025, selecionados com base em critérios de elegibilidade definidos segundo a estratégia PICOS e o protocolo PRISMA 2020, sendo o processo de seleção dos artigos descritos na Figura 3. A extração dos dados foi realizada de forma padronizada, permitindo uma análise estruturada e consistente dos resultados.

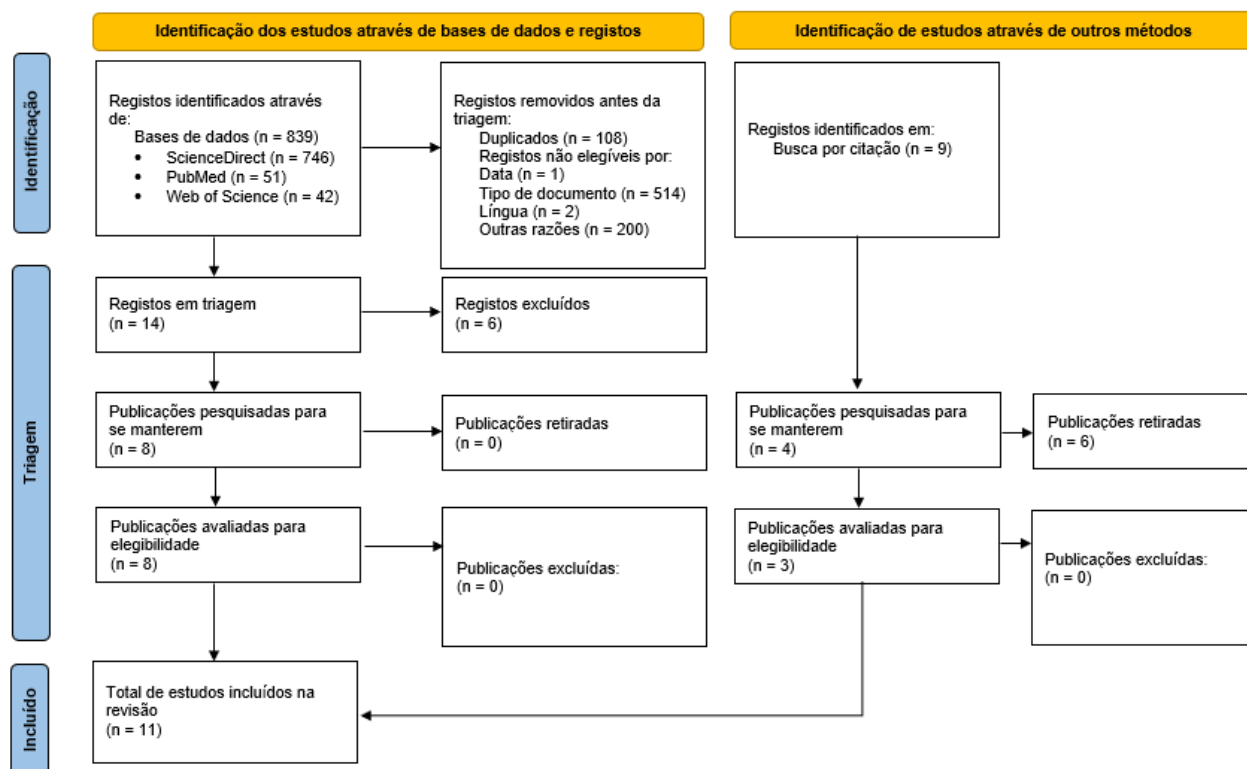


Figura 3 - Diagrama do fluxo do PRISMA 2020 para esta revisão sistemática.

Os estudos incluídos abarcam uma variedade de setores industriais, com destaque para as indústrias de fabricação e reciclagem de plásticos, reciclagem de resíduos eletrônicos e a indústria têxtil. Nos estudos, foram identificadas partículas microplásticas no ambiente de trabalho, sendo que muitos deles também relataram efeitos fisiológicos e clínicos associados à exposição.

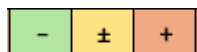
A aplicação do ROBINS-I adaptado evidenciou que a maioria dos estudos apresenta risco moderado de viés, reflexo de limitações comuns em investigações observacionais. Três estudos foram classificados como baixo risco, enquanto dois apresentaram risco severo (Tabela 3).

Tabela 3 - Risco de viés dos estudos de acordo com o ROBINS-I.

Estudos	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	Avaliação Global
(Zhang et al., 2022)	-	-	-	±	-	-	-	Risco Baixo
(Shahsavari-pour et al., 2023)	±	±	±	-	±	-	±	Risco Moderado
(De Rosa et al., 2025)	-	-	-	-	±	-	-	Risco Baixo
(Haq Tanjil et al., 2025)	+	-	±	-	+	±	+	Risco Severo



(Pomata et al., 2023)	±	-	-	-	±	±	±	Risco Moderado
(Fricano et al., 2025)	-	-	-	±	-	-	-	Risco Baixo
(Pomata et al., 2024)	±	-	-	-	±	±	±	Risco Moderado
(Guan et al., 2025)	-	±	±	±	±	-	±	Risco Moderado
(Ojha et al., 2020)	±	+	-	-	+	-	+	Risco Severo
(Meo et al., 2018)	-	-	±	±	±	±	±	Risco Moderado
(Tiwari et al., 2021)	±	-	±	-	±	-	±	Risco Moderado



: Baixo risco de viés; Médio risco de viés; Alto risco de viés, respetivamente.

4.2. Características Gerais dos Estudos

Os estudos selecionados para a revisão sistemática foram conduzidos em diferentes regiões geográficas, incluindo Ásia, Europa e Oriente Médio, refletindo uma preocupação crescente com a presença de MPs no ambiente de trabalho.

Do total, parte dos estudos teve como foco principal a medição e caracterização ambiental de MPs — no ar, poeira, superfícies e partículas sedimentadas — enquanto outros avaliaram diretamente os efeitos da exposição na saúde dos trabalhadores, por meio de análises clínicas, exames respiratórios, marcadores metabólicos e biomonitorização.

A Tabela 4 apresenta uma síntese geral dos estudos incluídos, destacando os principais elementos extraídos: país, setor industrial, tipos de tarefas e via de exposição.

Tabela 4 - Resumo das características gerais dos estudos da revisão.

Estudos	País	Números de trabalhadores	Tipo de estudo	Setor
(Zhang et al., 2022)	China	20 (Masculino = 11 Feminino = 9)	Ambiental e Saúde Ocupacional	Indústria de Plásticos
(Shahsavaripour et al., 2023)	Irã	19 (Masculino = 10 Feminino = 9)	Ambiental	Indústria de Plásticos
(De Rosa et al., 2025)	Itália	12 (Masculino = 12)	Saúde Ocupacional	Indústria de Plásticos
(Haq Tanjil et al., 2025)	Bangladesh	Não especificado	Ambiental	Indústria Têxtil



(Pomata et al., 2023)	Itália	Não especificado	Ambiental	Indústria de Reciclagem de Resíduos Eletrônicos
(Fricano et al., 2025)	Itália	Não especificado	Ambiental	Indústria de Reciclagem de Resíduos Eletrônicos
(Pomata et al., 2024)	Itália	Não especificado	Ambiental	Indústria de Reciclagem de Resíduos Eletrônicos
(Guan et al., 2025)	China	Não especificado	Ambiental	Indústria de Reciclagem de Resíduos Plásticos
(Ojha et al., 2020)	Índia	4 (Masculino = 4)	Saúde Ocupacional	Indústria de Plásticos
(Meo et al., 2018)	Arábia Saudita	278 (Masculino = 278)	Saúde Ocupacional	Indústria de Plásticos
(Tiwari et al., 2021)	Índia	84 (Masculino = 68 Feminino = 16)	Saúde Ocupacional	Indústria Petroquímica

A análise dos 11 estudos selecionados revelou uma distribuição geográfica predominantemente asiática, com 63,6% dos estudos localizados no continente asiático (China, Irão, Bangladesh, Índia e Arábia Saudita). A Europa representou 36,4% dos estudos, todos realizados na Itália.

Em relação ao tipo de estudo, a maioria (54,5%) teve enfoque ambiental, dedicando-se à quantificação de MPs em ambientes de trabalho. Outros 36,4% abordaram exclusivamente a saúde ocupacional, com foco nos efeitos da exposição em trabalhadores. Por fim, 9,1% dos estudos integraram ambas as abordagens.

Em relação ao número de trabalhadores analisados, seis dos onze estudos forneceram essa informação. A média de trabalhadores por estudo foi de aproximadamente 70 trabalhadores, com um mínimo de 4 e um máximo de 278 indivíduos. A mediana foi de 20 trabalhadores, o que evidencia a heterogeneidade considerável no tamanho das amostras avaliadas. Entre os estudos que apresentaram dados desagregados por sexo, observou-se

predominância masculina: Zhang et al. (2022) incluíram 11 homens e 9 mulheres, Shahsavaripour et al. (2023) contaram com 10 homens e 9 mulheres, De Rosa et al. (2025) avaliaram exclusivamente 12 homens, Ojha et al. (2020) relataram 4 homens, Meo et al. (2018) analisaram 278 homens, e Tiwari et al. (2021) incluíram 68 homens e 16 mulheres. No conjunto desses trabalhos, contabilizaram-se 383 homens (92%) e 34 mulheres (8%), confirmando a maior representatividade masculina nos setores industriais investigados. Conforme apresentado na Figura 4, os estudos incluídos nesta revisão englobaram diversos setores industriais, com destaque para a indústria de plásticos, representando 42% da amostra. Em seguida, destaca-se a indústria de reciclagem de resíduos eletrônicos, presente em 25% dos estudos. A reciclagem de resíduos plásticos foi abordada em 9% dos estudos.

Optou-se por distinguir os setores de reciclagem de plásticos e de resíduos eletrônicos, uma vez que, apesar de ambos envolverem materiais plásticos e tarefas de trituração ou desmontagem, diferem significativamente na composição dos resíduos processados, nas etapas de trabalho e nos perfis de risco ocupacional.

Outros setores foram representados por apenas um estudo cada (9%), incluindo a indústria têxtil e a indústria petroquímica, que realiza a fabricação de polímeros com produção de poliacrilato.

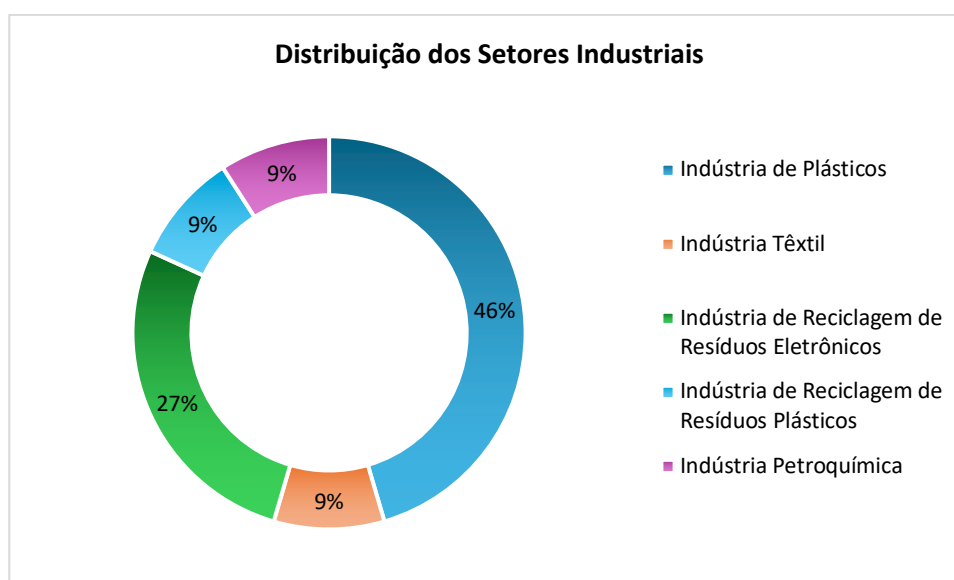


Figura 4 - Distribuição dos setores industriais dos estudos.

4.3. Etapas e Categorias do Processo Produtivo Associado a MPs

A análise das tarefas descritas nos estudos permitiu agrupá-las em cinco grandes categorias, com base na natureza dos processos executados e no seu potencial de liberação de MPs nos ambientes industriais. Essa categorização contribui para identificar padrões relevantes de exposição ocupacional.

O primeiro agrupamento identificado foi o de transformação térmica e moldagem, que engloba tarefas relacionadas ao aquecimento e conformação de materiais plásticos, normalmente associadas à liberação de partículas devido à fusão, extrusão ou moldagem de polímeros. Neste grupo estão incluídas atividades como a moldagem de plásticos descrita por De Rosa et al. (2025) e Ojha et al. (2020) e os processos de fusão, condensação e corte observados na indústria de reciclagem de plásticos segundo Guan et al. (2025).

O segundo agrupamento, operações mecânicas, refere-se a processos físicos de trituração, moagem ou corte que fragmentam resíduos e materiais plásticos, resultando na emissão de partículas finas. Esse tipo de tarefa foi identificado na trituração de componentes eletrônicos descrita por Pomata et al. (2023) e Fricano et al. (2025), na produção de grânulos relatada por Ojha et al. (2020), bem como nos processos de corte referidos por Guan et al. (2025).

O agrupamento montagem, desmontagem e manuseio inclui atividades como desmontagem manual ou mecânica de equipamentos eletrônicos, armazenamento, mistura manual, costura de sacos e embalagem de produtos. Embora envolvam menor intensidade mecânica, esses processos geram exposição por suspensão de partículas ou contacto direto com materiais plásticos. Essa categoria foi observada nos estudos de Shahsavaripour et al. (2023), Pomata et al. (2023), Fricano et al. (2025), Pomata et al. (2024), Guan et al. (2025), Ojha et al. (2020) e Tiwari et al. (2021).

Um quarto agrupamento, mais específico, corresponde à produção química, representado unicamente pelo estudo de Tiwari et al. (2021), que descreve a produção e embalagem de poliacrilato, um polímero utilizado como matéria-prima. A tarefa envolve a síntese industrial, o manuseio de reagentes e a possível emissão de partículas durante a secagem e moagem do produto.

Por fim, o agrupamento classificado como tarefas não especificadas abrange descrições genéricas, como “fabricação de plásticos” ou “fabricação de tecidos”, que não permitem

uma análise detalhada das rotas de exposição. Essa limitação foi observada nos estudos de Zhang et al. (2022), Meo et al. (2018) e Haq Tanjil et al. (2025).

A Figura 5 apresenta a distribuição dos agrupamentos de tarefas por setor industrial. Observa-se que a indústria de plásticos concentra atividades classificadas como transformação térmica e moldagem, montagem e manuseio, e em menor proporção, operações mecânicas. Já os setores de reciclagem de resíduos, plásticos ou eletrônicos, destacam-se pelas tarefas mecânicas e de desmontagem, refletindo a natureza física e fragmentadora desses ambientes.

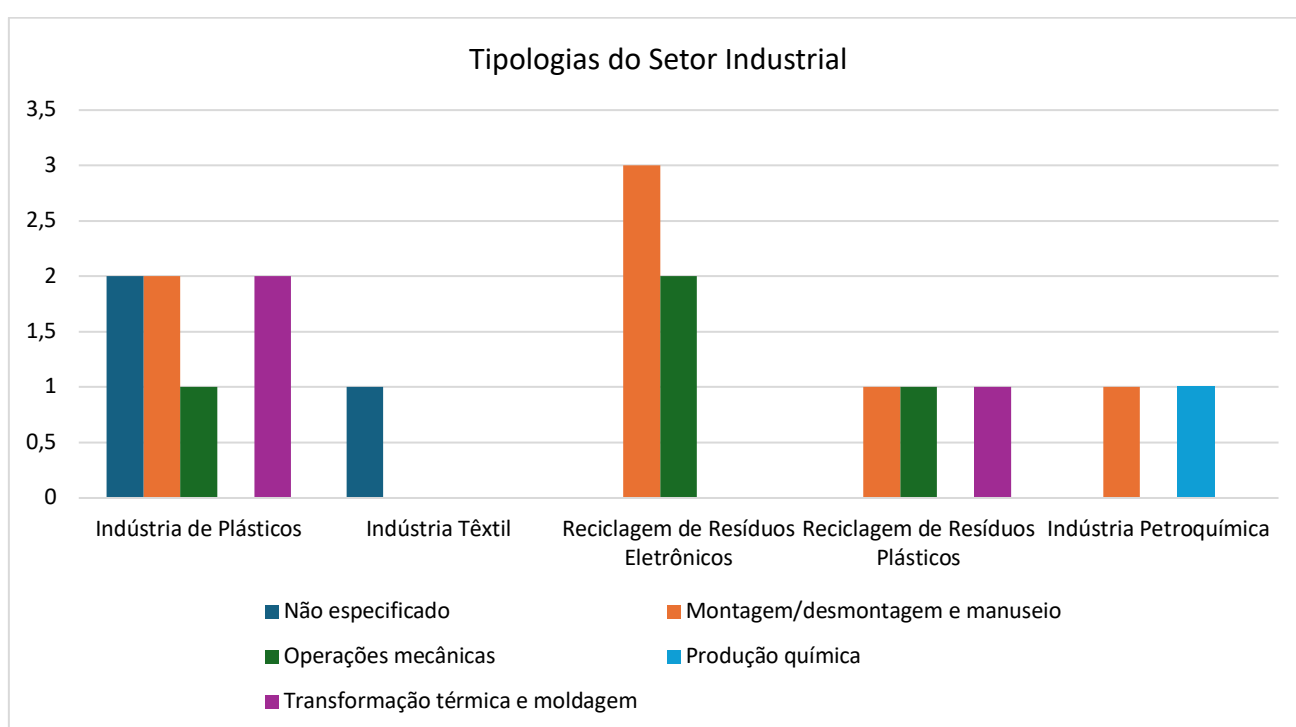


Figura 5 - Distribuição por tipologias do setor industrial e áreas do processo industrial.

A Figura 6 mostra a associação entre os estudos analisados e os agrupamentos de tarefas identificados em cada um. Esse formato permite visualizar a sobreposição de atividades em determinados contextos industriais, como nos estudos de Guan et al. (2025) e Ojha et al. (2020), que combinam atividades térmicas, mecânicas e de manuseio no mesmo ambiente de trabalho.

A presença simultânea de diferentes categorias de tarefas em diversos estudos reforça a complexidade dos ambientes industriais e a necessidade de uma abordagem multifatorial na avaliação da exposição ocupacional a MPs.

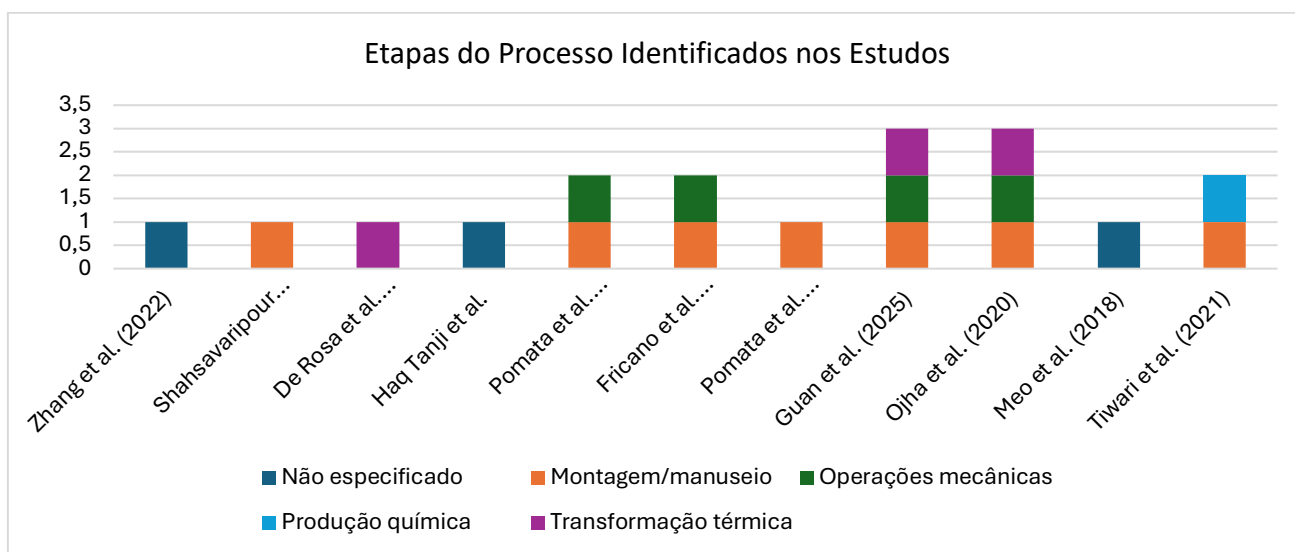


Figura 6 - Etapas dos processos identificados nos estudos analisados.

4.4. Vias de Exposição Ocupacional

Entre os 11 estudos incluídos nesta revisão, a inalação foi relatada como via de exposição em todos eles, representando 100% da amostra analisada. Em 4 estudos (Shahsavari pour et al., 2023; De Rosa et al., 2025; Haq Tanji et al., 2025; Guan et al., 2025), também foi identificada a exposição por ingestão, geralmente referida como ingestão acidental ou por contaminação de mucosas.

A exposição por contacto dérmico foi apontada em 3 estudos: Shahsavari pour et al. (2023), Fricano et al. (2025) e Guan et al. (2025). Esses artigos relataram o manuseio de materiais plásticos ou a presença de poeira em superfícies de trabalho como fatores de risco para essa via de absorção.

4.5. Tipologia dos MPs Identificados

A caracterização dos tipos de MPs presentes nos ambientes industriais e nas amostras biológicas foi realizada em diversos estudos, revelando uma diversidade significativa de polímeros. A identificação dos tipos de MPs permite inferir tanto a fonte de contaminação como os potenciais riscos associados à sua composição química.

Para facilitar a visualização e análise desses dados, foram elaborados dois gráficos de pizza, na Figura 7 consta os tipos de MPs individualizados, representa a frequência absoluta de

ocorrência de cada polímero identificado nos estudos revisados. Esse gráfico permite observar quais polímeros aparecem com maior recorrência nas amostras ambientais e biológicas.

Na Figura 8 onde consta o agrupamento por famílias de polímeros, os MPs foram organizados conforme a sua categoria química predominante. Essa abordagem possibilita uma análise mais ampla e integrada das principais famílias de polímeros presentes nos ambientes ocupacionais avaliados.

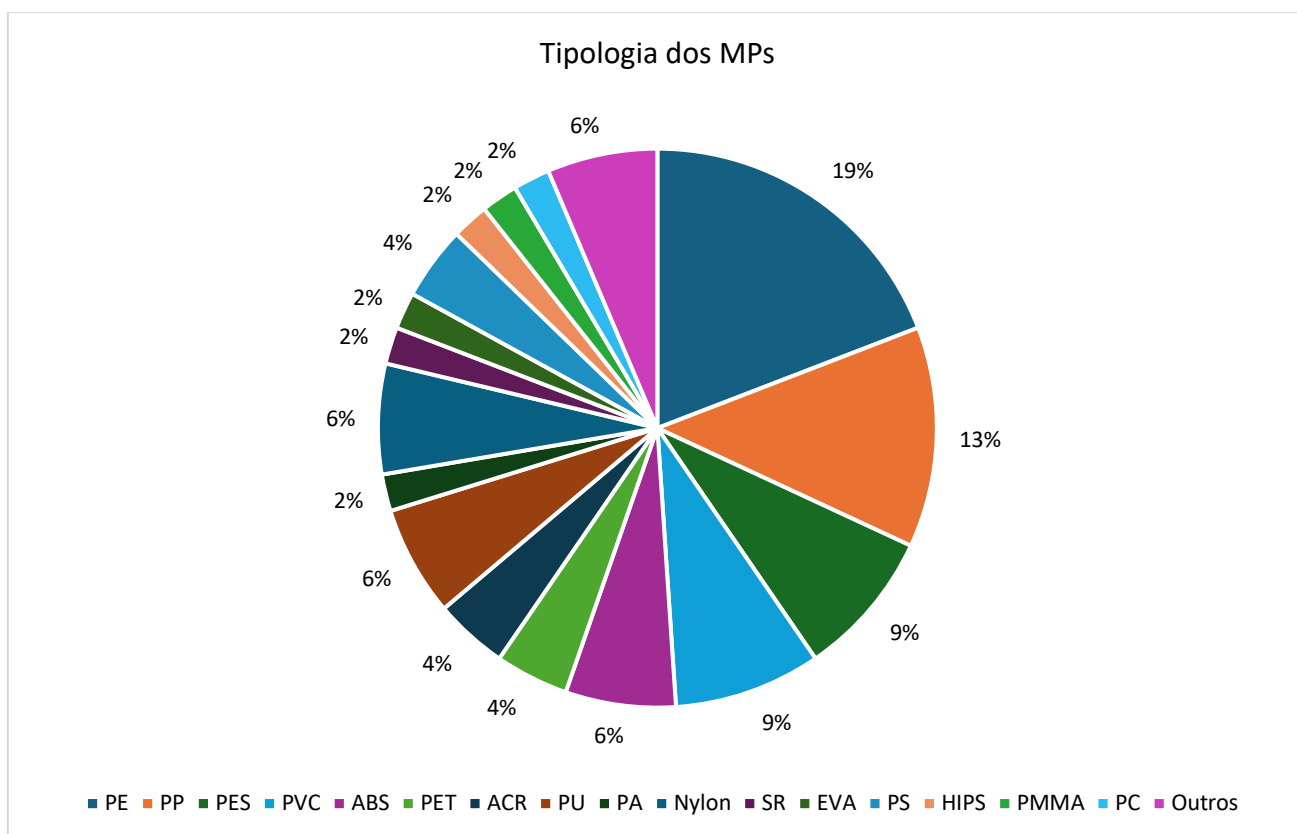


Figura 7 - Tipologia do MPs encontrados.

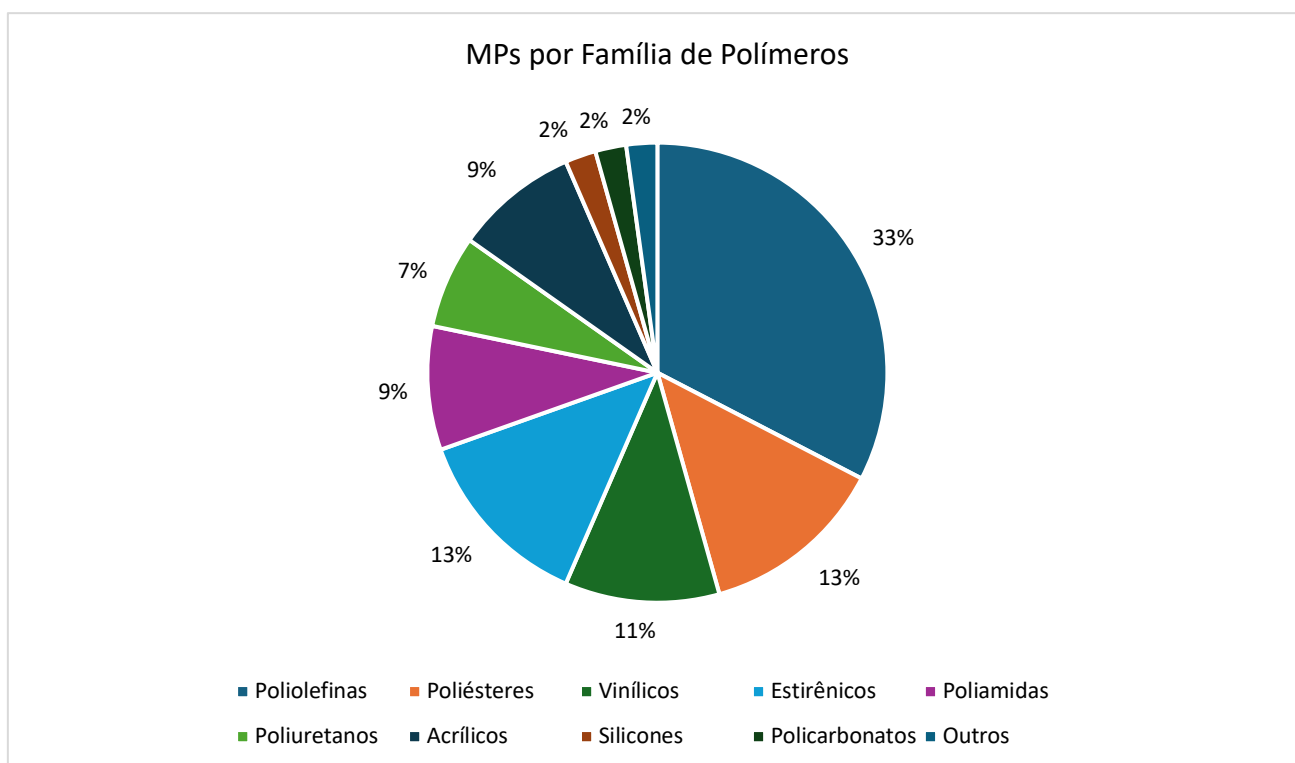


Figura 8 - MPs por Família de Polímeros.

Entre os polímeros mais frequentemente identificados estão o PP e o PE, ambos classificados como poliolefinas, frequentemente detetados em partículas suspensas no ar, poeiras industriais e secreções biológicas. No estudo de Zhang et al. (2022) foram encontrados diversos tipos de polímeros como PU, ACR (resina acrílica), SR (resina de silicone), EVA (copolímero de etileno-acetato de vinila), PET, PP e PE em secreções nasais e intestinais de trabalhadores com alta exposição ocupacional. A variedade de polímeros encontrados indica a complexidade do ambiente industrial em termos de contaminação. Shahsavaripour et al. (2023) analisaram amostras biológicas e de superfícies corporais (como cabelo, saliva, pele e máscaras faciais), identificando partículas de PS, PET, nylon e poliamida (PA). De forma semelhante, Haq Tanjil et al. (2025) destacaram a presença de PS e fibras de nylon em ambientes industriais têxteis, o que reforça a relação direta entre os materiais processados e os MPs encontrados.

Nos ambientes de reciclagem, os estudos de Guan et al. (2025) e Pomata et al. (2024) identificaram ampla diversidade de polímeros, incluindo PE, PP, PS, ABS (acrilonitrila butadieno estireno), PMMA, PC (policarbonato), PVC, PET e vários tipos de nylon (N6 e N66), tanto em poeiras quanto em partículas aéreas.

O estudo de Fricano et al. (2025) também trouxe evidências da exposição ocupacional não apenas a MPs, mas a aditivos potencialmente tóxicos presentes nesses materiais. Foram identificados plastificantes e retardadores de chama, além de polímeros como PU, PVC, PET e PS e a presença de PBDEs (éteres difenílicos polibromados), substâncias reconhecidas como tóxicas.

Outros estudos com foco em impacto clínico indicaram a presença de MPs ou contaminantes derivados de plásticos. Meo et al. (2018) relataram exposição a poluentes plásticos, enquanto Tiwari et al. (2021) analisaram especificamente pó de poliacrilato, um polímero amplamente utilizado como agente absorvente.

4.6. Tamanho das Partículas de MPs Identificadas

A análise dos estudos revelou uma grande variação no tamanho das partículas de MPs identificadas nos ambientes industriais.

O estudo de Zhang et al. (2022) reportou partículas entre 20 e 500 μm no ar e nas secreções intestinais de trabalhadores, enquanto Shahsavaripour et al. (2023) encontrou partículas entre 100 e 1000 μm . Já Haq Tanjil et al. (2025) identificou MPs no intervalo de 20 a 180 μm , e Pomata et al. (2023) detetou partículas com tamanhos entre 1 e 100 μm . Pomata et al. (2024) observou partículas variando entre 5 e 199 μm , conforme apresentado em Figura 9.

Por outro lado, cinco dos treze estudos analisados não especificaram os tamanhos das partículas de MPs detetadas ou investigadas. Em geral, essa ausência está associada a pesquisas que focaram nos efeitos da exposição ocupacional, como biomarcadores urinários ou sintomas respiratórios, sem a caracterização direta das partículas envolvidas, como observado em De Rosa et al. (2025), Tiwari et al. (2021), Meo et al. (2018), Fricano et al. (2025) e Ojha et al. (2020).

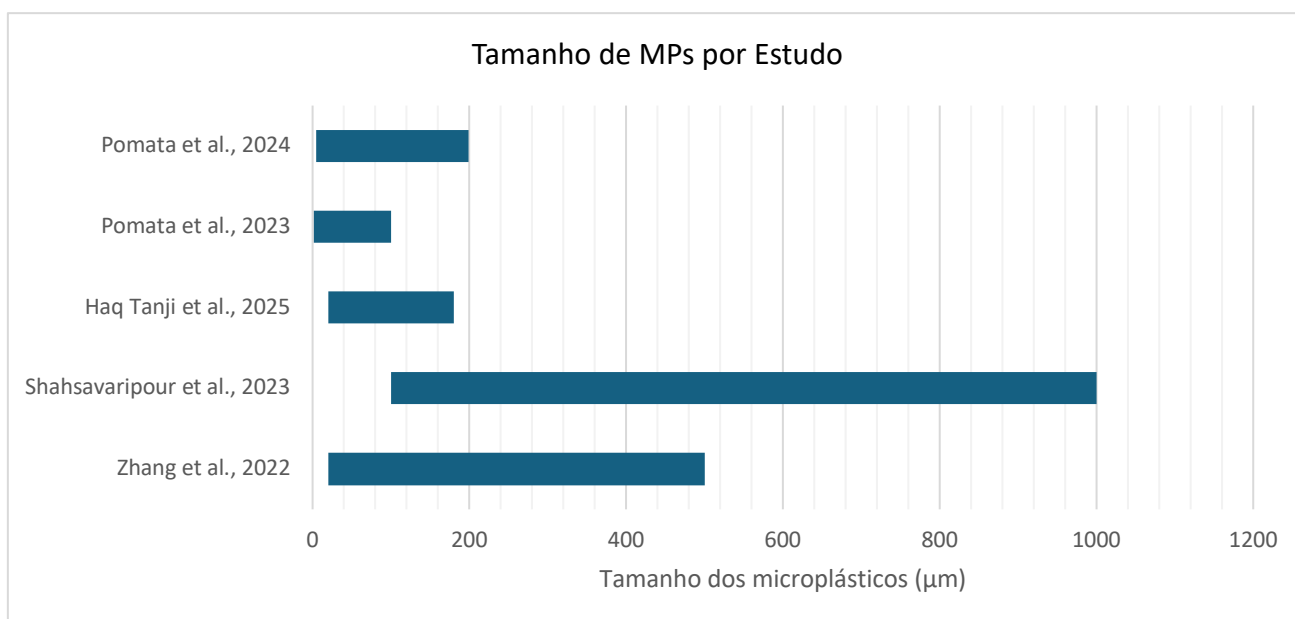


Figura 9 - Tamanho de MPs (μm) identificados nos estudos.

4.7. Níveis e Concentração dos MPs

A análise dos estudos incluídos na presente revisão revelou uma ampla diversidade quanto à forma de quantificação dos níveis de exposição ocupacional a MPs, tanto em relação às unidades de medida utilizadas quanto aos meios amostrados, como ar, poeira, superfícies, secreções e bioindicadores fisiológicos. Essa heterogeneidade reflete a ausência de padronização metodológica e limita comparações diretas entre os resultados, embora permita identificar padrões relevantes nos ambientes industriais analisados.

No estudo de Guan et al. (2025) avaliaram as concentrações de partículas atmosféricas em diferentes áreas de uma planta de reciclagem de plásticos, registrando valores de PM₁ (material particulado com diâmetro $\leq 1 \mu\text{m}$) de $0,411 \text{ mg/m}^3$, PM_{2,5} ($\leq 2,5 \mu\text{m}$) de $0,417 \text{ mg/m}^3$ e PM₁₀ ($\leq 10 \mu\text{m}$) de $0,624 \text{ mg/m}^3$ e TSP (*Total Suspended Particles*), que representa partículas suspensas totais, atingiu $1,09 \text{ mg/m}^3$, com destaque para a área de produção de regeneração de PP como a mais crítica em termos de concentração.

Em ambientes têxteis, Haq Tanjil et al. (2025) mediram a deposição atmosférica de MPs, reportando valores entre 109.000 e 245.000 MPs/m²/dia no interior da fábrica e entre 19.000 e 73.000 MPs/m²/dia no exterior.

No que se refere à contaminação de superfícies e poeira ambiental, Pomata et al. (2024) reportaram concentrações de polímeros variando entre 5 e 199 μg/g em amostras de

poeira e entre 3 e 190 $\mu\text{g/g}$ em material particulado PM10. Os polímeros mais identificados foram PS (55%), PVC (20%), PE, PMMA, ABS, nylon e PC. No mesmo contexto, Guan et al. (2025) identificaram entre 14 e 5.103 MPs por 5 gramas de poeira, com predominância de partículas entre 0,1 e 1 mm. Também foram encontrados MPs no solo e na água condensada da planta industrial, embora em menor quantidade.

Estudos como os de Pomata et al. (2023, 2024) e Fricano et al. (2025) realizaram análises indiretas baseadas em aditivos plásticos e pirólise, como é o caso do trifenilfosfato (TPhP), PBDEs, plastificantes como DEHP (di(2-etilhexil)ftalato), e polímeros como PS, PVC, ABS e PMMA. As concentrações variaram entre 5,0 e 199 $\mu\text{g/g}$, sendo o PS o polímero mais abundante.

A presença de MPs em amostras biológicas também foi observada. No estudo de Zhang et al. (2022), os grupos com alta exposição apresentaram 1.017 MPs em amostras de ar nasal, em contraste com apenas 30 no grupo controle. Nas secreções intestinais, a concentração foi significativamente maior no grupo exposto ($p < 0,001$), com predominância de PU, SR, copolímero EVA e PE.

Alguns estudos não apresentaram dados diretos de concentração de MPs, mas relataram alterações fisiológicas ou metabólicas relacionadas à exposição ocupacional. De Rosa et al. (2025) identificaram alterações significativas nos metabólitos urinários, incluindo a redução de aminoácidos de cadeia ramificada, importantes para a função muscular e metabolismo, e o aumento de compostos como glutamina e glicina, que estão associados a processos inflamatórios e de resposta ao stress celular, essas alterações foram observadas mesmo em situações de exposição abaixo dos limites considerados seguros.

Meo et al. (2018) relataram prevalência de pré-diabetes (63,3%) e diabetes tipo 2 (23,7%) em trabalhadores com média de exposição de 120 meses. Por fim, Tiwari et al. (2021) identificaram a redução de parâmetros espirométricos como a Capacidade Vital Forçada (CVF), que indica o volume total de ar expirado com esforço; o Volume Expiratório Forçado no primeiro segundo (VEF1), que mede a quantidade de ar eliminada no início da expiração; o Pico de Fluxo Expiratório (PFE), que mostra a velocidade do sopro; e o Fluxo Médio Expiratório Forçado (FMMEF), relacionado ao fluxo de ar nas pequenas vias respiratórias. Esses resultados foram associados à exposição à poeira de poliacrilato.

Por outro lado, alguns estudos, como o de Ojha et al. (2020), não apresentaram dados quantitativos sobre concentração ou nível de exposição. Esse fato pode estar relacionado

à natureza qualitativa da investigação, uma vez que se trata de um estudo de caso envolvendo quatro trabalhadores que desenvolveram problemas pulmonares associados ao manuseio de MPs. A ênfase recaiu sobre os efeitos clínicos observados, e não sobre a medição ambiental direta.

4.8. Referência a Característica das Amostras

Os estudos incluídos nesta revisão sistemática utilizaram uma variedade de amostras para a identificação e quantificação de MPs e seus potenciais efeitos sobre a saúde humana. A escolha da amostra reflete, em grande medida, tanto os objetivos específicos de cada investigação como a natureza do ambiente industrial analisado.

De forma geral, as amostras ambientais foram predominantes, com foco na presença de partículas no ar, poeiras sedimentadas e materiais particulados atmosféricos. Por exemplo, Zhang et al. (2022) analisaram partículas suspensas no ar, além de secreções nasais e intestinais de trabalhadores expostos, o que permitiu avaliar tanto a exposição ambiental como a internalização de partículas.

Outros estudos também abordaram poeiras e partículas depositadas, como em Fricano et al. (2025) e Pomata et al. (2024), que analisaram amostras de poeira sedimentada e de ar em ambientes de reciclagem e processamento de plásticos. Já Haq Tanjil et al. (2025) avaliou a deposição atmosférica de MPs em zonas têxteis industriais, medindo partículas em ambientes internos e externos às instalações.

Em relação às amostras biológicas, foram utilizados materiais como urina (De Rosa et al., 2025), sangue (Meo et al., 2018) e secreções corporais diversas, como saliva, cabelo e pele (Shahsavaripour et al., 2023). Esses estudos investigaram biomarcadores de exposição ou alterações metabólicas associadas ao contacto crônico com MPs.

Alguns trabalhos utilizaram métodos clínicos e exames complementares como forma de avaliar efeitos fisiológicos associados à exposição ocupacional. Tiwari et al. (2021), por exemplo, recorreram a espirometria, radiografias torácicas e tomografias na avaliação de trabalhadores expostos. Adicionalmente, Guan et al. (2025) adotaram uma abordagem mais abrangente, coletando amostras de diferentes matrizes (poeira, partículas do ar, solo e água) nas várias zonas de uma planta de reciclagem de plásticos, o que permitiu avaliar os múltiplos caminhos de exposição presentes nesse ambiente laboral.

4.9. Sintomas Relacionados com a Exposição Ocupacional a MPs

A investigação dos efeitos da exposição ocupacional a MPs sobre a saúde dos trabalhadores revelou uma gama de manifestações clínicas e hipóteses toxicológicas. Os estudos analisados reportaram sintomas diretamente observados, alterações fisiológicas mensuráveis e possíveis riscos à saúde inferidos com base na presença de polímeros e aditivos nas amostras ambientais e biológicas.

O estudo de Zhang et al. (2022) evidenciou alterações nas comunidades microbianas nasais e intestinais de trabalhadores altamente expostos. As microbiotas nasais apresentaram maior abundância de microrganismos associados a doenças respiratórias, como *Klebsiella* e *Helicobacter*, e menor presença de espécies benéficas, como *Bacteroides*. No intestino, observou-se aumento de *Bifidobacterium*, *Streptococcus* e *Sphingomonas*, e redução de microrganismos benéficos como *Ruminococcus torques* group, *Dorea*, *Fusobacterium* e *Coprococcus*.

Em De Rosa et al. (2025), análises de urina revelaram alterações no metabolismo de aminoácidos e desequilíbrios na microbiota intestinal, com possíveis indícios de estresse oxidativo. Esses achados foram derivados de biomarcadores específicos detetados em trabalhadores de fábricas de plásticos.

O estudo de Ojha et al. (2020) apresentou uma série de casos clínicos de doenças pulmonares ocupacionais diretamente relacionadas à exposição a vapores de plástico, com sintomas como tosse, falta de ar, alterações na radiografia de tórax e evidência de hiperinsuflação pulmonar. Esses diagnósticos foram confirmados por exames clínicos e imagem, consolidando o vínculo entre o ambiente laboral e os sintomas respiratórios.

De modo semelhante, Tiwari et al. (2021) documentaram alterações pulmonares fibrosas em 17,9% dos trabalhadores expostos a poeira de poliacrilato, incluindo lesões cavitárias, opacidades em vidro fosco e bronquiectasias, confirmadas por exames de imagem e espirometria.

Shahsavari-pour et al. (2023) relataram a possibilidade de que partículas de MPs, ao serem absorvidas pelo organismo, possam atingir órgãos internos e desencadear alterações celulares, inflamação, estresse oxidativo e outros efeitos sistêmicos. O estudo cita evidências anteriores, como as de Huang et al. (2021), que fundamentam essas hipóteses toxicológicas. De forma semelhante, Haq Tanjil et al. (2025) indicaram a presença de fibras

microplásticas acumuladas nos pulmões e no trato digestivo, associadas a sinais de irritação respiratória, inflamação e estresse oxidativo. Ambos os estudos sugerem potenciais efeitos adversos decorrentes da exposição ocupacional a MPs, embora sem confirmação clínica direta.

Pomata et al. (2023) identificaram que a exposição a partículas contendo MPs e poluentes orgânicos pode causar efeitos tóxicos cumulativos e combinados. Fricano et al. (2025) também alertaram para riscos associados a aditivos presentes nos plásticos, como o DEHP, classificado como tóxico para a reprodução, e o ATBC, relacionado a possíveis efeitos na obesidade.

Em estudo posterior, Pomata et al. (2024) reforçaram o risco ocupacional da exposição contínua a partículas plásticas no ar, destacando a presença de substâncias como os PBDEs, com potencial tóxico. Esses trabalhos chamam atenção para a exposição a compostos com possíveis efeitos hormonais e metabólicos, embora não tenham sido observados efeitos diretos sobre a saúde dos trabalhadores avaliados. Por fim, Meo et al. (2018) relacionaram a exposição contínua em fábricas de plástico ao aumento do risco de resistência à insulina, inflamação sistêmica e estresse oxidativo.

5. Discussão

A análise dos estudos incluídos nesta revisão evidencia que a exposição ocupacional a MPs vem ganhando destaque na literatura científica, mas ainda se encontra numa fase de consolidação. As publicações se distribuem por diferentes regiões e contextos produtivos, refletindo realidades industriais e regulatórias distintas. Observa-se que mais da metade dos trabalhos (63,6%) foi conduzida na Ásia, especialmente em países como China, Bangladesh e Índia, grandes polos de produção e processamento de plásticos. Esses países combinam elevada capacidade industrial com lacunas na regulamentação ambiental e de segurança do trabalho, o que amplia o risco de exposição. Em contraste, a Europa (36,4%), representada exclusivamente por estudos italianos, concentrou-se em cadeias associadas à economia circular, como a reciclagem de resíduos eletrônicos e plásticos, setores que, apesar de ambientalmente estratégicos, apresentam riscos ocupacionais expressivos devido à manipulação intensiva de partículas finas e aditivos tóxicos.

A predominância de estudos ambientais (54,5%) reflete o estágio ainda inicial da investigação sobre MPs no ambiente ocupacional, em que a prioridade parece recair na

caracterização das fontes, concentrações e tipos de partículas presentes no ar, poeira e superfícies. Estudos como o de Shahsavaripour et al. (2023), por exemplo, identificaram vias de exposição direta, como boca, pele e cabelos, e destacaram que o uso de máscaras, apesar de conter MPs em sua composição, funcionou como barreira parcial de proteção. Essa observação é relevante, pois evidencia a necessidade de avaliar não apenas a presença de MPs no ambiente, mas também a eficácia e possíveis limitações dos equipamentos de proteção individual utilizados. Por outro lado, os estudos com foco em saúde ocupacional (36,4%) e o que integrou abordagem mista (9,1%) contribui para uma compreensão mais completa do impacto real dessa exposição.

Os diferentes setores industriais investigados (plásticos, reciclagem, têxtil e petroquímico) apresentam perfis de risco distintos, mas convergem na predominância da inalação como via principal de exposição. Esta consistência está associada à natureza aerotransportada dos MPs gerados em processos como transformação térmica, trituração mecânica e manuseio de materiais, que favorecem a suspensão e a persistência das partículas no ar. A inalação de partículas menores que 10 μm , identificadas em trabalhos como Pomata et al. (2023), é particularmente preocupante por permitir a penetração profunda nas vias respiratórias, com potencial de alcançar regiões alveolares e desencadear processos inflamatórios e fibrogénicos.

Entretanto, a ingestão e o contacto dérmico também surgem como vias relevantes, ainda que menos investigadas. Estudos como os de Shahsavaripour et al. (2023) e De Rosa et al. (2025) evidenciam que partículas presentes em superfícies, mucosas ou equipamentos podem ser transferidas para a cavidade oral por práticas inadequadas de higiene ou pela deglutição de muco contaminado. Já o contacto cutâneo, observado em setores com elevada deposição superficial, indica a possibilidade de adesão e, em condições específicas, penetração de partículas, sobretudo em pele lesionada ou inflamada.

A análise das etapas e principais tarefas no processo produtivo ajuda a perceber sobre os mecanismos de geração e dispersão dos MPs. Operações de transformação térmica e moldagem liberam partículas pela fusão e extrusão de polímeros, enquanto atividades mecânicas como trituração e moagem fragmentam resíduos, liberando partículas em ampla faixa de tamanhos. Em processos como os descritos por Pomata et al. (2023; 2024) e Fricano et al. (2025), essa fragmentação vem acompanhada da liberação de aditivos perigosos, configurando um cenário de coexposição física e química que aumenta a



complexidade e o potencial de toxicidade. No setor têxtil, fibras de poliéster e nylon (Haq Tanjil et al., 2025) demonstraram capacidade de permanecer longos períodos em suspensão, prolongando o tempo de exposição dos trabalhadores.

No que se refere aos setores industriais, a predominância da indústria de plásticos (46%) é coerente com a natureza do risco estudado, considerando que atividades de moldagem, extrusão, corte e acabamento liberam MPs de diferentes composições. Estudos em setores de reciclagem de resíduos eletrônicos (27%) e reciclagem de plásticos convencionais (9%) apresentou riscos distintos, o que justifica tratá-las separadamente.

A reciclagem de plásticos convencionais lida majoritariamente com resíduos pós-consumo, como embalagens, filmes plásticos, garrafas e aparas industriais simples, liberando principalmente poliolefinas e PET, com menor diversidade de aditivos perigosos. Já a reciclagem de resíduos eletrônicos envolve plásticos incorporados a equipamentos eletroeletrônicos, contendo misturas poliméricas mais complexas (ABS, PC, HIPS, PVC) e altas concentrações de aditivos tóxicos, como PBDEs e metais pesados provenientes de componentes internos. Essa diferença implica não apenas variação na composição química das partículas, mas também um potencial de risco químico muito mais elevado no setor eletrônico, que demanda estratégias de controle específicas.

A classificação dos MPs por famílias poliméricas ajuda a compreender padrões e potenciais impactos. Entre as poliolefinas, o PP e o PE aparecem de forma quase ubíqua, refletindo seu uso massivo e resistência química. Poliésteres e poliamidas, como PET e nylon, relacionam-se mais ao setor têxtil, enquanto PU, ACR e SR surgem em contextos específicos, ligados a aplicações técnicas. Os polímeros de engenharia, como ABS, PMMA e PC, concentram-se no setor eletrônico e costumam vir acompanhados de aditivos de elevada preocupação toxicológica.

O tamanho das partículas variou de 1 μm até quase 1.000 μm , intervalo que influencia tanto o transporte no ar quanto o potencial de penetração no organismo. Partículas ultrafinas se dispersam com facilidade e, se menores que 10 μm , alcançam regiões profundas dos pulmões; partículas maiores tendem a se depositar nas vias aéreas superiores, podendo ser ingeridas posteriormente. A faixa intermediária (20–200 μm) representa um risco combinado de inalação e ingestão, comum em ambientes com poeira visível e fibras em suspensão.

Do ponto de vista metodológico, a variedade de matrizes e técnicas amplia o alcance das investigações, mas dificulta comparações diretas. Estudos ambientais caracterizam melhor as fontes e concentrações, enquanto investigações clínicas ou de biomonitorização nem sempre detalham fisicamente as partículas envolvidas, limitando a compreensão dos mecanismos de toxicidade. A avaliação da qualidade metodológica pelo ROBINS-I adaptado confirmou estas limitações: a maioria dos estudos foi classificada como de risco moderado, refletindo falhas no reporte de perdas de dados, ausência de ajustes para confundidores e critérios de seleção pouco detalhados. Três estudos foram considerados de baixo risco, evidenciando maior rigor na caracterização da exposição e no uso de métodos objetivos de mensuração, enquanto dois foram classificados como de risco severo, devido a lacunas relevantes na descrição metodológica e potenciais vieses na seleção dos resultados. Estes achados reforçam que, apesar de consistentes na identificação da exposição e de possíveis efeitos, as evidências devem ser interpretadas com cautela e à luz das limitações metodológicas que ainda caracterizam esta área emergente.

No campo dos efeitos à saúde, as evidências abrangem desde sintomas respiratórios leves até quadros crónicos e alterações metabólicas. Tosse, dispneia e redução de parâmetros espirométricos são consistentes com a exposição prolongada a partículas inaláveis. Alterações metabólicas, como maior prevalência de pré-diabetes e diabetes tipo 2 (Meo et al., 2018) e marcadores inflamatórios alterados (De Rosa et al., 2025), sugerem que o impacto dos MPs pode ultrapassar o sistema respiratório, sobretudo quando há presença de aditivos com potencial disruptor endócrino. Casos clínicos, como os descritos por Ojha et al. (2020), ilustram que exposições de longa duração podem resultar em doenças pulmonares relevantes mesmo sem outros fatores de risco conhecidos.

No conjunto, os resultados mostram que a exposição ocupacional a MPs é um fenómeno multifacetado, moldado por fatores como setor de atividade, processos produtivos, propriedades das partículas e presença de contaminantes associados. A falta de padronização nos métodos, desde a amostragem até a análise, ainda é um entrave para comparações diretas e para o estabelecimento de relações causais robustas. Mesmo assim, as evidências convergem para a necessidade de avaliações integradas, combinando monitorização ambiental, biomonitorização e investigação clínica, como base para políticas e medidas preventivas adaptadas a cada contexto industrial.

6. Conclusão

A presente revisão sistemática evidencia que a investigação sobre a exposição ocupacional a MPs em ambientes industriais ainda se encontra em estágio inicial, caracterizada por uma produção científica limitada e recente. Nos últimos dez anos, foram identificados apenas 11 artigos relevantes, o que corresponde a uma média de 1,1 publicações por ano. Contudo, observa-se que a maioria dos trabalhos foi publicada a partir de 2023, o que reflete um crescimento expressivo e sugere que o tema começa a ganhar maior visibilidade na comunidade científica.

Este cenário aponta para duas perspectivas complementares. Por um lado, revela uma lacuna significativa na literatura, considerando a ampla utilização de polímeros e o potencial impacto que a exposição a MPs pode ter sobre a saúde dos trabalhadores. Por outro lado, a tendência recente de crescimento nas publicações abre caminho para o aprofundamento da investigação, especialmente no que diz respeito à caracterização dos diferentes setores industriais, às tarefas críticas de exposição, aos tipos de microplásticos envolvidos e aos efeitos sobre a saúde.

A análise dos estudos disponíveis permitiu identificar padrões importantes, mas também destacou limitações metodológicas que restringem a comparabilidade dos resultados. Entre essas limitações, ressaltam-se a ausência de padronização nos métodos de amostragem e caracterização de MPs, a falta de valores de referência que permitam estabelecer limites ocupacionais específicos e a escassez de estudos longitudinais que correlacionem concentrações ambientais com efeitos clínicos.

Assim, este trabalho reforça a necessidade de investigações futuras que adotem metodologias harmonizadas, capazes de integrar diferentes matrizes ambientais e biológicas, bem como de incluir análises quantitativas e qualitativas mais robustas. Além disso, sugere-se que a discussão sobre MPs seja incorporada de forma mais explícita às políticas de saúde e segurança do trabalho, uma vez que os trabalhadores constituem a linha de frente da exposição e podem atuar como sentinelas na identificação precoce de riscos.

Em síntese, embora a literatura ainda seja incipiente, a concentração recente de estudos indica um campo de investigação em expansão, com elevado potencial para contribuir não apenas para a proteção da saúde ocupacional, mas também para o debate mais amplo

sobre sustentabilidade, segurança química e impactos socioambientais do uso intensivo de plásticos.

Com base nas lacunas identificadas nesta revisão, destacam-se algumas direções prioritárias para investigações futuras:

- Estudos longitudinais e epidemiológicos que correlacionem níveis de exposição ocupacional a MPs com efeitos clínicos de médio e longo prazo;
- Padronização metodológica, incluindo protocolos harmonizados de amostragem, análise e quantificação, que possibilitem a comparabilidade internacional dos resultados;
- Integração entre monitorização ambiental e biomonitorização humana, utilizando biomarcadores que permitam esclarecer mecanismos fisiológicos e efeitos sistémicos;
- Incorporação de análises socioeconómicas e regulatórias, com o objetivo de subsidiar políticas públicas e estratégias de gestão em saúde e segurança do trabalho.

Referências Bibliográficas

- Abbasi, S., & Turner, A. (2021). Human exposure to microplastics: A study in Iran. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123799. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123799>
- Ageel, H. K., Harrad, S., & Abdallah, M. A.-E. (2022). Occurrence, human exposure, and risk of microplastics in the indoor environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(1), 17–31. <https://doi.org/10.1039/d1em00301a>
- Ageel, H. K., Harrad, S., & Abdallah, M. A.-E. (2024). Microplastics in indoor air from Birmingham, UK: Implications for inhalation exposure. *Environmental Pollution*, 362, 124960. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124960>
- Ahmed, S. F., Islam, N., Tasannum, N., Mehjabin, A., Momtahir, A., Chowdhury, A. A., Almomani, F., & Mofijur, M. (2024). Microplastic removal and management strategies for wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 347, 140648. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140648>
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Annamalai, J. (2015). Occupational health hazards related to informal recycling of E-waste in India: An overview. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 19(1), 61. <https://doi.org/10.4103/0019-5278.157013>
- Atasoy, M., Temel, B. A., & Basaga, H. B. (2024). A Study on the Use of Personal Protective Equipment among Construction Workers in Türkiye. *Buildings*, 14(8), 2430. <https://doi.org/10.3390/buildings14082430>
- Atis, S., Tutluoglu, B., Levent, E., Ozturk, C., Tunaci, A., Sahin, K., Saral, A., Oktay, I., Kanik, A., & Nemery, B. (2005). The respiratory effects of occupational polypropylene flock



exposure. *European Respiratory Journal*, 25(1), 110–117.

<https://doi.org/10.1183/09031936.04.00138403>

Autoridade para as Condições do Trabalho (ACT). <https://www.act.gov.pt>

Badal, S., Holland, K., Foster, M., & Le, A. B. (2025). Occupational Safety and Health Risks of Informal Waste Workers in Nepal: A Mapping Review. *Safety and Health at Work*, S209379112500054X. <https://doi.org/10.1016/j.shaw.2025.07.003>

Badea, D. O., Darabont, D. C., Ivan, I., Ciocîrlea, V., Stepa, R. A., & Chivu, O. R. (2024). Workers' Exposure to Chemical Risk in Small and Medium-Sized Enterprises: Assessment Methodology and Field Study. *Sustainability*, 16(15), 6308. <https://doi.org/10.3390/su16156308>

Bashir, S. M., Kimiko, S., Mak, C.-W., Fang, J. K.-H., & Gonçalves, D. (2021). Personal Care and Cosmetic Products as a Potential Source of Environmental Contamination by Microplastics in a Densely Populated Asian City. *Frontiers in Marine Science*, 8, 683482. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.683482>

Belmaker, I., Anca, E. D., Rubin, L. P., Magen-Molho, H., Miodovnik, A., & Van Der Hal, N. (2024). Adverse health effects of exposure to plastic, microplastics and their additives: Environmental, legal and policy implications for Israel. *Israel Journal of Health Policy Research*, 13(1), 44. <https://doi.org/10.1186/s13584-024-00628-6>

Boccia, P., Mondellini, S., Mauro, S., Zanellato, M., Parolini, M., & Sturchio, E. (2024). Potential Effects of Environmental and Occupational Exposure to Microplastics: An Overview of Air Contamination. *Toxics*, 12(5), 320. <https://doi.org/10.3390/toxics12050320>

- Borgatta, M., & Breider, F. (2024). Inhalation of Microplastics—A Toxicological Complexity. *Toxics*, 12(5), 358. <https://doi.org/10.3390/toxics12050358>
- Brown, E., MacDonald, A., Allen, S., & Allen, D. (2023). The potential for a plastic recycling facility to release microplastic pollution and possible filtration remediation effectiveness. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100309. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100309>
- Bugatti, C., Almeida, K. C. D., Guimarães, M. S. D. A., & Amâncio, N. D. F. G. (2023). Microplásticos e Nanoplásticos e sua relevância na saúde humana: Uma revisão de literatura. *Research, Society and Development*, 12(1), e6712139302. <https://doi.org/10.33448/rsd-v12i1.39302>
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., & Uricchio, V. F. (2020). A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>
- Carpenter, E. J., & Smith, K. L., Jr. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Chao, K.-P., Huang, C.-S., & Wei, C.-Y. (2015). Health risk assessments of DEHP released from chemical protective gloves. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.010>
- Chartres, N., Cooper, C. B., Bland, G., Pelch, K. E., Gandhi, S. A., BakenRa, A., & Woodruff, T. J. (2024). Effects of Microplastic Exposure on Human Digestive, Reproductive, and Respiratory Health: A Rapid Systematic Review. *Environmental Science & Technology*, 58(52), 22843–22864. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c09524>

- Chen, E.-Y., Lin, K.-T., Jung, C.-C., Chang, C.-L., & Chen, C.-Y. (2022). Characteristics and influencing factors of airborne microplastics in nail salons. *Science of The Total Environment*, 806, 151472. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151472>
- Comissão Europeia. (2018). Uma estratégia Europeia para os plásticos na economia circular. Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões. Estrasburgo, 16.
- Conti, I., Simioni, C., Varano, G., Brenna, C., Costanzi, E., & Neri, L. M. (2021). Legislation to limit the environmental plastic and microplastic pollution and their influence on human exposure. *Environmental Pollution*, 288, 117708. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117708>
- De Rosa, M., Giampaoli, O., Patriarca, A., Marini, F., Pietroiusti, A., Ippoliti, L., Paolino, A., Militello, A., Fetoni, A. R., Sisto, R., Tranfo, G., Spagnoli, M., & Sciubba, F. (2025). Urinary Metabolomics of Plastic Manufacturing Workers: A Pilot Study. *Journal of Xenobiotics*, 15(2), 39. <https://doi.org/10.3390/jox15020039>
- Dewika, M., Markandan, K., Nor Ruwaida, J., Sara, Y.Y., Deb, A., Ahmad Irfan, N. and Khalid, M. (2024) Integrating the quintuple helix approach into atmospheric microplastics management policies for planetary health preservation. *Science of The Total Environment* 954: 176063.
- Domenech, J., Annangi, B., Marcos, R., Hernández, A., & Catalán, J. (2023). Insights into the potential carcinogenicity of micro- and nano-plastics. *Mutation Research - Reviews in Mutation Research*, 791, 108453. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2023.108453>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>

- Dümichen, E., Barthel, A.-K., Braun, U., Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., & Senz, R. (2015). Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Research*, 85, 451–457. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.002>
- Eberhard, T., Casillas, G., Zarus, G. M., & Barr, D. B. (2024). Systematic review of microplastics and nanoplastics in indoor and outdoor air: Identifying a framework and data needs for quantifying human inhalation exposures. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 34(2), 185–196. <https://doi.org/10.1038/s41370-023-00634-x>
- ECHA (2020). Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on intentionally-added microplastics. <https://euon.echa.europa.eu/documents/10162/a513b793-dd84-d83a-9c06-e7a11580f366>
- Ehrampush, M. H., Abouee, E., Arfaeina, H., Soltanian, Z., Ghorbanian, M., & Ghalehaskari, S. (2024). Occurrence, distribution and risk assessment of phthalate esters in dust deposited in the outdoor environment of Yazd industrial park using Monte Carlo simulation. *Heliyon*, 10(18), e37500. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e37500>
- Enders, K., Lenz, R., Beer, S., & Stedmon, C. A. (2017). Extraction of microplastic from biota: Recommended acidic digestion destroys common plastic polymers. *ICES Journal of Marine Science*, 74(1), 326–331. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw173>
- Eschenbacher, W. L., Kreiss, K., Loughheed, M. D., Pransky, G. S., Day, B., & Castellan, R. M. (1999). Nylon Flock–Associated Interstitial Lung Disease. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 159(6), 2003–2008. <https://doi.org/10.1164/ajrccm.159.6.9808002>

EU-OSHA - Agência Europeia para a Segurança e Saúde no Trabalho (2021). Que impacto terá a economia circular (EC) na segurança e saúde no trabalho (SST)?

<https://osha.europa.eu/pt/publications/what-will-circular-economy-ce-mean-occupational-safety-and-health-osh>

Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145–147.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>

Fricano, A., Bianchi, F., Di Filippo, P., Pomata, D., Riccardi, C., Simonetti, G., & Buiarelli, F. (2025). Determination of additives as markers of microplastic contamination in the environment. *Talanta*, 285, 127344. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2024.127344>

Gathuru, I. M., Maru, R., & Githae, E. (2015). Health hazards in the pharmaceutical industry. *Clinical Pharmacology & Biopharmaceutics*, 4(145), 1-6. <https://doi.org/10.4172/2167-7689.1000145>

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Ghosh, C., Biswas, M., & Ghosh, G. (2025). Occupational Health Hazards and Use of Personal Protective Equipment (PPE) among Plastic Recycling Workers in Bangladesh. *Scholars Journal of Applied Medical Sciences*, 13(03), 760–764. <https://doi.org/10.36347/sjams.2025.v13i03.024>

Gigault, J., Halle, A. T., Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., El Hadri, H., Grassl, B., & Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030–1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>

- Guan, J., Dai, Z., Wang, R., Zhang, C., Chen, S., Guo, Y., Zhang, X., & Wu, Y. (2025). Pollution characteristics and control strategies of typical waste plastic recycling plants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(3), 116398. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116398>
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- ISO (2020). ISO/TR 21960 (2020). Plastics—Environmental Aspects—State of Knowledge and Methodologies.
- Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), 524–537. <https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.524>
- International Energy Agency. (2018). The future of petrochemicals: Towards more sustainable plastics and fertilisers. OECD Publishing. <https://www.iea.org/reports/the-future-of-petrochemicals>



- Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., & Niessner, R. (2017). Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*, 56(7), 1720–1739. <https://doi.org/10.1002/anie.201606957>
- Jahedi, F., & Jaafarzadeh Haghighi Fard, N. (2025). Micro- and nanoplastic toxicity in humans: Exposure pathways, cellular effects, and mitigation strategies. *Toxicology Reports*, 14, 102043. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2025.102043>
- Jeanine M, I. M. G., Gary M Marsh, B., & Dolan, D. G. (2015). Health Hazards in the Pharmaceutical Industry. *Pharmaceutical Regulatory Affairs: Open Access*, 04(03). <https://doi.org/10.4172/2167-7689.1000145>
- Jiang, J., Wang, X., Ren, H., Cao, G., Xie, G., Xing, D., & Liu, B. (2020). Investigation and fate of microplastics in wastewater and sludge filter cake from a wastewater treatment plant in China. *Science of The Total Environment*, 746, 141378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141378>
- Jiang, Y., Han, J., Na, J., Fang, J., Qi, C., Lu, J., Liu, X., Zhou, C., Feng, J., Zhu, W., Liu, L., Jiang, H., Hua, Z., Pan, G., Yan, L., Sun, W., & Yang, Z. (2022). Exposure to microplastics in the upper respiratory tract of indoor and outdoor workers. *Chemosphere*, 307, 136067. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136067>
- Jolaosho, T. L., Rasaa, M. F., Omotoye, E. V., Araomo, O. V., Adekoya, O. S., Abolaji, O. Y., & Hungbo, J. J. (2025). Microplastics in freshwater and marine ecosystems: Occurrence, characterization, sources, distribution dynamics, fate, transport processes, potential mitigation strategies, and policy interventions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 294, 118036. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118036>



- Kadac-Czapska, K., Ośko, J., Knez, E., & Grembecka, M. (2024). Microplastics and Oxidative Stress—Current Problems and Prospects. *Antioxidants*, 13(5), 579. <https://doi.org/10.3390/antiox13050579>
- Kannan, K., & Vimalkumar, K. (2021). A Review of Human Exposure to Microplastics and Insights Into Microplastics as Obesogens. *Frontiers in Endocrinology*, 12, 724989. <https://doi.org/10.3389/fendo.2021.724989>
- Kern, D. G., Crausman, R. S., Durand, K. T. H., Nayer, A., & Kuhn Iii, C. (1998). Flock Worker's Lung: Chronic Interstitial Lung Disease in the Nylon Flocking Industry. *Annals of Internal Medicine*, 129(4), 261–272. <https://doi.org/10.7326/0003-4819-129-4-199808150-00001>
- Kern, D.G., Kuhn 3rd, C., Ely, E.W., Pransky, G.S., Mello, C.J., Fraire, A.E., Muller, J., 2000. Flock worker's lung: broadening the spectrum of clinicopathology, narrowing the spectrum of suspected etiologies. *Chest* 117 (1), 251–259. <https://doi.org/10.1378/chest.117.1.251>
- Kisiel, M., Poniatowska, A., & Kaliszewicz, A. (2022). Microplastic in the Soil Environment—Classification and Sources in Relation to Research Conducted in Poland. *Studia Ecologiae et Bioethicae*, 20(4), 51-61.
- Langlet, R., Valentin, R., Morard, M., & Raynaud, C. D. (2024). Transitioning to Microplastic-Free Seed Coatings: Challenges and Solutions. *Polymers*, 16(14), 1969. <https://doi.org/10.3390/polym16141969>
- Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1), 6. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>

Lei n.º 102/2009, de 10 de setembro: Regime jurídico da promoção da segurança e saúde no trabalho. Diário da República, 1.ª série, n.º 176.

<https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/lei/102-2009-490009>

Leslie, H. A. (2015). Plastic in Cosmetics: Are we polluting the environment through our personal care? Plastic ingredients that contribute to marine microplastic litter. UNEP.

Leslie, H. A., Van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, 163, 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>

Limsiriwong, K., & Winijkul, E. (2023). Exploring Personal Exposure to Airborne Microplastics across Various Work Environments in Pathum Thani Province, Thailand. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(24), 7162. <https://doi.org/10.3390/ijerph20247162>

Masciarelli, E., Casorri, L., Di Luigi, M., Beni, C., Valentini, M., Costantini, E., Aielli, L., & Reale, M. (2024). Microplastics in Agricultural Crops and Their Possible Impact on Farmers' Health: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 22(1), 45. <https://doi.org/10.3390/ijerph22010045>

Mashayekhi-Sardoo, H., Ghoreishi, Z.-A.-S., Askarpour, H., Arefinia, N., & Ali-Hassanzadeh, M. (2025). The clinical relevance of microplastic exposure on colorectal cancer: A systematic review. *Cancer Epidemiology*, 97, 102840. <https://doi.org/10.1016/j.canep.2025.102840>

- Massos, A., & Turner, A. (2017). Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. *Environmental Pollution*, 227, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.034>
- Mastrangelo, G., Fedeli, U., Fadda, E., Milan, G., Turato, A., & Pavanello, S. (2003). Lung Cancer Risk in Workers Exposed to Poly(Vinyl Chloride) Dust: A Nested Case-Referent Study. *Occupational and Environmental Medicine*, 60(6), 423–428.
- Meo, S. A., AlMutairi, F. J., Alasbali, M. M., Alqahtani, T. B., AlMutairi, S. S., Albuhayjan, R. A., Al Rouq, F., & Ahmed, N. (2018). Men's Health in Industries: Plastic Plant Pollution and Prevalence of Pre-diabetes and Type 2 Diabetes Mellitus. *American Journal of Men's Health*, 12(6), 2167–2172. <https://doi.org/10.1177/1557988318800203>
- Miloloža, M., Kučić Grgić, D., Bolanča, T., Ukić, Š., Cvetnić, M., Ocelić Bulatović, V., Dionysiou, D. D., & Kušić, H. (2020). Ecotoxicological Assessment of Microplastics in Freshwater Sources—A Review. *Water*, 13(1), 56. <https://doi.org/10.3390/w13010056>
- Moreira, A. M. M., Günther, W. M. R., & Siqueira, C. E. G. (2019). Workers' perception of hazards on recycling sorting facilities in São Paulo, Brazil. *Ciência & Saúde Coletiva*, 24(3), 771–780. <https://doi.org/10.1590/1413-81232018243.01852017>
- Murad, M. H., Asi, N., Alsawas, M., & Alahdab, F. (2016). New evidence pyramid. *Evidence Based Medicine*, 21(4), 125–127. <https://doi.org/10.1136/ebmed-2016-110401>
- Murashov, V., Geraci, C. L., Schulte, P. A., & Howard, J. (2021). Nano- and microplastics in the workplace. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, 18(10–11), 489–494. <https://doi.org/10.1080/15459624.2021.1976413>

- Niari, M. H., Ghobadi, H., Amani, M., Aslani, M. R., Fazlzadeh, M., Matin, S., Takaldani, A. H. S., & Hosseininia, S. (2025). Characteristics and assessment of exposure to microplastics through inhalation in indoor air of hospitals. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 18(1), 253–262. <https://doi.org/10.1007/s11869-024-01640-0>
- NIOSH (2014). Current strategies for engineering controls in nanomaterial production and downstream handling processes. Cincinnati, OH: U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health, DHHS (NIOSH) Publication No. 2014–102.
- Nowak, K., Jabłońska, E., & Ratajczak-Wrona, W. (2019). Immunomodulatory effects of synthetic endocrine disrupting chemicals on the development and functions of human immune cells. *Environment International*, 125, 350–364. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.078>
- OECD. (2022). Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/aa1edf33-en>
- Ojha, U. C., Kumar, A., Spalgais, S., Choudhari, O. K., & Anbhule, A. (2020). Chronic Lung Diseases in Plastic Fumes Exposed Workers: A Case Series.
- ONU. (2025). Busca de acordo global para combater a crise de plásticos envolve 179 países. <https://news.un.org/pt/story/2025/08/1850620>
- Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., Yap, P.-S., Wu, Y.-S., Nagandran, S., Batumalaie, K., Gopinath, S. C. B., John, O. D., Sekar, M., Saikia, T., Karunanithi, P., Hatta, M. H. M., & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(4), 2129–2169. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>

- Pandey, P. K., Raju, M. V., Satyanarayana, D., Kumar, M. S., & Maria, K. (2024). A Critical Review on Application of Waste Plastic as a Valuable Resource in the Construction Industry. 28(1).
- Peñalver, R., Costa-Gómez, I., Arroyo-Manzanares, N., Moreno, J. M., López-García, I., Moreno-Grau, S., & Córdoba, M. H. (2021). Assessing the level of airborne polystyrene microplastics using thermogravimetry-mass spectrometry: Results for an agricultural area. *Science of The Total Environment*, 787, 147656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147656>
- Plastics Europe. (2022). *Plastics – the Facts 2022: An analysis of European plastics production, demand, conversion and end-of-life management*. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>
- Plastics Europe. (2023). *Plastics – the fast Facts 2023*. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>
- Poelhekke, S., & Van Der Ploeg, F. (2015). Green Havens and Pollution Havens. *The World Economy*, 38(7), 1159–1178. <https://doi.org/10.1111/twec.12219>
- Pomata, D., Di Filippo, P., Riccardi, C., Buiarelli, F., Marini, F., Romani, L., Lucarelli, F., Pazzi, G., Galarini, R., & Simonetti, G. (2023). Concentrations and co-occurrence of 101 emerging and legacy organic pollutants in the ultrafine, fine and coarse fractions of airborne particulates associated with treatment of waste from electrical and electronic equipment. *Chemosphere*, 338, 139443. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139443>
- Pomata, D., La Nasa, J., Biale, G., Barlucchi, L., Ceccarini, A., Di Filippo, P., Riccardi, C., Buiarelli, F., Modugno, F., & Simonetti, G. (2024). Plastic breath: Quantification of

- microplastics and polymer additives in airborne particles. *Science of The Total Environment*, 932, 173031. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173031>
- Portugal. (2021). Decreto-Lei n.º 69/2021, de 18 de agosto, que transpõe a Diretiva (UE) 2019/904 relativa à redução do impacto de determinados produtos de plástico no ambiente. *Diário da República*, 1.ª série, n.º 159, 3–12. <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/69-2021-167121370>
- Pradeep Kumar G. S., Sachith T. S., Jangam, S., Shivakumar S., & Hebbar, G. S. (2023). Development of High Performance Polymer Composites by Additive Manufacturing: Em R. Keshavamurthy, V. Tambrallimath, & J. P. Davim (Eds.), *Advances in Chemical and Materials Engineering* (pp. 220–238). IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-6684-6009-2.ch013>
- Prasittisopin, L. (2025). Unveiling the duality of cement and concrete addressing microplastic pollution: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(14), 8717–8742. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36267-w>
- Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
- Prata, J. C., Da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment*, 702, Article 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>

- Preda, O.-T., Vlasceanu, A.-M., Andreescu, C. V., Tsatsakis, A., Mezhuev, Y., Negrei, C., & Baconi, D. L. (2024). Health Implications of Widespread Micro- and Nanoplastic Exposure: Environmental Prevalence, Mechanisms, and Biological Impact on Humans. *Toxics*, 12(10), 730. <https://doi.org/10.3390/toxics12100730>
- Przekop, R., Michalczuk, U., Penconek, A., & Moskal, A. (2023). Effect of Microplastic Particles on the Rheological Properties of Human Saliva and Mucus. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(22), 7037. <https://doi.org/10.3390/ijerph20227037>
- Rafiq, A., & Xu, J.-L. (2023). Microplastics in waste management systems: A review of analytical methods, challenges and prospects. *Waste Management*, 171, 54–70. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.08.015>
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146, 106274. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- Ramsperger, A. F. R. M., Bergamaschi, E., Panizzolo, M., Fenoglio, I., Barbero, F., Peters, R., Undas, A., Purker, S., Giese, B., Lalyer, C. R., Tamargo, A., Moreno-Arribas, M. V., Grossart, H.-P., Kühnel, D., Dietrich, J., Paulsen, F., Afanou, A. K., Zienolddiny-Narui, S., Eriksen Hammer, S., ... Laforsch, C. (2023). Nano- and microplastics: A comprehensive review on their exposure routes, translocation, and fate in humans. *NanoImpact*, 29, 100441. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2022.100441>

- Randhawa, J. S. (2023). Advanced analytical techniques for microplastics in the environment: A review. *Bulletin of the National Research Centre*, 47(1).
<https://doi.org/10.1186/s42269-023-01148-0>
- Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., De Frond, H., Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S. B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L. M., ... Hung, C. (2019). Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 703–711. <https://doi.org/10.1002/etc.4371>
- Secretariat of the Basel Convention. (2019). Amendments to the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal (Plastic Waste Amendments). Adopted at the fourteenth meeting of the Conference of the Parties (COP14), Geneva, 29 April–10 May 2019. <https://www.basel.int/>
- Shahsavari pour, M., Abbasi, S., Mirzaee, M., & Amiri, H. (2023). Human occupational exposure to microplastics: A cross-sectional study in a plastic products manufacturing plant. *Science of The Total Environment*, 882, 163576.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163576>
- Shamskhany, A., Li, Z., Patel, P., & Karimpour, S. (2021). Evidence of Microplastic Size Impact on Mobility and Transport in the Marine Environment: A Review and Synthesis of Recent Research. *Frontiers in Marine Science*, 8, 760649.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2021.760649>
- Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S. E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: A review. *Analytical Methods*, 9(9), 1384–1391.
<https://doi.org/10.1039/C6AY02558G>

- Shruti, V. C., Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Roy, P. D., & Martínez, I. E. (2022). Occurrence and characteristics of atmospheric microplastics in Mexico City. *Science of The Total Environment*, 847, 157601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157601>
- Siddiqua, A., Hahladakis, J. N., & Al-Attia, W. A. K. A. (2022). An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(39), 58514–58536. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>
- Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Rani, M., Lee, J., & Shim, W. J. (2015). A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin*, 93(1–2), 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>
- Sterne, J. A. C., Hernán, M. A., Reeves, B. C., Savović, J., Berkman, N. D., Viswanathan, M., Henry, D., Altman, D. G., Ansari, M. T., Boutron, I., Carpenter, J. R., Chan, A. W., Churchill, R., Deeks, J. J., Hróbjartsson, A., Kirkham, J., Jüni, P., Loke, Y. K., Pigott, T. D., ... Higgins, J. P. T. (2016). ROBINS-I: A tool for assessing risk of bias in non-randomised studies of interventions. *BMJ*, 355, i4919. <https://doi.org/10.1136/bmj.i4919>
- Suzuki, G., Uchida, N., Tuyen, L. H., Tanaka, K., Matsukami, H., Kunisue, T., Takahashi, S., Viet, P. H., Kuramochi, H., & Osako, M. (2022). Mechanical recycling of plastic waste as a point source of microplastic pollution. *Environmental Pollution*, 303, 119114. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119114>
- Swinerton, S., Su, J., & Tsai, C. S. J. (2024). The emission and physicochemical properties of airborne microplastics and nanoplastics generated during the mechanical

- recycling of plastic via shredding. *Scientific Reports*, 14(1), 24755.
<https://doi.org/10.1038/s41598-024-73775-0>
- Tanjil, R. H., Islam, M. S., Islam, Z., Roy, S., Nahian, S., & Salam, A. (2025). Atmospheric Microplastic Pollution in Textile Industrial Areas: Source, Composition, and Health Risk Assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 114(4), 51. <https://doi.org/10.1007/s00128-025-04021-0>
- Thapa, K., Vermeulen, W. J. V., De Waal, M. M., Deutz, P., & Nguyễn, H. Q. (2024). Towards a Just Circular Economy Transition: The Case of European Plastic Waste Trade to Vietnam for Recycling. *Circular Economy and Sustainability*, 4(2), 851–876.
<https://doi.org/10.1007/s43615-023-00330-w>
- Thompson, R. C., Courtene-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., & Koelmans, A. A. (2024). Twenty years of microplastic pollution research—What have we learned? *Science*, 386(6720), eadl2746. <https://doi.org/10.1126/science.adl2746>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Tiwari, R. R., Sadhu, H. G., & Sharma, Y. K. (2021). Respiratory health of workers exposed to polyacrylate dust. *Lung India*, 38(3), 252–257.
https://doi.org/10.4103/lungindia.lungindia_456_20
- Ullah, S., Ahmad, S., Guo, X., Ullah, S., Ullah, S., Nabi, G., & Wanghe, K. (2023). A review of the endocrine disrupting effects of micro and nano plastic and their associated chemicals in mammals. *Frontiers in Endocrinology*, 13, 1084236.
<https://doi.org/10.3389/fendo.2022.1084236>

- União Europeia. (1989). Diretiva 89/391/CEE do Conselho, de 12 de junho de 1989, relativa à aplicação de medidas destinadas a promover a melhoria da segurança e da saúde dos trabalhadores no trabalho. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L 183, 1–8. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31989L0391>
- União Europeia. (2006). Regulamento (CE) n.º 1907/2006 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de dezembro de 2006, relativo ao registo, avaliação, autorização e restrição dos produtos químicos (REACH), que cria a Agência Europeia dos Produtos Químicos, altera a Diretiva 1999/45/CE e revoga o Regulamento (CEE) n.º 793/93 do Conselho e o Regulamento (CE) n.º 1488/94 da Comissão, bem como a Diretiva 76/769/CEE do Conselho e as Diretivas 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE e 2000/21/CE da Comissão. Jornal Oficial da União Europeia, L 396, 1–849. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32006R1907>
- União Europeia. (2019). Diretiva (UE) 2019/904 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de junho de 2019, relativa à redução do impacto de determinados produtos de plástico no ambiente. Jornal Oficial da União Europeia, L 155, 1–19. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32019L0904>
- União Europeia. (2023). Regulamento (UE) 2023/2055 da Comissão, de 25 de setembro de 2023, que altera o anexo XVII do Regulamento (CE) n.º 1907/2006 do Parlamento Europeu e do Conselho no que diz respeito à restrição das micropartículas poliméricas sintéticas. Jornal Oficial da União Europeia, L 238, 1–32. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32023R2055>
- United States Congress. (2015). Microbead-Free Waters Act of 2015, Pub. L. No. 114-114, 129 Stat. 3129. <https://www.congress.gov/>

- Velis, C. A., & Cook, E. (2021). Mismanagement of Plastic Waste through Open Burning with Emphasis on the Global South: A Systematic Review of Risks to Occupational and Public Health. *Environmental Science & Technology*, 55(11), 7186–7207. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08536>
- Warheit, D. B., Hart, G. A., Hesterberg, T. W., Collins, J. J., Dyer, W. M., Swaen, G. M. H., Castranova, V., Soiefer, A. I., & Kennedy, G. L. (2001). Potential Pulmonary Effects of Man-Made Organic Fiber (MMOF) Dusts. *Critical Reviews in Toxicology*, 31(6), 697–736. <https://doi.org/10.1080/20014091111965>
- Washko, R. M., Day, B., Parker, J. E., Castellan, R. M., & Kreiss, K. (2000). Epidemiologic investigation of respiratory morbidity at a nylon flock plant. *American Journal of Industrial Medicine*, 38(6), 628–638. [https://doi.org/10.1002/1097-0274\(200012\)38:6%253C628::AID-AJIM3%253E3.0.CO;2-U](https://doi.org/10.1002/1097-0274(200012)38:6%253C628::AID-AJIM3%253E3.0.CO;2-U)
- Winkler, A. S., Cherubini, A., Rusconi, F., Santo, N., Madaschi, L., Pistoni, C., Moschetti, G., Sarnicola, M. L., Crosti, M., Rosso, L., Tremolada, P., Lazzari, L., & Bacchetta, R. (2022). Human airway organoids and microplastic fibers: A new exposure model for emerging contaminants. *Environment International*, 163, 107200. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107200>
- Wu, C.-H., Dang, T. T. M., Mutuku, J. K., Lin, L.-M., Huang, B.-W., & Chang-Chien, G.-P. (2025). Evaluation of PM_{2.5} bound microplastics and plastic additives in several cities in Taiwan: Spatial distribution and human health risk. *Science of The Total Environment*, 959, 178213. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178213>
- Yakovenko, N., Pérez-Serrano, L., Segur, T., Hagelskjaer, O., Margenat, H., Le Roux, G., & Sonke, J. E. (2025). Human exposure to PM₁₀ microplastics in indoor air. *PLOS One*, 20(7), e0328011. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0328011>

- Yates, J., Deeney, M., White, H., Joy, E., Kalamatianou, S., & Kadiyala, S. (2019). PROTOCOL: Plastics in the food system: Human health, economic and environmental impacts. A scoping review. *Campbell Systematic Reviews*, 15(1–2), e1033. <https://doi.org/10.1002/cl2.1033>
- Yu, J. T., Diamond, M. L., & Helm, P. A. (2023). A fit-for-purpose categorization scheme for microplastic morphologies. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(2), 422–435. <https://doi.org/10.1002/ieam.4648>
- Zadjelovic, V., Wright, R. J., Walker, T. R., Avalos, V., Marín, P. E., Christie-Oleza, J. A., & Riquelme, C. (2023). Assessing the impact of chronic and acute plastic pollution from construction activities and other anthropogenic sources: A case study from the coast of Antofagasta, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 195, 115510. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115510>
- Zarus, G. M., Muianga, C., Brenner, S., Stallings, K., Casillas, G., Pohl, H. R., Mumtaz, M. M., & Gehle, K. (2023). Worker studies suggest unique liver carcinogenicity potential of polyvinyl chloride microplastics. *American Journal of Industrial Medicine*, 66(12), 1033–1047. <https://doi.org/10.1002/ajim.23540>
- Zarus, G. M., Muianga, C., Hunter, C. M., & Pappas, R. S. (2021). A review of data for quantifying human exposures to micro and nanoplastics and potential health risks. *Science of The Total Environment*, 756, 144010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144010>
- Zhang, X., Wang, H., Peng, S., Kang, J., Xie, Z., Tang, R., Xing, Y., He, Y., Yuan, H., Xie, C., & Liu, Y. (2022). Effect of microplastics on nasal and intestinal microbiota of the high-exposure population. *Frontiers in Public Health*, 10, 1005535. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.1005535>

- Zhang Y., Xu Y., & Xie B. (2025). Advances in environmental degradation and impact of degradable plastics. *Chinese Science Bulletin*, 70(18), 2812–2824.
<https://doi.org/10.1360/tb-2024-0824>
- Zhou, G., Wang, Q., Li, J., Li, Q., Xu, H., Ye, Q., Wang, Y., Shu, S., & Zhang, J. (2021). Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 752, 141837.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>
- Zuskin, E., Mustajbegovic, J., Schachter, E. N., Doko-Jelinic, J., & Bradic, V. (1997). Respiratory function in shoe manufacturing workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 31(1), 50–55. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0274\(199701\)31:1%253C50::AID-AJIM8%253E3.0.CO;2-0](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0274(199701)31:1%253C50::AID-AJIM8%253E3.0.CO;2-0)
- Zuskin, E., Mustajbegovic, J., Schachter, E. N., Kern, J., Budak, A., & Godnic-Cvar, J. (1998). Respiratory findings in synthetic textile workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 33(3), 263–273. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0274\(199803\)33:3%253C263::AID-AJIM8%253E3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0274(199803)33:3%253C263::AID-AJIM8%253E3.0.CO;2-X)

P.PORTO

ESCOLA
SUPERIOR
DE SAÚDE



M

MESTRADO

HIGIENE E SEGURANÇA NAS ORGANIZAÇÕES