



Universidade de Aveiro

2021

Lin Xumiao

Ocorrência e Distribuição de Microplásticos e Fibras Sintéticas no Ar Interior e Exterior de Residências



Universidade de Aveiro
2021

Lin Xumiao

Ocorrência e Distribuição de Microplásticos e Fibras Sintéticas no Ar Interior e Exterior de Residências

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e da Doutora Teresa Alexandra Peixoto da Rocha Santos, Investigadora Principal com Agregação do Departamento de Química e Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) da Universidade de Aveiro.

o júri

Presidente

Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes
Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

Vogal
(Orientador)

Professor Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira
Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

Arguente

Doutora Cristina Marisa Ribeiro de Almeida
Investigadora do Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental (CIIMAR),
Universidade do Porto

agradecimentos

Aos meus avós.

Aos meus orientadores pela paciência e apoio dado neste trabalho.

À Joana pelas horas no laboratório, pelos conselhos, pelas conversas que preencheram o silêncio e por toda ajuda que me deu.

Especial e caloroso agradecimento aos meus irmãos e aos meus amigos que de uma maneira ou de outra me acompanharam neste percurso. Particularmente às Giras, Leb Leb e Loren, que me apoiaram incessantemente.

Ao meu Bolinho.

palavras-chave

Microplásticos na atmosfera; fibras sintéticas; ambiente interior/exterior

resumo

A presença de microplásticos (MPs) tem vindo a ser amplamente reportada no meio aquático, assim como no solo. Apesar de não serem ainda considerados como poluentes, as suas características físico-químicas acarretam perigos para os seres vivos. Recentemente, surgiram também alguns relatos acerca da presença destas partículas no ambiente atmosférico. O presente trabalho teve como objetivos a caracterização dos microplásticos e fibras sintéticas recolhidos simultaneamente no ar ambiente interior e exterior de uma residência e a avaliação do desempenho de um purificador de ar na remoção de microplásticos e fibras sintéticas do ar ambiente interior de residências.

As amostras foram recolhidas com o auxílio de um amostrador de baixo caudal, forçando o ar ambiente a passar através de um filtro onde se procedeu à sua concentração. Para a análise das partículas foi necessário adotar duas metodologias distintas, uma com a remoção prévia de matéria orgânica e inorgânica particulada e outra apenas com a aplicação direta do corante *Nile Red*. A identificação das partículas de plástico foi feita posteriormente utilizando um método de identificação visual.

A concentração média de fibras no ar interior foi de $5,30 \pm 2,79$ fibras/m³, enquanto que no ar exterior esse valor foi de $1,73 \pm 2,74$ fibras/m³. Por outro lado, a concentração média de microplásticos foi de $9,39 \pm 5,65$ MPs/m³ para o ambiente interior, e de $5,64 \pm 5,67$ MPs/m³ para o ambiente exterior. A maioria das fibras detetadas nos dois ambientes apresentou um comprimento na gama 20-200µm. As fibras sintéticas corresponderam apenas a 13% do total de fibras recolhidas, enquanto as naturais e as de origem desconhecida corresponderam, respetivamente, a 43% e 44% do total. Os microplásticos detetados possuíam uma forma esférica ou fragmentada. Estas duas formas foram encontradas em percentagens idênticas (50%), tanto para o ambiente interior como para o ambiente exterior. Por outro lado, na avaliação do purificador, a percentagem dos fragmentos identificados antes e depois do funcionamento do purificador eram, respetivamente, 71% e 43%, sendo o remanescente de cada um pertencente à forma esférica. Os resultados não revelaram efeitos significativos do purificador de ar na remoção de fibras e microplásticos. No futuro, poderão ser adotadas técnicas analíticas alternativas para analisar quimicamente as partículas e assim contribuir não só para o desenvolvimento do estudo de MPs na atmosfera, como também obter dados quanto ao risco que estas poderão representar para a saúde humana.

keywords

Airborne microplastics; synthetic fibers; indoor/outdoor environment

abstract

The presence of microplastics (MPs) has been widely reported in the aquatic environment as well as in the soil. Although they are not considered as pollutants yet, their physical and chemical characteristics pose dangers to living beings. Recently, there have also been reported some data about the presence of these particles in the atmospheric environment. The present work had as objectives the characterization of microplastics and synthetic fibers collected simultaneously in the indoor and outdoor environment air of a residence and the evaluation of the performance of an air purifier in the removal of microplastics and synthetic fibers from the homes indoor ambient air.

The samples were collected with the aid of a low flow sampler, forcing the ambient air to pass through a filter where it was concentrated. For the analysis of the particles it was necessary to adopt two different methodologies, one with the previous removal of particulate organic and inorganic matter and other only with the direct application of the Nile Red dye. The identification of the plastics particles was later made using a method of visual identification.

The average concentration of fibers in indoor air was 5.30 ± 2.79 fibers/m³, while in outdoor air this value was 1.73 ± 2.74 fibers/m³. On the other hand, the average concentration of microplastics was 9.39 ± 5.65 MPs/m³ for indoor environment and 5.64 ± 5.67 MPs/ m³ for outdoor. Most of fibers detected in the two environments had a length in the range 20-200µm. Synthetic fiber only represents 13% of collected fibers, while natural fibers and those of unknown origin corresponded respectively 43% and 44% of total. The detected microplastics had a spherical or fragmented shape. These two forms were found in identical percentages (50%) for both indoor and outdoor environments. On the other hand, in the evaluation of the air purifier, the percentage of fragments identified before and after the operation of air purifier were, respectively, 71% and 43%, with the remainder of each belonging to the spherical shape. The results did not reveal significant effects of the air purifier in the removal of fibers and microplastics. In the future, alternative analytical techniques can be adopted to chemically analyze the particles and thus contribute not only to the development of the study of airborne MPs, but also to obtain data regarding the risk they may represent to human health.

Índice

Índice de figuras.....	xv
Índice de tabelas	xvii
Nomenclatura	xix
1. Introdução.....	1
1.1 Objetivos e estrutura.....	1
1.2 Plásticos.....	2
1.3 Produção e uso.....	5
1.4 Destino dos plásticos.....	8
2. Microplásticos.....	11
2.1 Microplásticos na atmosfera	13
2.2 Efeitos dos microplásticos presentes em ambiente atmosférico na saúde	18
3. Metodologia.....	19
3.1 Amostragem	19
3.2 Análise laboratorial.....	21
3.3 Controlo de contaminações	24
4. Resultados e discussão.....	25
4.1 Métodos usados no tratamento das amostras recolhidas no ar ambiente.....	25
4.2 Controlo de contaminações	27
4.3 Medições em ambientes interior e exterior	27
4.3.1 Fibras.....	27
4.3.2 Microplásticos.....	31
4.4 Efeito do purificador de ar nas concentrações de fibras e microplásticos no ambiente interior de habitações	32
4.4.1 Fibras.....	32
4.4.2 Microplásticos.....	35
4.4.3 Remoção de partículas pelo purificador de ar	36
5. Conclusões e perspetivas futuras	37
Referências	39
Apêndice A.....	A.1

Índice de figuras

Figura 1: Esquema simplificado de polimerização do polietileno. Fonte: Royal Society Te Apārangi, (2019).	3
Figura 2: Distribuição global da produção de plásticos (2018). Fonte: PlasticsEurope (2019).	6
Figura 3: Procura de materiais de plástico na Europa, por setor, em 2018. Fonte: PlasticsEurope 2019.....	7
Figura 4: Procura de materiais de plástico por tipos de resina mais comuns, 2018. Fonte: PlasticsEurope, 2019.....	7
Figura 5: Produção, uso e destino global dos plásticos entre 1950 e 2015. Fonte: Adaptado de Geyer <i>et al.</i> , 2017.	9
Figura 6: Acumulação e descarte dos resíduos de plástico. Fonte: Geyer <i>et al.</i> , 2017.	10
Figura 7: Procedimentos realizados na limpeza do porta-filtros: a) desmontagem; b) lavagem com álcool; c) N ₂ comprimido.....	19
Figura 8: PVC (esquerdo) e HDPE (direito) em solução de NaI.	22
Figura 9: Filtro com os três pontos, com 3 milímetros espaçados entre si.	23
Figura 10: Imagens de fibras e microplásticos s: a) fibras observadas na amostra 4IN; b) microplásticos (partículas fluorescentes) observados ao microscópio (amostra 5IN); c) e d) fibra (2OUT) e microplásticos (5OUT) observados sob luz azul e filtro de lente laranja. ...	24
Figura 11: Filtro de prata (3IN) após tratamento com reagente de Fenton (esquerdo). Filtro 3IN observado no estereoscópio digital (Leica DSM300), ampliação 5x.	26
Figura 12: Distribuição do comprimento das fibras encontradas no meio interior.	28
Figura 13: Distribuição das fibras encontradas em meio exterior.....	29
Figura 14: Natureza das fibras identificadas.	30
Figura 15: Distribuição geral da natureza das fibras detetadas.....	30
Figura 16: Distribuição da cor das fibras detetadas.....	31
Figura 17: Distribuição por natureza das fibras observadas.	34

Figura 18: Número de fibras nas diferentes cores, antes e depois do purificador de ar. .. 35

Índice de tabelas

Tabela 1: Alguns dos exemplos de tipos de termoplásticos.	4
Tabela 2: Alguns dos exemplos de tipos de termofixos.....	4
Tabela 3: Alguns exemplos de tipos de polímeros mais produzidos e a sua aplicação. Fonte: (Royal Society Te Apārangi, 2019; PlasticsEurope, 2019)	8
Tabela 4: Classificação geral das fibras têxteis. Adaptada de Gasperi, <i>et al</i> , 2018.	15
Tabela 5: Estudos acerca de presença de microplásticos na atmosfera	17
Tabela 6: Descrição física, geográfica e número de habitantes de cada residência estudada.	20
Tabela 7: Concentração de fibras no ar ambiente interior e exterior da residência.....	27
Tabela 8: Concentração de microplásticos nas diferentes amostras e a média final.....	31
Tabela 9: Concentração de fibras nas diferentes habitações antes e depois da utilização do purificador de ar.	33
Tabela 10: Comprimento das fibras identificadas nas diferentes residências.	34
Tabela 11: Concentrações de microplásticos nas diferentes habitações antes e depois da utilização do purificador de ar).....	36
Tabela 12: Concentrações de fibras e microplásticos quantificadas nos filtros do purificador de ar.....	37
Tabela 13: Dados das amostragens em ambiente interior e exterior.	A
Tabela 14: Dados de amostragem nas residências antes e após o funcionamento do purificador de ar.	A

Nomenclatura

A'	Amostra de filtro de purificador utilizado na casa A
ABS	Acrilonitrilo butadieno estireno
B'	Amostra de filtro de purificador utilizado na casa B
C'	Amostra de filtro de purificador utilizado na casa C
D'	Amostra de filtro de purificador utilizado na casa D
E'	Amostra de filtro de purificador utilizado na casa E
EPS	Poliestireno expandido
ETARs	Estações de Tratamento das Águas Residuais
EVOH	Álcool etileno vinílico
F	Branco de amostragem do teste de eficiência do purificador de ar
G	Amostra do filtro de purificador por utilizar
GESAMP	<i>Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection</i>
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogénio
HNO ₃	Ácido nítrico
IN	Interior
Mts	Megatoneladas
MP(s)	Microplástico(s)
NAFTA	Tratado Norte-Americano de Livre Comércio
N ₂	Azoto
NaI	Iodeto de sódio
OMS	Organização Mundial de Saúde
OUT	Exterior

PA	Poliamida
PBAT	Polibutirato
PBT	Tereftalato de polibutileno
PC	Policarbonato
PE	Polietileno
PEEK	Poli(éter-éter-cetona)
PE-HD	Polietileno de alta densidade
PE-LD	Polietileno de baixa densidade
PE-LLD	Polietileno linear de baixa densidade
PE-MD	Polietileno de densidade média
PET	Polietileno tereftalato
PM	Matéria particulada
PM ₁₀	Partículas em suspensão com diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 10 µm
PMMA	Polimetilmetacrilato
POM	Polióxido de metileno
PP	Polipropileno
PP&A	Poliamida e acrílico
PS	Poliestireno
PSU	Polisulfona
PUR	Poliuretano
PVC	Policloreto de vinilo
PTN	Pressão e Temperatura Normal
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos

SAN	Estireno acrilonitrilo
UV	Ultravioleta
VC	Cloreto de vinilo
TPE	Elastómero termoplástico

1. Introdução

A crescente poluição e a pressão humana sobre os recursos naturais têm posto em causa todos os compartimentos ambientais, entre os quais a atmosfera. A emissão de poluentes para a atmosfera em resultado de atividades antropogénicas não só contribui para o agravamento das alterações climáticas, como também afeta negativamente a qualidade do ar que respiramos e, conseqüentemente, a nossa saúde. Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), em 2012, a poluição atmosférica era responsável por uma em cada nove mortes anuais, representando o maior risco ambiental para a saúde. Por outro lado, na mesma data, apenas uma em cada dez pessoas vivia em cidades que cumpriam as recomendações daquela organização (WHO, 2016).

Quando se pensa em poluição atmosférica, é frequente estabelecer-se uma associação com óxidos de carbono (COx), óxidos de enxofre (SOx), óxidos de azoto (NOx) e a matéria particulada (PM), por serem as classes de poluentes mais vulgarmente associadas à contaminação do ar.

Nos últimos anos foram também detetados microplásticos (MPs) no ambiente atmosférico. Apesar de ainda não serem considerados poluentes atmosféricos, foram reportados em concentrações significativas em diversos estudos (Dris *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2019; Klein & Fischer, 2019; Y. Li *et al.*, 2020) e os seus efeitos na saúde humana têm sido questionados, pelo que se poderá estar perante uma nova classe de poluentes atmosféricos a acrescentar aos supracitados.

Os microplásticos são partículas de plástico com dimensões inferiores a 5 mm e a sua presença no ambiente tem vindo a gerar uma grande preocupação na sociedade em geral e, em particular, na comunidade científica. Existe uma grande diversidade de estudos relacionados com a propagação de microplásticos na natureza, maioritariamente focada no sistema aquático, no entanto a sua presença e disseminação no ar está ainda pouco explorada. Estudos recentes comprovam não só a presença de fibras manufaturadas em atmosferas urbanas e suburbanas (Dris, *et al.*, 2016; Dris *et al.*, 2017), como também em regiões remotas (Allen *et al.*, 2019; Bergmann *et al.*, 2019).

1.1 Objetivos e estrutura

Este trabalho teve como objetivo geral contribuir para colmatar a atual lacuna de conhecimento sobre a presença de microplásticos no ar ambiente. Como objetivo específico pretendeu-se recolher e caracterizar em termos físicos os microplásticos em suspensão no ar ambiente do interior e exterior de habitações, utilizando diferentes

métodos de processamento das amostras. Adicionalmente, pretendeu-se testar a eficiência de remoção das partículas supracitadas por um equipamento purificador do ar – comercializado com a finalidade de eliminar, por filtração, as partículas suspensas – no interior de residências distintas.

Definidos os objetivos, a presente dissertação está estruturada em 5 capítulos.

O capítulo 1 apresenta o tema e os objetivos a alcançar neste trabalho. São apresentados os processos de fabrico dos materiais de plástico, os compostos químicos que intervêm na sua produção, bem como a tipologia de polímeros existentes no mercado. Para além disso, este capítulo aborda ainda o tema da utilização e destino final dos plásticos.

O capítulo 2 apresenta um enquadramento geral acerca dos microplásticos no ambiente, com um foco especial na presença destes contaminantes na atmosfera e os seus potenciais efeitos na saúde.

O capítulo 3 descreve a metodologia adotada, juntamente com os materiais utilizados.

O capítulo 4 apresenta os resultados e a respetiva discussão.

Por fim, o capítulo 5 apresenta as principais conclusões e sugestões para um trabalho futuro.

1.2 Plásticos

Geralmente, na análise e caracterização dos microplásticos no ambiente, os autores classificam as partículas quanto ao tipo de polímero. Desta forma, fica facilitada a identificação de possíveis fontes e o destino final dos microplásticos (Stanton *et al.*, 2019; Huang *et al.*, 2020).

Existem inúmeros tipos de plástico, cada um com propriedades e aplicações distintas. Assim, torna-se importante descrever o processo de produção dos plásticos e os tipos de plástico disponíveis no mercado.

Os plásticos resultam da síntese de produtos químicos primários provenientes essencialmente de fontes não renováveis, tais como gás natural, petróleo e carvão. Estima-se que a produção de plásticos consuma entre 4% a 8% do petróleo produzido mundialmente (Royal Society Te Apārangi, 2019), quer como matéria-prima quer como combustível para o fornecimento de energia nos processos intervenientes na cadeia de produção. A química dos plásticos consiste na ligação de átomos de carbono entre si, juntamente com outros elementos que podem estar presentes nas suas ligações químicas (American Chemistry Council, 2020).

Os átomos de carbono que compõem o plástico podem estar ligados a átomos como hidrogénio, nitrogénio, enxofre, cloro ou oxigénio. As combinações dos diferentes átomos formam monómeros, que posteriormente se interligam entre si e formam polímeros por um processo denominado polimerização (GESAMP, 2015; Royal Society Te Apārangi, 2019). A figura 1 ilustra a obtenção de polietileno através da polimerização de monómeros de etileno.

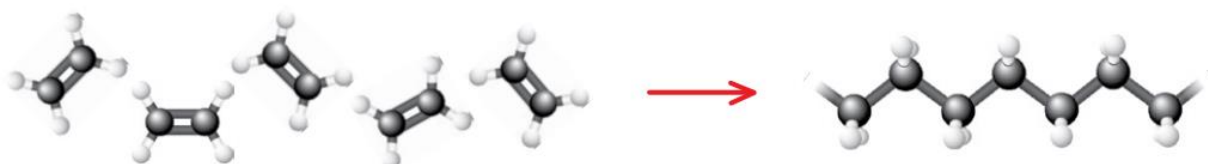


Figura 1: Esquema simplificado de polimerização do polietileno. Fonte: Royal Society Te Apārangi, (2019).

Em diversas situações é necessário alterar as propriedades que são inatingíveis pela simples modificação da estrutura do polímero, recorrendo-se para o efeito à utilização de aditivos. Estas substâncias são intencionalmente introduzidas para ajustar e/ou melhorar certas propriedades e incluem agentes antibacterianos que protegem contra a degradação proveniente da atividade bacteriana, retardadores de chama que oferecem resistência à ignição, corantes que conferem cor, entre outros (Candlin, 2008). Para o mesmo tipo de polímero, os aditivos adicionados variam consoante o fabricante, sendo considerados um segredo corporativo.

Dependendo da forma como as cadeias poliméricas se interligam, os polímeros resultantes podem ser classificados como termoplásticos ou termoendurecíveis (*American Chemistry Council, 2020*). Nos primeiros, os átomos ligam-se para formarem uma longa cadeia linear, sem haver ligações covalentes entre as cadeias poliméricas – *cross-linking*. Os termoplásticos são fundíveis, e por isso facilmente conformáveis ao serem submetidos a elevadas temperaturas (*American Chemistry Council, 2020*). Segundo o *American Chemistry Council*, cerca de 92% dos plásticos produzidos no mundo são termoplásticos, classe que compreende diferentes tipologias de materiais (tabela 1).

Tabela 1: Alguns dos exemplos de tipos de termoplásticos.

Termoplásticos	
Poliétileno (PE)	Policarbonato (PC)
Polipropileno (PP)	Polimetilmetacrilato (PMMA)
Policloreto de vinilo (PVC)	Elastómero termoplástico (TPE)
Poliétileno tereftalato (PET)	Polisulfona (PSU)
Poliestireno (PS)	Fluoropolímeros
Poliestireno expandido (EPS)	Poli(éter-éter-cetona) (PEEK)
Acrilonitrilo butadieno estireno (ABS)	Polióxido de metileno (POM)
Estireno acrilonitrilo (SAN)	Tereftalato de polibutireno (PBT)
Poliamida (PA)	Álcool etileno vinílico (EVOH)

Por outro lado, os termoendurecíveis, também conhecidos por termofixos, não possuem a característica que lhes permite fundirem-se e rearranjarem-se num novo formato, devido à existência de *cross-linking*. Isto é, na sua produção há a formação de uma rede bidimensional ou tridimensional, pelo que se deve proceder de imediato à sua conformação antes do endurecimento (tabela 2, *American Chemistry Council*, 2020). Por isso, estes tipos de plástico não são passíveis de serem reciclados.

Tabela 2: Alguns dos exemplos de tipos de termofixos.

Termofixos	
PUR	Silicone
Poliéster não saturado	Resinas de fenol-formaldeído
Resinas epóxi	Resinas de ureia-formaldeído
Resina de melamina	Resinas fenólicas
Ésteres de vinilo	Resinas acrílicas

Os plásticos também podem advir de fontes renováveis, como a cana-de-açúcar, óleo vegetal e amido, sendo por essa razão denominados de bioplásticos. Segundo a *European Bioplastics* (2018), os bioplásticos incluem materiais de plásticos provenientes de biomassa, biodegradáveis ou ambos. Isto é, um polímero pode ser considerado bioplástico quando: a) provém total ou parcialmente de biomassa, porém não biodegradável (ex. PE proveniente de biomassa); b) é sintetizado a partir de combustíveis fósseis e ao mesmo tempo biodegradável (ex. polibutirato, PBAT); c) é biodegradável e deriva de fontes renováveis (ex. ácido polilático, PLA) (*European Bioplastics*, 2018). Um material é biodegradável quando, em condições ambientais favoráveis, os microrganismos conseguem transformar os materiais em substâncias naturais, como dióxido de carbono (CO₂), água e/ou composto (*European Bioplastics*, 2018). Note-se que os plásticos

provenientes de materiais de base biológica podem não ser biodegradáveis. Por outro lado, os plásticos baseados em combustíveis fósseis podem ser degradáveis. Neste último caso, a degradação no ambiente é facilitada pela adição de aditivos de degradação ou polímeros que se fragmentam por ação da radiação ultravioleta (UV) (ex. plásticos oxodegradáveis em que apenas a matriz se decompõe) ou através do processo de compostagem (ex. PLA) (Candlin, 2008; Prata *et al.*, 2019).

1.3 Produção e uso

A acumulação de microplásticos e microfibras no ambiente está, em parte, relacionada com o aumento do uso e produção de plásticos (GESAMP, 2015). Na verdade, a manufatura global de resinas e fibras sintéticas aumentou desde 2 megatoneladas (Mts), em 1950, até 380 Mts, em 2015 (Geyer, *et al.*, 2017). Numa fase inicial, esse aumento teve como intuito a substituição de recursos materiais de origem animal que já mostravam sinais de escassez (*PlasticsEurope*, 2019). Como o plástico é um material facilmente conformável, leve, resistente e de baixo custo, o que o torna bastante atrativo para uma grande diversidade de aplicações, a procura aumentou consideravelmente ao longo dos anos. Hoje em dia, o plástico é usado na conceção dos mais variados produtos, tendo aplicações em diversos setores económicos, tais como embalagens, produtos alimentares, construção, transporte, têxteis e cuidados de saúde (Gourmelon, 2015; *PlasticsEurope*, 2019).

De acordo com a *PlasticsEurope* (2019), em 2018, a produção global de plásticos atingiu 359 Mts¹. A China representou 30% da produção mundial, seguida pela região abrangida pelo Tratado Norte-Americano de Livre Comércio (NAFTA), que inclui o Canadá, o México e os Estados Unidos da América, com 18% (figura 2). A Ásia posiciona-se como o maior produtor mundial de plásticos. Por outro lado, na Europa, os valores de produção chegaram a 61,8 Mts (*PlasticsEurope*, 2019).

¹ Inclui termoplásticos, poliuretanos, termofixos, elastómeros, adesivos, revestimentos e selantes. Não inclui: PP&A.

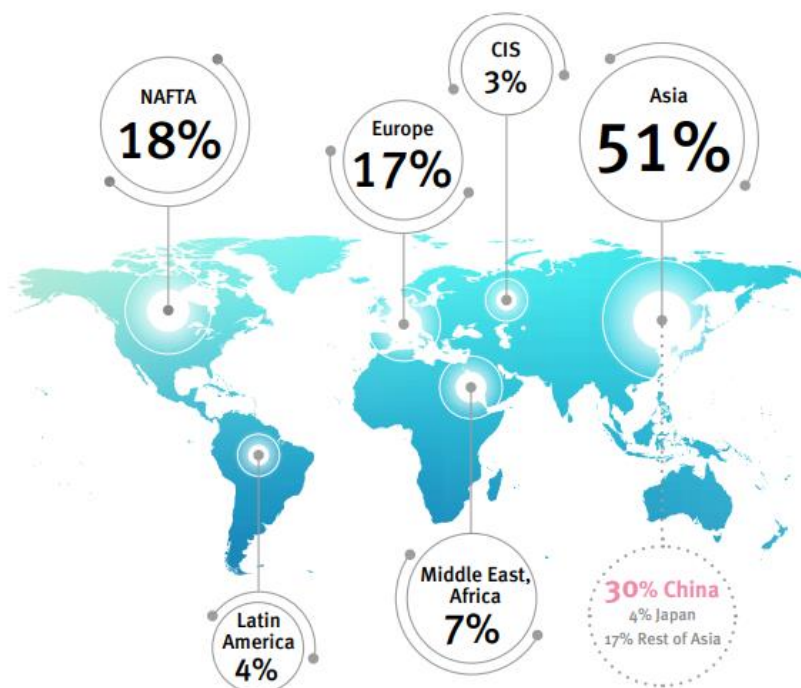


Figura 2: Distribuição global da produção de plásticos (2018). Fonte: *PlasticsEurope* (2019).

Nos dias de hoje, a qualidade de vida e o comportamento das sociedades são responsáveis por um aumento contínuo do consumo de plástico. Na Europa Ocidental e América do Norte, este valor já ultrapassou os 100 kg *per capita* por ano (Panda *et al*, 2010). Porém, nos últimos anos, o maior ritmo de crescimento do consumo tem ocorrido em alguns países asiáticos. Na Índia, o mercado de produtos de plástico destina-se essencialmente à população de classe média, correspondente a cerca de um terço da população total. Isto deve-se ao facto do plástico apresentar um custo mais baixo quando comparado com outros materiais, como metais ou vidro (Panda *et al*, 2010).

Para além dos benefícios já mencionados, a indústria ligada à produção de plástico contribui significativamente para a economia. Segundo a *PlasticsEurope*, a indústria de plásticos na Europa gera mais de 1,6 milhões de postos de trabalho, sendo constituída por cerca de 60 mil empresas. Em 2018, este setor movimentou mais de 360 milhares de milhões de euros (*PlasticsEurope*, 2019). Em termos globais, em 2015, o mesmo setor representou perto de 3% da economia mundial, o que corresponde a uma receita anual de cerca de 1722 milhares de milhões de euros (Ryberg *et al.*, 2018).

A maioria dos plásticos produzidos é destinada ao setor da embalagem e da construção civil. Seguem-se, em menor quantidade, as aplicações na indústria automóvel, agricultura e itens elétricos e/ou eletrónicos (GESAMP, 2015; Royal Society Te Apārangi, 2019 ; *PlasticsEurope*, 2019).

Em 2018, a procura total por plásticos na Europa foi de 51,2 Mts. A figura 3 ilustra a procura de plásticos por setor neste continente. Em conjunto, os setores das embalagens e da construção civil representam cerca de 60% do consumo deste tipo de materiais.

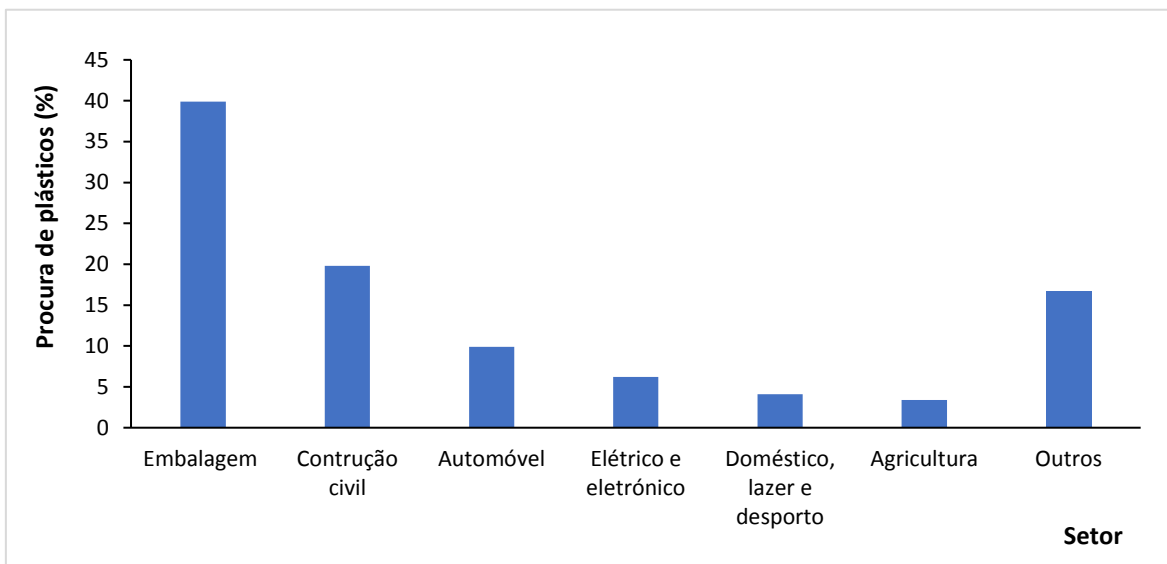


Figura 3: Procura de materiais de plástico na Europa, por setor, em 2018. Fonte: PlasticsEurope 2019.

Apesar de existir uma grande variedade de polímeros disponíveis no mercado, a procura recai essencialmente nos seguintes tipos de polímeros: PP, PET, PUR, PS, PE e PVC (Royal Society Te Aparangi, 2019). A figura 4 ilustra as percentagens de procura de plásticos por tipo de resina, em 2018, na Europa.

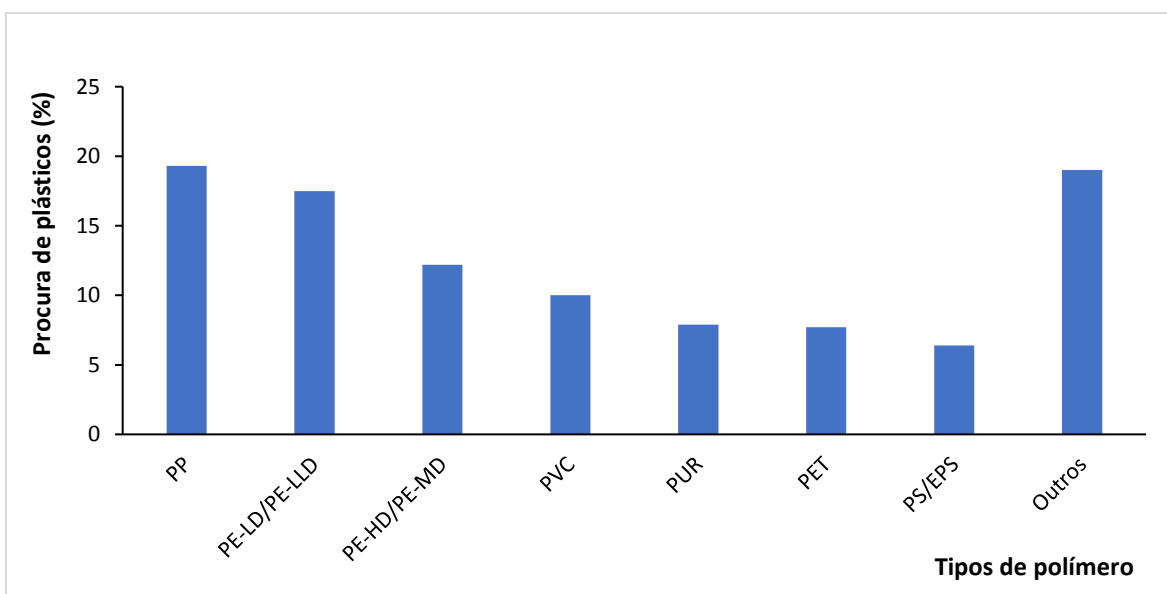


Figura 4: Procura de materiais de plástico por tipos de resina mais comuns, 2018. Fonte: PlasticsEurope, 2019.

Cada tipo de polímero tem uma aplicação específica de acordo com as suas propriedades físicas e químicas, tais como a dureza e a resistência mecânica e térmica. Na tabela 3 encontram-se algumas das aplicações dos plásticos mais comuns.

Tabela 3: Alguns exemplos de tipos de polímeros mais produzidos e a sua aplicação. Fonte: (Royal Society Te Apārangi, 2019; PlasticsEurope, 2019)

Tipo de polímero	Aplicação
Polipropileno (PP)	Embalagem alimentar, recipientes para micro-ondas, peças de automóvel, tubos e notas de bancos
Poliétileno (linear) de baixa densidade (PE-LD/PE-LLD)	Sacos reutilizáveis, bandejas, recipientes, filme agrícola e embalagens de alimentos filme
Poliétileno de alta densidade (média) (PE-HD/PE-MD)	Brinquedos, garrafas de leite, embalagens de champô, tubos e utensílios domésticos
Policloreto de vinilo (PVC)	Caixilharias, pisos, revestimentos de parede, tubos, isolamentos de cabos e piscinas insufláveis
Poliuretano (PUR)	Isolamento de edifícios, almofadas, colchões e espumas isolantes para frigoríficos
Poliétileno tereftalato (PET)	Garrafas de água, embalagens de sumos e refrigerantes e produtos de limpeza
Poliestireno (PS)	Embalagens alimentares, isolamento de edifícios, equipamentos elétricos e eletrónicos e armações de óculos
Outros	Transporte, construção, produtos elétricos e eletrónicos e itens de casa

Segundo Geyer *et al.* (2017), entre 1950 e 2015, a produção de PE, PP, PVC, PET, PUR, PS e fibras de poliéster correspondeu a 92% de todo plástico produzido globalmente.

1.4 Destino dos plásticos

O plástico permanece na natureza por muito tempo, devido às suas características físico-químicas que o tornam um material duradouro. A sua degradação e absorção pelo ambiente são lentas, sendo necessárias centenas a milhares de anos para que ocorra a sua completa mineralização (Geyer *et al.*, 2017). Por outro lado, o tempo de vida dos produtos de plástico pode variar de poucos minutos (ex. sacos de plástico) até vários anos (ex. materiais de construção). Desta forma, torna-se difícil elaborar um balanço global do que entra e sai de uso num dado ano.

De facto, independentemente do tipo de polímero, os plásticos no seu fim de vida continuam a apresentar valor económico, podendo ser transformados em novos produtos ou encaminhados para aproveitamento energético por incineração (PlasticsEurope, 2019). Historicamente, o conteúdo em plástico nos resíduos sólidos urbanos (RSU), variou desde valores inferiores a 1%, em 1960, para valores superiores a 10%, em 2005 (Geyer *et al.*, 2017). A importância crescente da fração de plástico nos RSU, juntamente com a existência de falhas nos sistemas de gestão de resíduos, levou a um aumento da sua acumulação no ambiente. Para além disso, o comportamento inadequado dos consumidores após o uso de produtos contendo plástico ou embalados em materiais de plástico, ou seja, a colocação dos resíduos fora dos pontos de recolha, agrava o problema da poluição por plásticos (Li *et al.*, 2016; Prata *et al.*, 2019).

No sentido de analisar a cadeia global de materiais de plástico, Geyer *et al.* (2017) estimaram a quantidade acumulada de plásticos produzidos entre os anos 1950 e 2015 (figura 5). Assim, foi fabricado um total de 8300 Mts de plástico virgem, que inclui a resina utilizada na conceção dos plásticos, os aditivos, que em média representam 7% da massa de um plástico não fibra, e fibras de poliéster, poliamida e acrílico (PP&A). Das 8300 Mts, foram geradas 6300 Mts de resíduos de plástico, das quais 800 Mts foram encaminhadas para incineração, com ou sem recuperação energética, e 4900 Mts tiveram como destino final aterros, lixeiras a céu aberto e o ambiente; 600 Mts foram reciclados, sendo que apenas 10% foram reciclados mais do que uma vez (Geyer *et al.*, 2017).

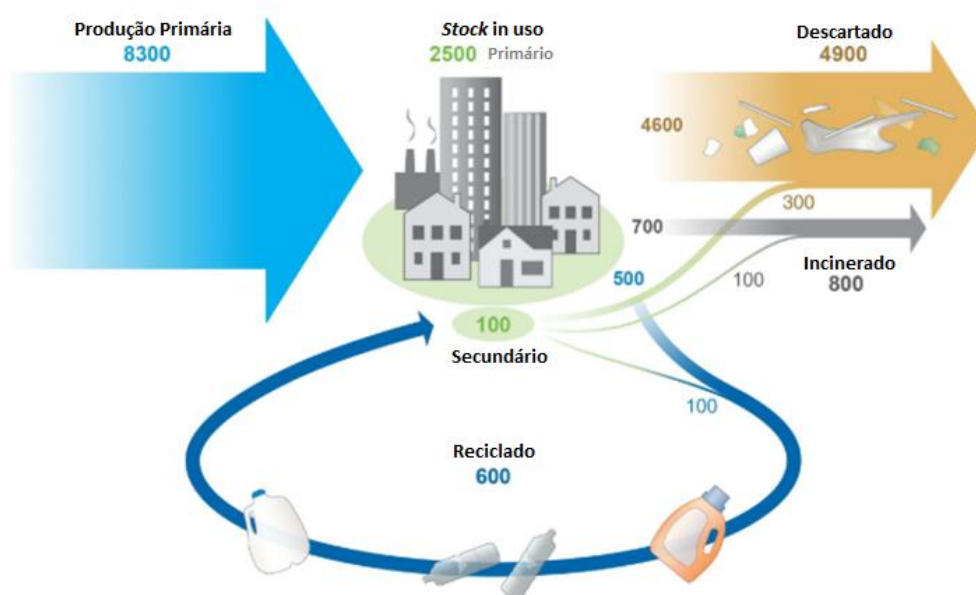


Figura 5: Produção, uso e destino global dos plásticos entre 1950 e 2015. Fonte: Adaptado de Geyer *et al.*, 2017.

Tendo em conta o atual crescimento da produção de plástico virgem, é esperado também um aumento exponencial da produção de resíduos de plástico. Este facto, acrescido da existência de sistemas de gestão de resíduos ainda pouco eficazes, conduz, por sua vez, a um aumento da sua acumulação em aterros e no ambiente. Na figura 6 encontra-se patente a evolução da produção de resíduos de plástico e o seu destino, entre 1950 e 2015 (traço contínuo), e a projeção esperada para os mesmos parâmetros (traço interrompido), de acordo com o estudo realizado por Geyer *et al.* (2017).

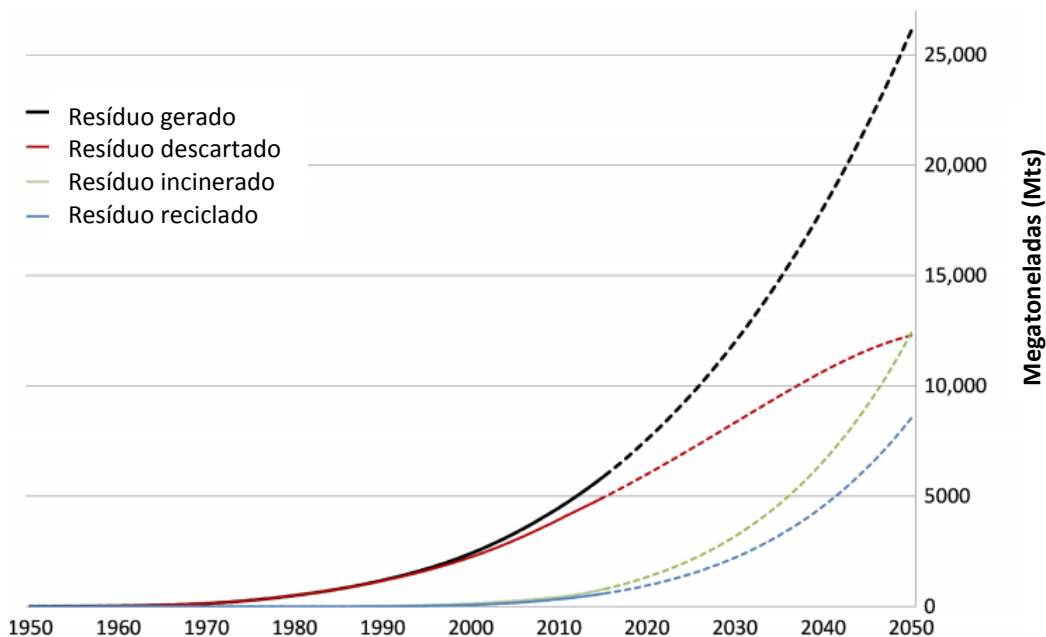


Figura 6: Acumulação e descarte dos resíduos de plástico. Fonte: Geyer *et al.*, 2017.

Se se mantiver o ritmo de produção atual, tendo por base os mesmos comportamentos e condições de tratamento de resíduos, a conseqüente deposição de plástico no ambiente corresponderá a um total de 24000 Mts em 2050, abrangendo tanto a quantidade de resíduos de plástico incinerados como os resíduos de plástico depositados em aterros ou no ambiente. Em contraste, a quantidade de plástico reciclado será de apenas 9000 Mts. Num balanço global, até ao final de 2050, terão sido produzidas 26000 Mts de resinas, 6000 Mts de fibras de PP&A e 2000 Mts de aditivos (Geyer *et al.*, 2017). Em Portugal, em 2018, foram reciclados apenas 12% dos plásticos presentes nos resíduos urbanos. Isto representa acerca de 72 mil toneladas das 600 mil toneladas existentes nos resíduos urbanos (ZERO, 2020).

A ubiquidade dos plásticos nos últimos anos tornou-se uma preocupação global, uma vez que existe a possibilidade deste material ser ingerido pelos seres vivos e os aditivos poderem ser libertados no organismo (Steinmetz *et al.*, 2016). Para além disso, os materiais de plástico fragmentam-se em detritos cada vez mais pequenos, chegando a dimensões microscópicas. Adicionalmente, os plásticos possuem ainda a capacidade de se associarem

a poluentes presentes no meio envolvente (ex. metais pesados), devido à sua superfície hidrofóbica, potencializando os impactos negativos no organismo em caso de ingestão dos mesmos (Gasperi *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019). Esses efeitos incluem a redução do estímulo alimentar, a obstrução do trato intestinal e a inibição da secreção de enzimas gástricas, podendo conduzir à diminuição do consumo de alimentos, e, subseqüentemente, à morte (Li *et al.*, 2016). Outra consequência da ingestão de fragmentos de plástico ocorre no sistema reprodutor, através de interferências na ovulação e falhas na reprodução (Li *et al.*, 2016). Assim, a acumulação de partículas de plástico, tanto em meio terrestre como em meio aquático, representa um risco para a vida animal.

Para se perceber melhor o impacto dos plásticos no ambiente é necessário classificá-los quanto à sua dimensão. Deste modo, os plásticos podem ser divididos em microplásticos (< 5 mm), mesoplásticos (< 2,5 cm), macropelásticos (< 1 m) e megapelásticos (> 1 m) (GESAMP, 2015). Dentro destes, os microplásticos são os que suscitam maior inquietação.

2. Microplásticos

Como referido anteriormente, os microplásticos podem ser classificados, quanto à sua origem, em primários e secundários. Os primários são aqueles que já são produzidos com dimensões reduzidas, sendo frequentemente encontrados em produtos abrasivos, de limpeza e cosméticos (GESAMP, 2015; Ryberg *et al.*, 2018).

Por outro lado, os secundários resultam da fragmentação e degradação físico-química e biológica de plásticos de maiores dimensões, por ações e fenômenos naturais, como o efeito da radiação solar, o vento e a água (Ryberg *et al.*, 2018). A fotodegradação, provocada pela radiação UV provoca a oxidação da matriz do polímero, levando à quebra da ligação química entre os monómeros e, conseqüentemente, à fragmentação e degradação lenta do polímero (Li *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2019). Segundo GESAMP (2016), os microplásticos secundários são aqueles que mais contribuem para a presença tão alargada deste contaminante no ambiente. Estima-se que se encontram acumuladas mais de 300 Mts de microplásticos no planeta, dispersas por todos os compartimentos ambientais (Wang *et al.*, 2019).

Segundo Li *et al.* (2016) e Derraik (2002), existe uma forte correlação entre a densidade populacional e a quantidade de microplásticos no ambiente. Cerca de 80% dos detritos de plásticos encontrados no meio marinho tem origem em áreas terrestres (Allsopp *et al.*, 2006). Estes chegam ao mar através de: a) perdas acidentais durante o transporte de

*pellets*², desde o fabricante primário até ao fabricante secundário, que vai transformar esses grânulos num produto final; b) descargas de águas residuais diretamente no mar ou indiretamente, quando são transportados ao longo dos cursos de água e desaguam no oceano; c) lixo que se fragmenta no ambiente; d) transporte pelo ar; e) abrasão de plásticos (ex. pneus dos carros) (Li *et al.*, 2016; Derraik, 2002; Browne *et al.*, 2011; Prata, 2018). Adicionalmente, a pesca ou o despejo de resíduos pelos barcos e navios são fontes de emissão de plásticos diretamente no mar. Browne *et al.* (2011) mostraram ser também possível a entrada de microplásticos no meio marinho através do efluente resultante das máquinas de lavar roupa, o qual contém fibras têxteis sintéticas. Segundo os autores, foram encontradas fibras em todas as lavagens, das quais 67% eram fibras de poliéster, 17% fibras de acrílico e 16% eram de poliamida.

A contaminação por microplásticos no meio marinho e ao longo das linhas costeiras está documentada em várias regiões do globo (Thompson *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2016; Cannas *et al.*, 2017; Frias *et al.*, 2014). Em Hong Kong, cerca de 91% dos fragmentos de plástico recolhidos dos sedimentos das praias foram microplásticos (Fok & Cheung, 2015). Os mesmos autores documentaram uma das maiores médias do teor de microplásticos já encontrados em praias (5595 itens/m²).

Apesar das Estações de Tratamento das Águas Residuais (ETARs) possuírem capacidade para reduzir até 99% dos microplásticos presentes nos efluentes, ainda existe uma quantidade significativa deste contaminante que é descarregada no meio aquático e que pode, eventualmente, depositar-se nos sedimentos (Li *et al.*, 2016; Horton *et al.*, 2017).

Nas últimas décadas tem-se procurado examinar a presença deste contaminante na natureza, sendo o meio marinho um dos primeiros compartimentos a serem estudados, o que está amplamente documentado um pouco por todo o planeta (Barnes *et al.*, 2009). A contaminação de plásticos nos oceanos foi reconhecida nos anos 70, quando se começaram a identificar fragmentos de plástico no estômago de aves marinhas (Harper & Fowler, 1987). Em termos comparativos, existe uma quantidade mais elevada de estudos relacionados com a presença de fragmentos ou partículas de plástico no meio marinho do que no meio terrestre ou em massas de água doce (Li *et al.*, 2016).

O solo é também um compartimento afetado pela disseminação de microplásticos. Isto deve-se sobretudo ao uso de filmes de plástico na técnica de *mulching*³ para fins agrícolas,

² **Pellets:** Termo referente a pequenos grânulos de plástico, à volta de poucos milímetros. São a matéria prima industrial para fabrico de produtos de plásticos, onde os grânulos são derretidos, moldados até atingir a forma pretendida pelo fabricante (Polyvisions Inc, 2020).

³ **Mulching:** Aplicação de filmes de plástico na agricultura como cobertura das culturas; Esta técnica contribui para uma melhoria no desenvolvimento e crescimento das plantas, já que auxilia na regulação do microclima, interferindo em fatores como a temperatura e a humidade do solo (Steinmetz *et al.*, 2016).

ou então ao efeito da acumulação e posterior degradação do plástico. Por norma, o filme de PE é o material plástico mais usado para esse efeito (Wang *et al.*, 2019). Para além disso, os microplásticos também podem chegar ao solo através da aplicação de compostos produzidos a partir de lamas resultantes das estações de tratamento de águas residuais ou por escorrências das estradas, quando estas, por ação da chuva, migram das estradas para o solo (Abbasi *et al.*, 2019; Horton *et al.*, 2017).

Os microplásticos podem ser encontrados nos tecidos dos peixes e outros organismos marinhos consumidos regularmente pelos seres humanos. A sua presença tem sido igualmente documentada em outros alimentos, como o sal, o mel e a água engarrafada, pelo que os seres humanos ingerem regularmente uma grande quantidade de microplásticos (Selvam *et al.*, 2020; Diaz-Basantos *et al.*, 2020). Todavia, são ainda incertos os efeitos da exposição destas partículas na saúde humana, pois muitos dos efeitos documentados podem não estar estimados para condições ambientais reais, devido às atuais dificuldades de deteção dos microplásticos.

2.1 Microplásticos na atmosfera

O estudo dos microplásticos na atmosfera foi iniciado por Dris *et al.* (2015), em Paris (França), tendo os autores observado, pela primeira vez, partículas de plástico na deposição atmosférica total. De seguida, Dris *et al.* (2016) compararam a deposição entre áreas suburbanas e urbanas, tendo observado que a acumulação de partículas era mais intensa nestas últimas, possivelmente em consequência de diferenças na atividade antropogénica. Para além disso, concluíram que metade das partículas detetadas eram fibras de origem natural (sobretudo lã e algodão). Posteriormente, Cai *et al.* (2017), em Dugguan (China), analisaram amostras provenientes de diferentes pontos da cidade, tendo encontrado uma maior abundância de partículas de plástico na zona com maior densidade populacional (43 ± 4 partículas/m²/dia). Por outro lado, em Hamburgo (Alemanha), a deposição total em áreas urbanas mostrou ser inferior ($136,5 - 260,6$ partículas/ m²/dia) à de áreas rurais ($331,4 - 512,0$ partículas/m²/dia) (Klein & Fischer, 2019). A justificação para esta discrepância pode residir no facto das partículas, durante o tempo seco, se depositarem nas folhas das árvores e, durante eventos de chuva, serem arrastadas juntamente com a água (Klein & Fischer, 2019). Esta hipótese também é suportada por Dris *et al.* (2017), estes autores, verificaram uma quantidade de deposição de fibras 5 vezes superior em dias em que ocorreu precipitação. Adicionalmente, Dris *et al.* (2016, 2017), numa abordagem baseada na colheita ativa das amostras (amostragem ativa), sugerem que o ambiente interior é uma fonte importante de libertação de microplásticos para a atmosfera, incluindo fontes como o mobiliário, os cortinados e tapetes, assim como roupas e os próprios materiais de construção. A queima de resíduos, os aterros, as indústrias, os transportes, e

a ressuspensão das partículas são também responsáveis pela entrada deste contaminante na atmosfera (Dris *et al.*, 2016; Prata, 2018). Além do mais, sendo as cidades a maior fonte de microplásticos para a atmosfera, estes podem depositar-se juntamente com a poeira e, posteriormente, ressuspender para a atmosfera. Segundo Dehghani *et al.* (2017), a concentração de microplásticos na poeira recolhida em estradas (deposição) na cidade de Teerão (Irão), variou entre 88 ± 10 e 605 ± 10 partículas/30 g de poeira seca. Fora esse estudo, Yukioka *et al.* (2020) recolheram amostras de poeira nas ruas de 3 cidades: Kusatsu (Japão), Da Nang (Vietname) e Kathmandu (Nepal). Os autores encontraram uma menor quantidade de microplásticos depositados em cidades de países mais desenvolvidos. A cidade de Kusatsu ($2,0 \pm 1,6$ MPs/m²) foi a que apresentou uma menor concentração de microplásticos, seguida da cidade de Kathmandu ($12,5 \pm 10,1$ MPs/m²) e, por fim, a cidade de Da Nang ($19,7 \pm 13,7$ MPs/m²). Os autores apontaram a má gestão de resíduos como uma das causas da maior contaminação observada nas duas últimas cidades.

Na maioria dos estudos já realizados sobre a presença de microplásticos na atmosfera, as fibras apresentam-se como a forma predominante (Dris *et al.*, 2015; Dris *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2020). Alguns estudos sugerem que a quantidade e o tipo de material fibroso encontrado na atmosfera pode variar consoante a estação do ano, juntamente com o tipo de roupa usado, o tempo e o espaço (Browne *et al.*, 2011; Kaya *et al.*, 2018; Dris *et al.*, 2017). Sabe-se ainda que, durante a secagem da roupa ao sol, as fibras podem soltar-se devido à ação do vento e da radiação solar (Liu *et al.*, 2019). Por outro lado, a lavagem das roupas nas máquinas de lavar, o processo de produção dos materiais de plástico, que envolve o corte e trituração dos mesmos, e o ato de vestir e tirar a roupa, são processos que libertam fibras para o ambiente (Gasperi *et al.*, 2018; Falco *et al.*, 2020; Browne *et al.*, 2011). Uma vez no ambiente, estas podem dar origem a partículas mais finas, por meio de degradação foto-oxidativa, conjugada com ações de fracionamento do vento e ou impacto com outras partículas ambientais (Liu *et al.*, 2019).

Na natureza existem inúmeros tipos de fibras, algumas de origem natural e outras provenientes de indústrias (Gasperi *et al.*, 2018). As fibras produzidas pelo Homem podem ser classificadas em inorgânicas ou orgânicas (tabela 4). Para uma partícula ser considerada como microplástico, esta tem de ser artificial. Porém, esta constitui apenas uma pequena percentagem das fibras identificadas no ambiente. No caso do ar, por exemplo, apenas cerca de 4% das partículas encontradas por Vianello *et al.* (2019) no ar interior de uma residência eram fibras sintéticas, enquanto que o remanescente eram partículas com origem têxtil natural (ex. algodão) ou fragmentos orgânicos (ex. cabelo e escamas da pele).

Tabela 4: Classificação geral das fibras têxteis. Adaptada de Gasperi, et al, 2018.

Fibras têxteis				
Naturais			Produzidas pelo Homem	
Animal	Vegetal	Mineral	Através da química orgânica	Através da química inorgânica
			Artificiais	
Lã, seda	Algodão, juta	Amianto	Viscose/ <i>rayon</i> , acetato, polipropileno, acrílico, poliamida, poliéster, polietileno	
				Vidro, cerâmica, carbono, etc.

O facto de as fibras terem uma densidade baixa, permite que estas permaneçam suspensas no ar ou sejam sujeitas a ações que provoquem a sua ressuspensão. Além disso, possuem a capacidade de ser transportadas a grandes distâncias e, conseqüentemente, depositar em locais remotos (Allen *et al.*, 2019; Abbasi *et al.*, 2019; Prata *et al.*, 2020).

A caracterização dos microplásticos no ambiente atmosférico processa-se geralmente por amostragem da deposição ou das partículas em suspensão (Chen *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2020). A deposição refere-se à quantidade de partículas depositada sobre uma determinada superfície num determinado intervalo de tempo. Esta pode ser classificada como deposição húmida, deposição seca ou deposição total (quando corresponde à soma da deposição seca com a deposição húmida). A deposição total tem sido usada em estudos sobre microplásticos em ambientes exteriores (Cai *et al.*, 2017; Bergmann *et al.*, 2019; Wright *et al.*, 2020). Em ambientes interiores só é possível quantificar a deposição seca, recorrendo-se para o efeito a um método simples, que consiste na exposição de um filtro aberto ao ar ambiente, por um determinado período de tempo (Dris *et al.*, 2017). Neste tipo de ambiente, a caracterização dos microplásticos também tem sido feita através da recolha das partículas em suspensão, usando-se para o efeito um amostrador ativo que permita a passagem de um dado volume de ar sobre um meio filtrante onde as partículas ficam retidas (Li *et al.*, 2020).

Para além da contagem das partículas, a caracterização de microplásticos no ambiente atmosférico inclui frequentemente a medição da sua dimensão. Os estudos já realizados sobre esta temática têm mostrado que há uma maior abundância de partículas de menores dimensões (Dris *et al.*, 2016; Dris *et al.*, 2017; Allen *et al.*, 2019; Bergmann *et al.*, 2019). Um estudo realizado no Irão mostrou que mais de 75% das partículas no ar apresentavam uma dimensão inferior a 100 µm (Abbasi *et al.*, 2019). No estudo de Allen *et al.* (2019), o comprimento da maioria das fibras situou-se no intervalo de 100 a 300 µm. Segundo Cai *et al.* (2017), a presença de partículas tão pequenas na atmosfera pode dever-se à

fragmentação e degradação provocadas pela exposição ao oxigênio, em conjunto com a radiação solar, assim como com a colisão e fricção com outros materiais.

O estudo dos microplásticos na atmosfera é uma área de investigação recente, pelo que não existe ainda um método padrão para a amostragem e análise laboratorial destas partículas (Huang *et al.*, 2020). Por outro lado, os estudos disponíveis na literatura científica apresentam diferenças substanciais entre as metodologias adotadas. Por estes motivos, a comparação dos resultados já disponíveis deve ser feita com alguma cautela. A tabela 5 resume os estudos relacionados com a presença de microplásticos no ambiente atmosférico. Da sua análise é possível verificar que os valores reportados são muito diversos. Em todo o caso, é possível notar a ocorrência de uma maior abundância de microplásticos em meios urbanos e, quando a comparação é feita entre ambiente interior e exterior, observa-se uma maior concentração destas partículas no interior. Além disso, a ocorrência de microplásticos na atmosfera é influenciada pelas condições meteorológicas, tais como a ocorrência de chuva ou a queda de neve. Por exemplo, Allen *et al.* (2019) mostraram que a deposição de microplásticos apresentava uma correlação positiva com eventos fortes de precipitação. Adicionalmente, o vento é outro fator que pode intervir no transporte e deposição dos microplásticos (Allen *et al.*, 2019).

Tabela 5: Estudos acerca de presença de microplásticos na atmosfera

Parâmetro	Local	Quantidade (média)	Forma	Tipo	Referência
Deposição (n/m ² /dia)	Paris, França (urbano)	118	Fibra, fragmento	Exterior	Dris <i>et al.</i> , (2015)
	Paris, França	110 ± 96 (urbano) 53 ± 38 (sub-urbano)	Fibra	Exterior	Dris <i>et al.</i> , (2016)
	Yantai, China (urbano)	400	Fibra, fragmento, filme, espuma	Exterior	Zhou <i>et al.</i> , (2017)
	Hamburg, Alemanha (urbano e rural)	275	Fibra, fragmento	Exterior	Klein & Fischer, (2019)
	Pirenéus, França (remoto)	365	Fibra, fragmento, filme	Exterior	Allen <i>et al.</i> , (2019)
	Dongguan, China (urbano)	36 ± 7	<i>Pellet</i> , fibra, fragmento e filme	Exterior	Cai <i>et al.</i> , (2017)
	Londres, Inglaterra (urbano)	Fibra: 712 ± 162 Não fibra: 59 ± 32	Fibra, fragmento e filme	Exterior	Wright <i>et al.</i> , (2020)
Suspensão (n/m ³)	Paris, França (urbano)	5,4 (interior) 0,9 (exterior)	Fibra	Interior e exterior	Dris <i>et al.</i> , (2017)
	Xangai, China (urbano)	1,42 ± 1,42	Fibra, fragmento, grânulo	Exterior	Liu <i>et al.</i> , (2019)
	Aarhus, Dinamarca (urbano)	9,3 ± 5,8	Fibra, fragmento	Interior	Vianello <i>et al.</i> , (2019)
	Surabya, Indonésia (urbano)	131,75 a 174,97	Fibra, fragmento, filme	Exterior	Asrin & Dipareza, (2019)
	Pequim, China (urbano)	5 700	Fibra	Exterior	Li <i>et al.</i> , (2020)
	Mar de China Meridional e Oceano Índico Oriental	0,001	Fibra, fragmento	Exterior	Wang <i>et al.</i> , (2020)

2.2 Efeitos dos microplásticos presentes em ambiente atmosférico na saúde

No reservatório atmosférico, os microplásticos são uma parte da matéria particulada em suspensão. Estas partículas classificam-se geralmente em função do seu tamanho. As partículas com um diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 10 μm (PM_{10}) são aquelas que apresentam maior risco para a saúde humana (WHO, 2016), nomeadamente por estarem associadas a doenças cardiovasculares e/ou pulmonares (WHO, 2016; Prata, 2018).

De facto, pelas suas dimensões, alguns microplásticos podem penetrar nas vias respiratórias e eventualmente alojar-se nos pulmões, com consequências para a saúde. Contudo, como foi referido anteriormente, permanece ainda incerta a relação das fibras com as descobertas anatomopatológicas (ex. cancro do pulmão). Por outro lado, Liu *et al.* (2019) estimaram que um indivíduo adulto, residente em Xangai (China), inala, diariamente, cerca de 21 partículas de plástico. Outros autores admitem que estes valores podem ser ainda mais elevados, entre 26 e 130 MPs/dia (Prata, 2018) ou então 272 MPs/dia (Vianello *et al.*, 2019), dependendo das características do ar ambiente.

Geralmente, a concentração dos microplásticos na atmosfera tende a apresentar-se baixa. Por esse motivo, torna-se difícil determinar os efeitos de uma exposição crónica a baixas concentrações. Porém, são observáveis alguns efeitos na saúde quando se fala de uma exposição a altas concentrações, como é o caso do contexto laboral (Prata *et al.*, 2018). Sintomas como tosse, falta de ar, insuficiência respiratória aguda, entre outros, foram observados em trabalhadores das indústrias têxtil e de flocagem, e ainda em tarefas que envolvam o manuseamento de PVC e cloreto de vinilo (VC) (Lougheed *et al.*, 1995; Eschenbacher *et al.*, 2008; Turcotte *et al.*, 2013; Prata, 2018). Ademais, como referido anteriormente, os microplásticos possuem capacidade para absorver e adsorver certos poluentes e compostos químicos (Mato *et al.*, 2001; Teuten *et al.*, 2007). Assim, em ambientes urbanos, estas partículas podem adsorver contaminantes provenientes do tráfego, tais como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e metais de transição (Wang *et al.*, 2019). Prata (2018) realça a possibilidade dos microplásticos servirem de vetor de transporte dos contaminantes presentes na atmosfera para os pulmões. Adicionalmente, a própria composição do polímero representa uma ameaça para a saúde humana. A polimerização incompleta permite aos aditivos e monómeros migrar da matriz do plástico para o meio onde este se encontra. Desta forma, os seres vivos ficam expostos a compostos que podem interferir na sua atividade biológica, tais como o normal desenvolvimento, a mobilidade e a reprodução do indivíduo (Cole *et al.*, 2011), como é o caso da exposição ao *bisfenol-A* (BPA), um composto classificado como disruptor endócrino e estrogénio sintético, usado na síntese de policarbonatos e resinas epoxídicas (Prata, 2018).

3. Metodologia

A metodologia que se segue divide-se em duas partes, uma voltada para a recolha das amostras em ambientes interiores e exteriores e a outra dedicada ao processamento laboratorial das amostras.

3.1 Amostragem

A amostras foram recolhidas com um amostrador de baixo caudal (*AirMetrics* modelo *MinVolTM TAS*), ao nível respiratório (aproximadamente 1,5 m desde o chão até à tomada de ar do amostrador). Antes de se realizar a amostragem, as cabeças do amostrador foram desmontadas e as peças (figura 7a) lavadas com etanol (96% v/v) previamente filtrado com um filtro de fibra de vidro (Whatman GF/C) e previamente calcinado (450°C, 3h). Por outro lado, a malha do porta-filtros foi limpa recorrendo a um fluxo de azoto (N_2) comprimido, (figura 7c), com o intuito de evitar contaminações antes da amostragem. A lavagem das peças da cabeça do amostrador realizou-se dentro da câmara de fluxo laminar, com o auxílio de uma pipeta de Pasteur de vidro, para enviar um fluxo de etanol para cada uma das peças (figura 7b). De seguida, as peças foram deixadas a secar na câmara de fluxo laminar e cobertas com folha de alumínio, para impedir a deposição de fibras. Após a secagem natural das peças e a limpeza da malha de suporte, o filtro foi inserido no porta-filtros. De seguida, procedeu-se à montagem do sistema, ao envolvimento em papel de alumínio e ao armazenamento dentro de uma caixa de cartão, até ao momento da utilização. Todo o processo foi realizado no interior de uma sala limpa, de acesso restrito e ventilação controlada. Teve-se ainda o cuidado de evitar o uso de materiais de plástico, dando-se preferência a materiais de metal ou vidro.

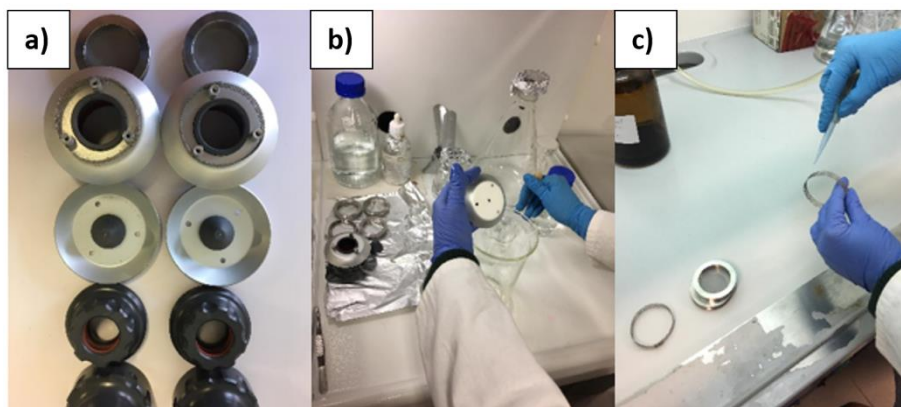


Figura 7: Procedimentos realizados na limpeza do porta-filtros: a) desmontagem; b) lavagem com álcool; c) N_2 comprimido.

Na primeira série de amostragens, a recolha de aerossóis foi realizada simultaneamente no ambiente interior e exterior de uma habitação localizada no centro da cidade de Aveiro. Foi obtido um total de 5 pares de amostras (interior (IN)/exterior (OUT): 1IN/1OUT, 2IN/2OUT, 3IN/3OUT, 4 IN/4OUT, 5IN/5OUT). O período de cada amostragem foi de 24 horas, com um caudal de 5 L/minuto. Adicionalmente, foram efetuados brancos de campo, que consistiram na reprodução de todo o procedimento de amostragem, exceto a etapa referente à passagem do ar pelo amostrador. As recolhas de partículas em suspensão foram realizadas com filtros de membrana de prata, com um diâmetro de 47 mm e uma porosidade de 0,45 μm (Sterlitech).

Como referido anteriormente, neste trabalho também foi testada a capacidade de remoção de microplásticos em suspensão no ar ambiente de residências, através de um purificador de ar que funciona por filtração. O purificador de ar bombeia o ar ambiente, recomendado para uma área até 40 m², através de um filtro substituível (dimensões: 521 x 250 x 95 mm), composto por fibras de polipropileno e polietileno, considerado filtro de retenção de partículas de alta eficiência (HEPA) capaz de capturar 99,9% das partículas suspensas até 0,1 μm . As amostras foram recolhidas em 5 habitações diferentes (A, B, C, D, E) localizadas no distrito de Aveiro, Portugal, usando o mesmo amostrador de baixo caudal referido anteriormente. Os dados com as características de cada habitação são apresentados na tabela 6. Neste caso, as amostragens foram realizadas com filtros de fibra de quartzo (Whatman QMA), previamente calcinados (450 °C, 3 h). O procedimento de colheita das amostras compreendeu três etapas: i) recolha de uma amostra durante 24 horas (amostra 1); ii) ativação e estabilização do purificador de ar ao longo de 24 horas; iii) recolha de uma nova amostra (amostra 2) por 24 horas em simultâneo com o purificador. Foram igualmente efetuados brancos de amostragem (F).

Tabela 6: Descrição física, geográfica e número de habitantes de cada residência estudada.

Casa	Tipologia	Local	Andar	Área (m ²)	Volume (m ³)	Número habitantes	Latitude (°)	Longitude (°)
A	Apartamento	Sala	4	18,41	47,85	2	40,643389	-8,643619
B	Moradia	Sala	0	32,95	87,30	4	40,626458	-8,624940
C	Apartamento	Sala	4	16,78	46,15	2	40,640183	-8,639885
D	Moradia	Escritório	0	15,70	41,75	3	40,658487	-8,632370
E	Moradia	Sala	1	25,81	63,25	5	40,644019	-8,654377

No sentido de analisar a possibilidade de contaminação do filtro do purificador do ar, foi também analisado o seu conteúdo em microplásticos e fibras. Para o efeito, cortou-se duas amostras de dois filtros de purificador por utilizar (G), uma área de 23,40 e 26,32 cm². Adicionalmente, para testar a eficiência de remoção do purificador de ar foram igualmente cortadas duas amostras de cada filtro de purificador utilizado em cada casa (A', B', C', D' e E'), com áreas compreendidas entre 20 e 26 cm²

3.2 Análise laboratorial

Todos os procedimentos de análise laboratorial foram conduzidos numa sala limpa, de acesso restrito e ventilação controlada, utilizando soluções previamente filtradas, assim como filtros previamente calcinados (450 °C, 3 h). Adotou-se sobretudo material de vidro e metal (evitando o plástico) previamente lavados com água destilada. Adicionalmente, todas as soluções usadas foram cobertas com papel de alumínio. Os tratamentos foram realizados dentro da câmara de fluxo laminar e foram efetuados brancos de controlo, de forma a estimar possíveis contaminações externas.

Para o processamento das amostras recolhidas na primeira fase do trabalho aplicou-se o método descrito por Prata *et al.* (2020a). Contudo, ao aplicar este método nas amostras concentradas nos filtros de prata, verificou-se que, durante o processo de lavagem dos filtros com as referências 1IN, 1OUT, 2IN e 2OUT, algumas partículas permaneciam aprisionadas no filtro, não havendo possibilidade de remoção. Por este motivo, decidiu-se aplicar aos filtros 3IN e 3OUT o método descrito por Prata *et al.* (2020b), que tinha sido utilizado com sucesso no processamento de amostras de água doce. Naquele estudo utilizou-se o reagente de Fenton para a oxidação da matéria orgânica presente nas amostras. Os filtros 3IN e 3OUT foram então colocados separadamente num sistema de filtração, adicionando-se de seguida a cada um 10mL de peróxido de hidrogénio (H₂O₂, 30%v/v, Labkem) e 10 mL de catalisador de ferro (Fe (II), 0,05 M, LabKem). Todavia, este método resultou em dificuldades no processamento das amostras 3IN e 3OUT. Assim, os filtros 4 IN, 4 OUT, 5 IN e 5 OUT foram sujeitos a um tratamento mais simples, e comum a todos os outros filtros, que consistiu na aplicação de cerca de 0,7 mL do corante *Nile Red* (0,01 mg/mL, Sigma Aldrich, U.S.A.), deixando-o atuar por 5 minutos, a que se seguiu uma lavagem com água desionizada (Prata *et al.*, 2020c).

Para o tratamento das amostras recolhidas na segunda fase do trabalho manteve-se o procedimento especificado por Prata *et al.* (2020a) para amostras de ar. Desta forma, o tratamento das amostras começou com a remoção da matéria orgânica. Cada amostra foi transferida para uma solução por lavagem com 15 mL de água desionizada para um gobelé, utilizando-se uma pipeta de Pasteur em vidro e uma pinça metálica para segurar o filtro

sobre o gobelé. A cada amostra foram adicionados 15 mL de H₂O₂ (30% v/v, Labkem), obtendo-se uma concentração final de 15% (v/v) em H₂O₂. De seguida, as amostras foram deixadas a reagir durante 7 dias, à temperatura ambiente e seladas com folha de alumínio.

Ao fim de uma semana, as amostras foram filtradas através de um filtro de fibra de vidro (Whatman GF/C™) e posteriormente lavadas com 10 mL de iodeto de sódio (NaI, 1,84 g/mL) para o interior de um gobelé, com o auxílio de uma pipeta de Pasteur em vidro e uma pinça metálica para segurar o filtro. Seguiu-se uma agitação com um vortex durante 1 minuto e o posterior repouso por 90 minutos, para permitir a separação por densidade. Neste passo é possível separar as partículas de plástico da matéria inorgânica (ex. mineral) e/ou resíduos da digestão pelo H₂O₂. Entre cada amostra, a cabeça do sistema de filtração foi mergulhada numa solução de ácido nítrico (HNO₃, 30% m/v) e lavada com água desionizada, evitando-se a contaminação entre amostras. A solução de NaI foi preparada em laboratório, dissolvendo 461,88 g de NaI em 251,02 mL de água destilada. Esta solução foi previamente submetida a um teste simples para verificar a sua viabilidade, que consistiu em colocar um pequeno volume de solução num copo e adicionar um pedaço de PVC (1,3-1,45 g/cm³; Syakti, 2017) e outro de HDPE (densidade: 0,95 g/cm³; Syakti, 2017) (figura 8). Por estes serem os plásticos mais densos, se a solução se mostrar capaz de os separar, fica demonstrada a sua capacidade de separação eficiente de plásticos tão ou menos densos do que estes.

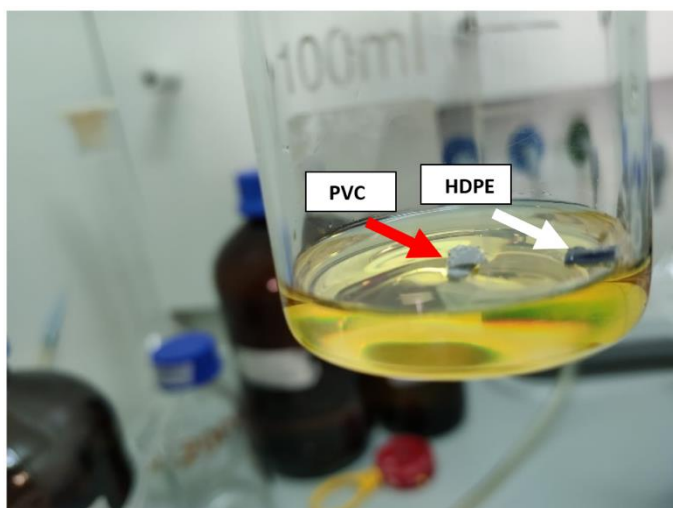


Figura 8: PVC (esquerdo) e HDPE (direito) em solução de NaI.

Após 90 minutos, a solução sobrenadante, contendo as partículas de plástico, foi cuidadosamente decantada para um novo filtro no sistema de filtração, evitando movimentos bruscos, para impedir a ressuspensão das partículas mais densas que se encontravam sedimentadas no fundo do gobelé e que seriam descartadas. Filtrado o sobrenadante, a amostra foi lavada com cerca de 10 mL de água desionizada, para remoção

do NaI restante. Sobre o filtro foram adicionados cerca de 0,7 mL do corante *Nile Red* (0,01mg/mL, Sigma Aldrich, U.S.A.) e, 5 minutos depois, procedeu-se a uma nova filtração com água desionizada, para lavagem do corante que não aderiu às partículas de plástico (Prata *et al.*, 2020c).

Após a secagem dos filtros, as fibras foram observadas somente com um estereoscópio digital (Leica DSM300), com ampliação 5x, uma vez que não se verificou uma emissão consistente de fluorescência após aplicação do corante *Nile Red*. As fibras com uma superfície irregular e rugosa eram consideradas como naturais, enquanto as mais polidas e homogêneas eram consideradas sintéticas (Prata *et al.*, 2020a). Em situações onde não era possível distinguir as características mencionadas, as fibras eram classificadas como desconhecidas. Para a identificação dos microplásticos, recorreu-se ao microscópio (Olympus BX41), na ampliação de 10x, com a incidência lateral da luz azul a 470 nm (FOCUS LED, SPEX Forensic) sobre os filtros, ao qual estava acoplada a câmara Canon 1200D com um filtro de lente laranja (Standard ProMaster® Orange Filter). Para cada filtro foram obtidas imagens microscópicas das partículas fluorescentes em duas pistas do filtro no seu centro, sinalizadas com três pontos com três milímetros de espaçamento entre si, criando assim três linhas “imaginárias” e delimitando duas pistas (figura 9). Assim, a observação deu-se apenas nos espaços abrangidos por essas linhas. Sabendo que os espaços dessas linhas representavam 23% da superfície do filtro, foi possível estimar por extrapolação a quantidade de microplásticos presentes no filtro todo, admitindo que a sua distribuição espacial era homogênea.

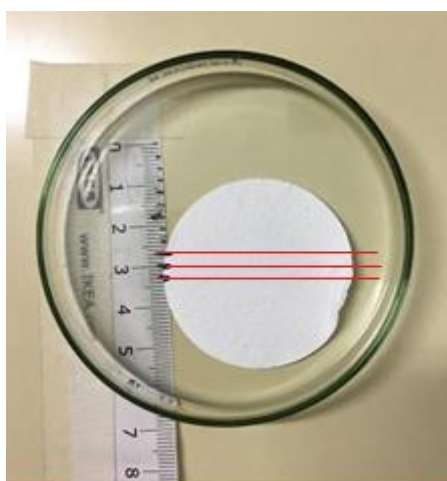


Figura 9: Filtro com os três pontos, com 3 milímetros espaçados entre si.

Para uma posterior análise das fibras e microplásticos foram capturadas imagens tanto com o estereoscópio digital como com o microscópio (0.8", 100ISO). A medição de cada

partícula identificada foi realizada com o auxílio do *software* ImageJ. Na figura 10 encontram-se algumas das imagens capturadas durante a observação dos filtros.

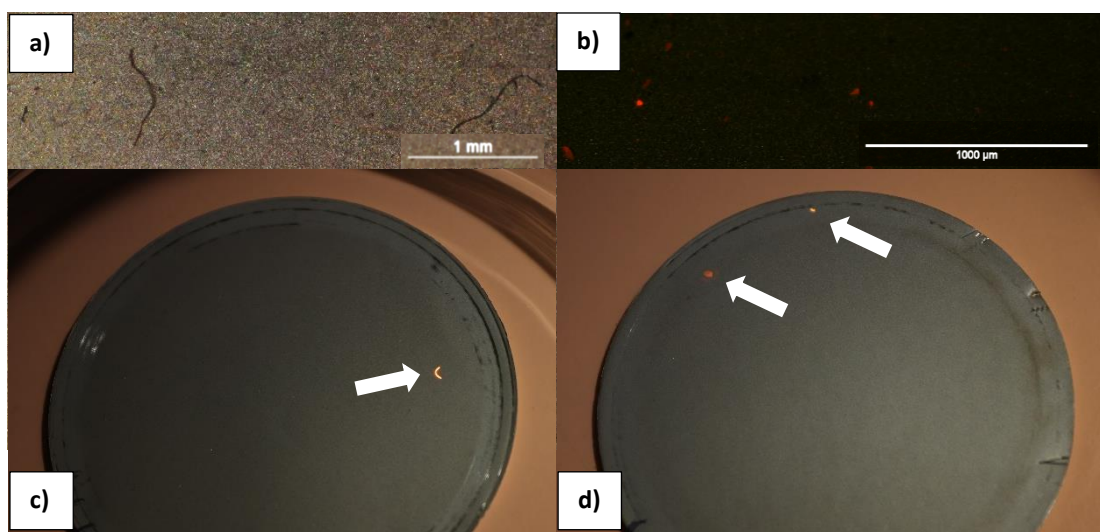


Figura 10: Imagens de fibras e microplásticos s: a) fibras observadas na amostra 4IN; b) microplásticos (partículas fluorescentes) observados ao microscópio (amostra 5IN); c) e d) fibra (2OUT) e microplásticos (5OUT) observados sob luz azul e filtro de lente laranja.

3.3 Controlo de contaminações

As medidas de controlo são essenciais para estimar e evitar possíveis contaminações provenientes dos objetos, soluções e ar. Desta forma, o tratamento das amostras foi conduzido dentro de uma câmara de fluxo laminar, no interior de uma sala limpa com ventilação controlada e acesso restrito. No interior da câmara foram realizadas as operações de digestão com H_2O_2 , separação por densidades e filtragem das soluções. A filtragem prévia foi feita para todas as soluções utilizadas, incluindo etanol (96% v/v), água desionizada, H_2O_2 (30% v/v, Labkem), NaI (1,84 g/mL) e HNO_3 (30% m/v), recorrendo-se para o efeito a um filtro de fibra de vidro (Whatman GF/C), previamente queimado (450 °C, 3 h). Este último passo realizou-se no sentido de evitar contaminações de microplásticos e fibras provenientes das soluções citadas. Utilizou-se ainda folha de alumínio para cobrir as amostras e recipientes. Tendo em conta que o vestuário é uma fonte possível de contaminação com fibras sintéticas, durante a realização dos trabalhos laboratoriais houve o cuidado de se utilizar uma bata de algodão (100%).

Tal como se referiu anteriormente, as cabeças de amostragem, juntamente com os porta-filtros de metal, antes de serem utilizadas nas amostragens, foram desmontadas e lavadas com água e detergente, seguindo-se a secagem sob N_2 comprimido, e, no final, a lavagem com etanol previamente filtrado. Entre cada amostragem, as cabeças dos amostradores foram lavadas com etanol, como descrito anteriormente. Após a limpeza, procedeu-se à

colocação dos filtros de prata nos porta-filtros e à montagem das cabeças dos amostradores. Todo o processo foi elaborado no interior da câmara de fluxo. Depois da montagem, as cabeças de amostragem foram embrulhadas com papel de alumínio para evitar possíveis contaminações.

Adicionalmente, as soluções usadas no processamento dos filtros, nomeadamente a água desionizada, a solução de H₂O₂ (30% v/v, Labkem) e a solução de NaI (1,84 g/mL), foram testadas quanto ao conteúdo em partículas interferentes (brancos de procedimento). Assim, realizaram-se dois testes usando o procedimento de Prata *et al.* (2020a) para amostras de ar, porém sem a lavagem de filtros do passo inicial. Ou seja, procedeu-se à transferência dos mesmos volumes de água desionizada e de solução de H₂O₂ utilizados no tratamento das amostras para um gobelé, e incubou-se a solução resultante por 7 dias. Após o tempo de incubação, as duas soluções foram filtradas através de filtros de fibra de vidro (Whatman GF/C), previamente queimados (450 °C, 3 h). Posteriormente, os dois filtros seguiram os mesmos passos de lavagem com a solução de NaI (1,84 g/mL) e de repouso durante 90 minutos. No final, as soluções foram filtradas através de um filtro de fibra de vidro e analisadas juntamente com as restantes amostras, para a verificação de possíveis contaminações. Para além disso, foram igualmente realizados brancos de campo para ambas as fases do trabalho. Neste caso, os filtros foram sujeitos ao mesmo procedimento de amostragem de um filtro normal (montagem na cabeça do amostrador, transporte para o campo e regresso ao laboratório), com a exceção da passagem do ar ambiente pelos mesmos.

4. Resultados e discussão

4.1 Métodos usados no tratamento das amostras recolhidas no ar ambiente

A aplicação do método utilizado para tratar amostras recolhidas em água doce (Prata *et al.*, 2020b) mostrou-se inviável para o tratamento das amostras recolhidas no ar ambiente, devido ao surgimento de uma solução com uma cor castanha alaranjada, em consequência da adição dos reagentes sobre o filtro. A referida solução era ainda de difícil filtração e subsequente processamento. Uma vez que este procedimento resultou na perda de fibras e microplásticos, as amostras foram descartadas e os dados deste par de amostras não foram considerados para o tratamento de resultados. Na figura 11 encontram-se fotografias do filtro 3IN, após tratamento com o reagente de Fenton.

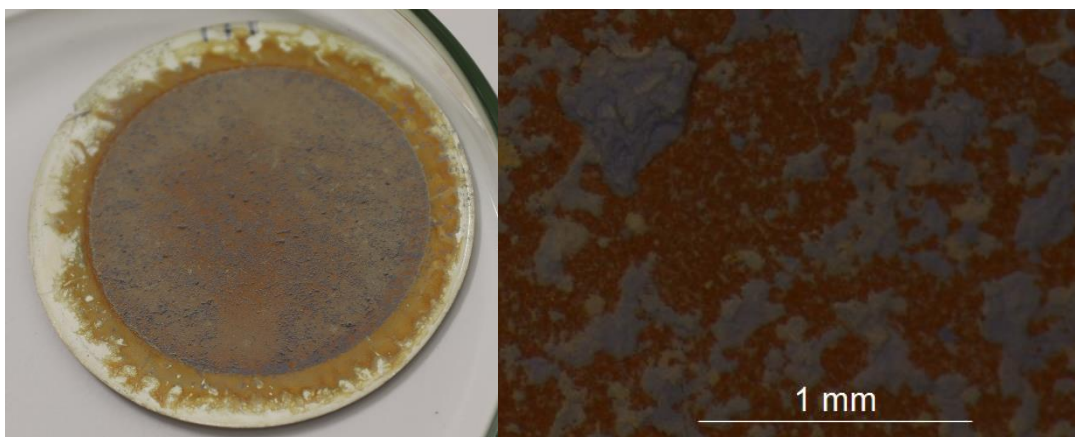


Figura 11: Filtro de prata (3IN) após tratamento com reagente de Fenton (esquerdo). Filtro 3IN observado no estereoscópio digital (Leica DSM300), ampliação 5x.

A utilização de filtros de membrana de prata, como alternativa aos filtros de fibra de quartzo, foi idealizada na expectativa de facilitar a extração de fibras e microplásticos. No entanto, a reação inesperada com o reagente de Fenton teve o efeito contrário, pelo que foi necessário abreviar o procedimento de preparação das amostras, suprimindo-se a etapa de lavagem das mesmas. Deste modo, dois pares de amostras foram sujeitas a um procedimento de lavagem igual ao descrito por Prata *et al.* (2020a) e dois pares de amostras foram sujeitas a um procedimento de análise direta, apenas com aplicação do *Nile Red*, em conformidade com a técnica de Prata *et al.* (2020c).

O uso de dois métodos diferentes para o tratamento das amostras permitiu identificar as vantagens e desvantagens de cada um deles. O método adotado para tratamento das amostras provenientes do ar (Prata *et al.*, 2020a) permite obter filtros mais limpos no final dos ensaios e, assim, facilitar a identificação visual das partículas de plástico. A grande desvantagem do referido método reside no facto das amostras passarem por várias etapas de tratamento e, conseqüentemente, ficarem sujeitas a um maior risco de contaminação (proveniente dos reagentes, gobelés, entre outros) ou de perda de material (retido nos diferentes equipamentos usados no processamento das amostras). Por outro lado, apesar aplicação do método com corante *Nile Red* (Prata *et al.*, 2020c) reduzir as eventuais contaminações, a identificação visual das partículas de plástico é mais trabalhosa. Isto deve-se ao facto de não haver uma remoção de matéria orgânica e/ou inorgânica, dificultando a distinção entre estas partículas e as partículas de plástico. Ademais, pode resultar numa sobreestimação dos microplásticos, pois o *Nile Red* não só cora as partículas de plástico como também a matéria orgânica presente nos filtros.

4.2 Controlo de contaminações

Os testes de controlo de contaminações mostraram a presença de fibras em todos os ensaios. O maior número de fibras identificadas ocorreu nos brancos de procedimento (9 fibras/filtro), seguindo-se os brancos de campo dos filtros de prata (4 fibras/filtro), filtros G e F, ambos com 3 fibras/filtro.

Os microplásticos foram igualmente identificados nos filtros de controlo. A média de microplásticos nos brancos de amostragem com filtro de prata foi de 8,70 MPs/filtro. As amostras F também continham 8,70 MPs/filtro, enquanto as amostras G possuíam apenas 4,35 MPs/filtro. Não foi verificada a presença de microplásticos nos brancos de procedimento. Os resultados que se seguem foram corrigidos com os respetivos brancos.

4.3 Medições em ambientes interior e exterior

4.3.1 Fibras

Na tabela 7 mostram-se as concentrações de fibras obtidas no ar ambiente interior e exterior da residência caracterizada na primeira parte do trabalho. Para obter a concentração de fibras no ar ambiente, dividiu-se o número de fibras identificadas em cada amostra pelo volume de ar, expresso em condições de pressão e temperatura normal (PTN).

Tabela 7: Concentração de fibras no ar ambiente interior e exterior da residência.

Meio/Amostra	Concentração (fibras/m ³)						
	1	2	4	5	Média	Desvio padrão	Mediana
Interior	1,25	6,03	6,32	7,61	5,30	2,79	6,18
Exterior	0,00	5,76	1,15	0,00	1,73	2,74	0,58

Os resultados obtidos mostram uma tendência sistemática para a ocorrência de uma concentração maior de fibras no ar ambiente interior do que no exterior. O valor médio das concentrações obtidas nestes ambientes foi, respetivamente, $5,30 \pm 2,79$ fibras/m³ e $1,73 \pm 2,74$ fibras/m³, enquanto o valor da mediana foi, respetivamente, 6,18 fibras/m³ e 0,58 fibras/m³. A aplicação do teste de Kruskal Wallis às concentrações (interior/exterior) mostrou que a diferença entre ambas era estatisticamente significativa ($p=0,042$, $\alpha=0,05$), resultados que se encontram em linha com os obtidos anteriormente por Dris *et al.* (2017). A explicação para esta diferença pode residir no facto de, no meio interior, existirem

diversas fontes de partículas de plástico, tais como móveis, carpetes, roupa, entre outras. Para além disso, no ambiente exterior as fontes emissoras estão mais dispersas e a capacidade de diluição da atmosfera é muito superior à do ambiente interior (Dris *et al.*, 2017).

A distribuição por tamanhos das fibras encontradas nos filtros, assim como a sua natureza em ambiente interior e exterior, são apresentadas, respetivamente, nas figuras 12 e 13. Da análise das figuras constata-se que as fibras mais abundantes são as que possuem menores dimensões, ou seja, as que se situam nos intervalos 20 – 200 μm e 200 – 400 μm . Cerca de 42% das fibras identificadas no ar ambiente interior situam-se entre 20 – 200 μm , no ar ambiente exterior esse valor sobe para 48%. Para além disso, observa-se também que o número de fibras diminui com o aumento na escala de comprimento. Um padrão de distribuição semelhante foi descrito por Dris *et al.* (2017).

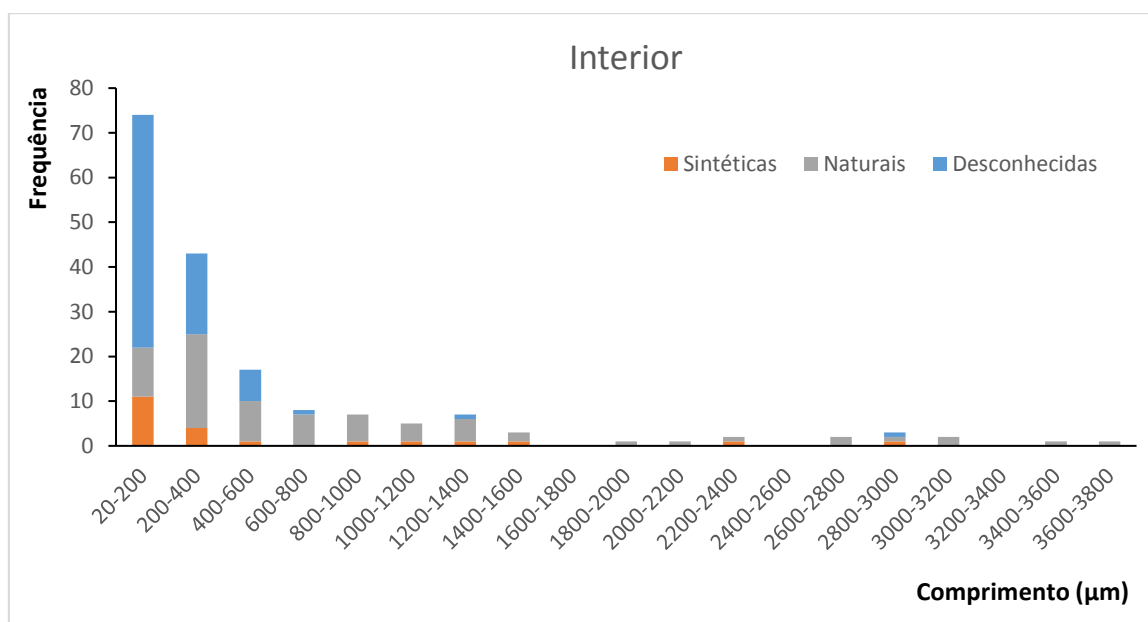


Figura 12: Distribuição do comprimento das fibras encontradas no meio interior.

Neste estudo, a mediana do comprimento das fibras no ambiente interior foi de 273 μm (intervalo de variação compreendido entre 20 e 3 794 μm), enquanto no ambiente exterior foi de 243 (31 - 2 704 μm).

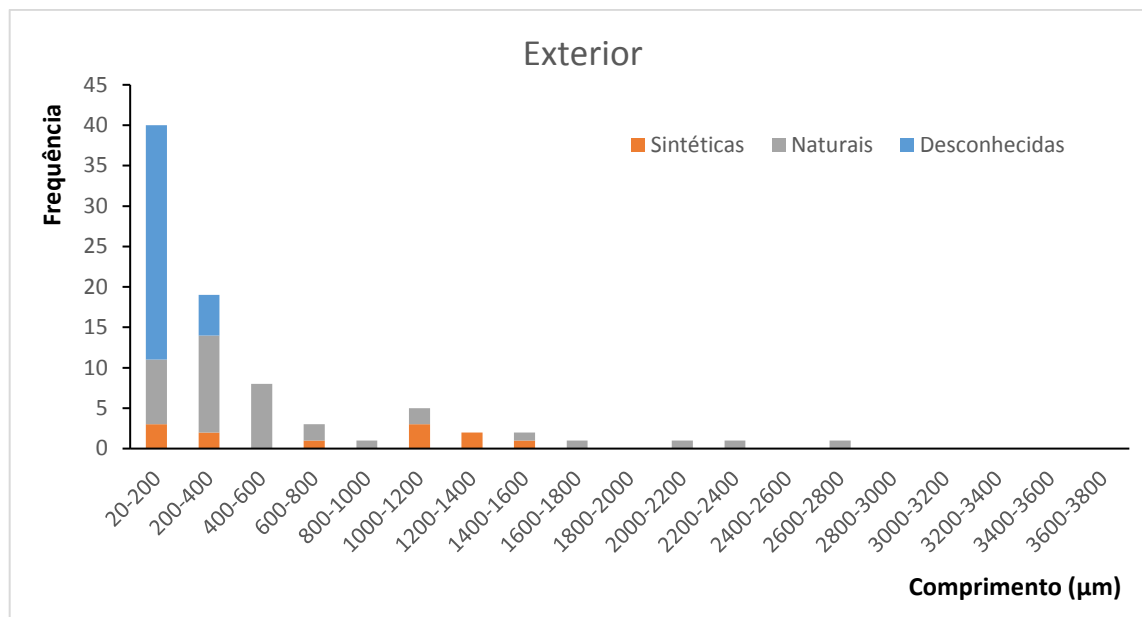


Figura 13: Distribuição das fibras encontradas em meio exterior.

A maior abundância de fibras no intervalo de comprimento mais baixo das figuras 12 e 13 mostra ainda que existe uma forte possibilidade de ocorrer na atmosfera um grande número de fibras com um comprimento inferior ao limite de deteção da técnica de medição (<20 µm), à semelhança do que tinha sido descrito nos estudos conduzidos por Dris *et al.* (2016, 2017). A caracterização das fibras quanto à sua origem não foi uma tarefa fácil, tendo em conta as reduzidas dimensões do material recolhido e o facto de se ter utilizado um método de análise estritamente visual. Isto permite explicar a ocorrência de um maior número de fibras de natureza desconhecida nos intervalos de menor comprimento.

Os resultados globais da classificação das fibras quanto à sua natureza são apresentados na figura 14. Nos dois ambientes analisados neste estudo o número de fibras de origem natural foi cerca de 3 vezes superior ao número de fibras sintéticas. No entanto, é necessário considerar que o número de fibras com origem desconhecida é muito elevado, correspondendo a cerca de 44% do total de fibras recolhidas no conjunto das amostras (figura 15). Tal como referido anteriormente, esta incerteza quanto à origem resulta da dificuldade de caracterização visual de fibras que ocorrem na atmosfera em dimensões muito reduzidas.

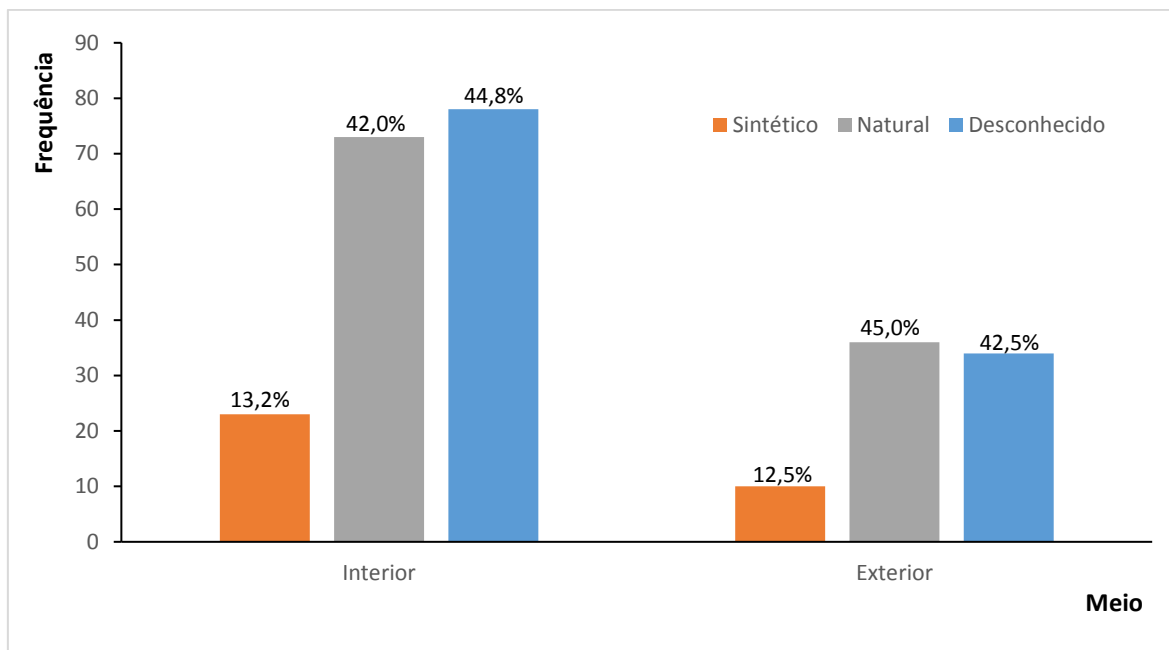


Figura 14: Natureza das fibras identificadas.

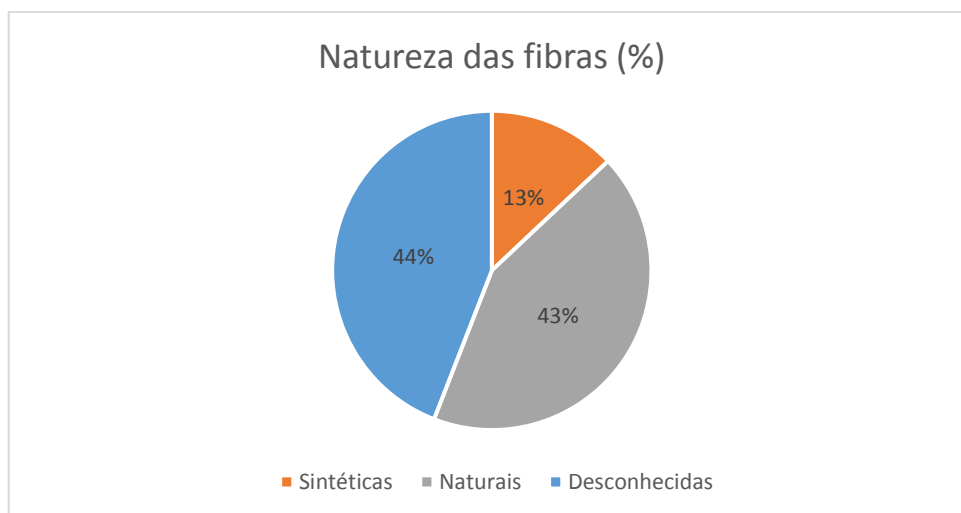


Figura 15: Distribuição geral da natureza das fibras detetadas.

As fibras foram também caracterizadas quanto à sua cor. Os resultados da frequência de ocorrência de fibras em função da cor identificadas nos dois ambientes atmosféricos encontram-se na figura 16.

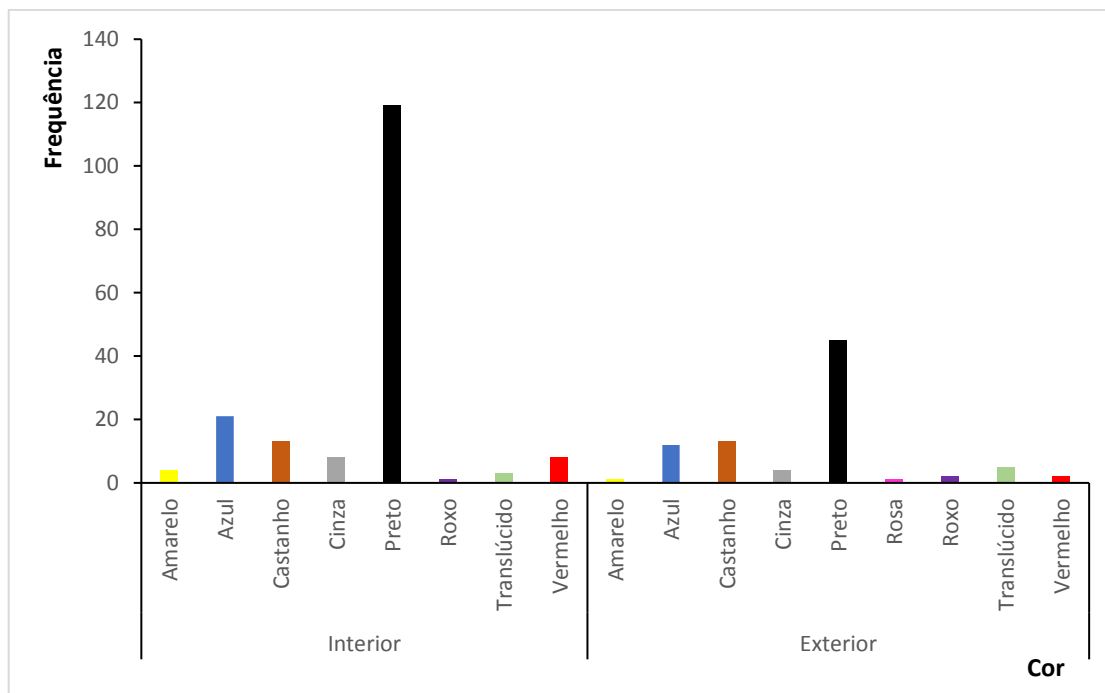


Figura 16: Distribuição da cor das fibras detetadas.

A figura mostra que existe uma maior abundância de fibras pretas, tanto no ar interior como no exterior, seguindo-se as fibras de cores azul e castanho, mas não se conhece uma explicação para este resultado.

4.3.2 Microplásticos

As concentrações de microplásticos obtidas no ar ambiente interior e exterior da residência caracterizada na primeira parte do trabalho, são apresentadas na tabela 8. Tal como o descrito para as fibras, a concentração dos microplásticos no ar ambiente resultou da divisão do número de partículas de plástico encontradas em cada amostra pelo volume de ar, apresentado em condições PTN.

Tabela 8: Concentração de microplásticos nas diferentes amostras e a média final.

Meio/Amostra	Concentração (MPs/m ³)						
	1	2	4	5	Média	Desvio padrão	Mediana
Interior	2,04	12,46	8,12	14,93	9,39	5,65	10,29
Exterior	2,85	6,56	13,13	0,00	5,64	5,67	4,71

À semelhança dos resultados referentes às fibras, a concentração de microplásticos no ar ambiente interior tende a ser maior do que a do ar ambiente exterior. A concentração

média no ar interior e exterior foi, respetivamente, $9,39 \pm 5,65$ MPs/m³ e $5,64 \pm 5,67$ MPs/m³, enquanto o valor da mediana foi, respetivamente $10,29$ MPs/m³ e $4,71$ MPs/m³. Contudo, o teste estatístico mostra que não existe diferença significativa entre a concentração de microplásticos no ambiente interior e exterior (Kruskal Wallis, $p=0,386$, $\alpha=0,05$). Estes resultados diferem dos obtidos anteriormente para as fibras e podem dever-se a uma maior dificuldade de libertação dos microplásticos a partir das suas fontes emissoras, quando comparados com as fibras, as quais têm origem em materiais têxteis especialmente abundantes em ambientes interiores e sujeitos a uma grande manipulação, como vestuário, cortinas ou carpetes.

Da análise de microplásticos foram igualmente obtidos dados relativos à forma das partículas encontradas. Observaram-se essencialmente duas formas: esferas e fragmentos. As partículas eram consideradas como esféricas quando a circularidade das mesmas era superior a 0,850. Assim, em termos percentuais, 54,6% das partículas de plástico detetadas no ambiente interior eram fragmentos e 45,4% possuíam forma esférica, enquanto que no ambiente exterior esses valores eram iguais (50%).

4.4 Efeito do purificador de ar nas concentrações de fibras e microplásticos no ambiente interior de habitações

4.4.1 Fibras

Os resultados das concentrações obtidas no interior das residências, antes e após o funcionamento do purificador de ar, encontram-se na tabela 9. A maior concentração de fibras foi encontrada na habitação A, depois da utilização do purificador. Este resultado é contrário ao que seria de esperar (um decréscimo resultante da purificação do ar), mostrando que as características do ambiente interior, no que se refere a fontes emissoras de partículas, não eram as mesmas nos dois dias em que as amostras foram recolhidas. Uma possível explicação poderá residir no facto do equipamento de purificação ser ainda novo, tendo sido colocado em funcionamento pela primeira vez na habitação A, e poder trazer alguma contaminação de fábrica. Tratando-se de um valor que se distingue claramente dos demais, a análise estatística de resultados foi feita não só tendo em conta os dados na totalidade, mas também tratando este valor como um *outlier*.

Tabela 9: Concentração de fibras nas diferentes habitações antes e depois da utilização do purificador de ar.

Habitação	Concentração (fibra/m ³)	
	Antes	Depois
A	0,90	6,76
B	0,75	0,45
C	2,60	0,92
D	0,45	0,75
E	2,27	1,21
Média	1,39	2,02
Desvio padrão	0,97	2,67
Mediana	0,90	0,92

Os valores da concentração média, antes e depois do funcionamento do purificador, foram bastante próximos: $1,39 \pm 0,97$ fibras/m³ e $2,02 \pm 2,67$ fibras/m³, respetivamente. Os testes estatísticos aplicados aos resultados revelaram a inexistência de diferenças significativas, na concentração de fibras antes e após a utilização do purificador de ar nas diferentes habitações (Kruskal Wallis, $p=0,917$, com o *outlier*; e $p=0,564$, sem o *outlier*; Willcox Rank, $p=0,786$, com o *outlier*; e $p=0,197$, sem o *outlier*). Assim, de acordo com os dados obtidos, o efeito do purificador foi pouco ou nada significativo.

Quanto ao comprimento das fibras, apresenta-se na tabela 10 um sumário dos dados obtidos. A aplicação do teste estatístico de Kruskal Wallis mostrou não existirem diferenças significativas no comprimento das fibras entre as habitações ($p=0,600$ antes; $p=0,234$ depois, $\alpha=0,05$). Por outro lado, as fibras encontradas depois da utilização do purificador apresentam um comprimento menor em relação às fibras identificadas em amostras recolhidas antes da utilização do purificador ($p=0,001$, $\alpha=0,05$). O maior comprimento de fibras foi detetado na habitação E, antes da utilização do purificador (10822 μm), enquanto que o menor foi verificado na habitação C (37 μm), igualmente antes da utilização do purificador.

Tabela 10: Comprimento das fibras identificadas nas diferentes residências.

Antes					
Habitação	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão
A	514	1477	150	644	476
B	787	2385	300	1067	798
C	472	1736	37	678	572
D	418	964	204	529	392
E	279	10822	101	1659	3267
Total	445	10822	37	1026	1934
Depois					
Habitação	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Desvio Padrão
A	164	731	90	234	161
B	393	1779	248	807	845
C	282	1059	169	415	341
D	700	1772	566	896	494
E	274	3922	71	725	1303
Total	205	3922	71	384	548

Quanto à natureza das fibras, tanto antes como depois, as de origem natural são claramente mais abundantes do que as de origem sintética (figura 17). No entanto, observa-se uma diferença na distribuição da natureza das fibras antes e depois da utilização do purificador (*Likelihood*, $p=0,024$). As fibras naturais permanecem as mais frequentes, porém ocorre um aumento significativo das fibras de origem desconhecida e uma diminuição das fibras de origem sintética.

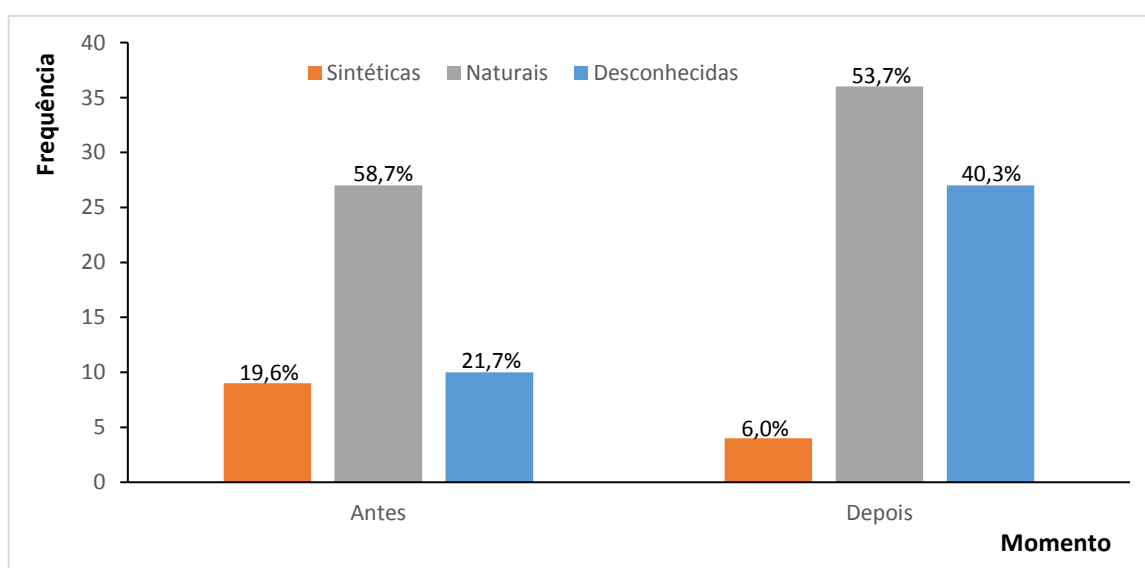


Figura 17: Distribuição por natureza das fibras observadas.

Os resultados da frequência de ocorrência de fibras em função da cor, antes e após a utilização do purificador de ar, encontram-se na figura 18. É notória a grande diversidade de cores das fibras identificadas. Existem diferenças significativas nas cores das fibras antes e depois do funcionamento do purificador (*Likelihood*, $p=0,005$). Ocorre uma maior variabilidade de cores após o funcionamento do purificador de ar, facto que pode estar relacionado com hábitos de uso do espaço e de têxteis.

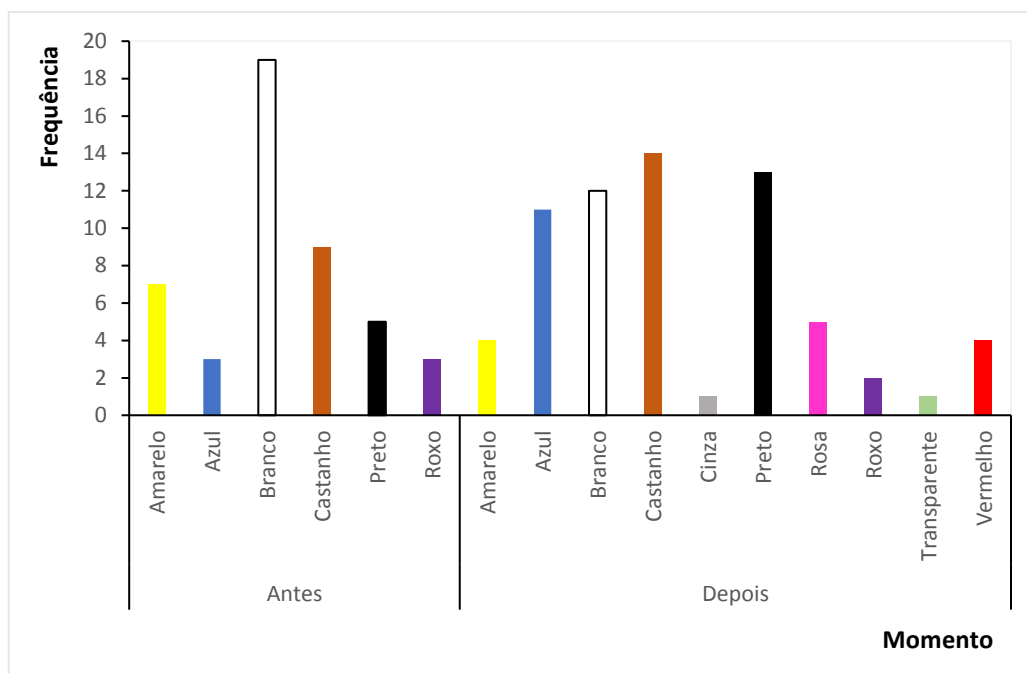


Figura 18: Número de fibras nas diferentes cores, antes e depois do purificador de ar.

4.4.2 Microplásticos

As concentrações de microplásticos obtidas nas diferentes habitações encontram-se na tabela 11. Neste caso, os valores médios da concentração de microplásticos, antes e depois da utilização do purificador foram, respetivamente, $0,92 \pm 0,37$ MPs/m³ e $0,92 \pm 1,27$ MPs/m³. À semelhança do que aconteceu com as fibras, a análise estatística não comprova a existência de diferenças significativas na concentração dos microplásticos antes e após a utilização do purificador (Kruskal Wallis, $p=0,594$ e Willcox Rank, $p=0,891$, $\alpha=0,05$).

Tabela 11: Concentrações de microplásticos nas diferentes habitações antes e depois da utilização do purificador de ar.

Habitação	Concentração (MPs/m ³)	
	Antes	Depois
A	1,31	0,00
B	0,65	0,00
C	1,33	0,00
D	0,65	2,59
E	0,66	2,00
Média	0,92	0,92
DP	0,37	1,27
Mediana	0,66	0,00

Quanto à forma das partículas encontradas, antes do funcionamento do purificador de ar, 71,4% das partículas encontradas eram fragmentos e 28,6% possuíam forma esférica. Por outro lado, após o funcionamento do purificador os valores citados anteriormente passaram a ser 42,9% para fragmentos e o remanescente em forma esférica. Isto não significa que o equipamento de purificação de ar tenha alterado a morfologia das partículas de plástico, pois existem muitas variantes que podem interferir na tipologia de partículas suspensas no ar, nomeadamente taxa de renovação de ar, hábitos de uso do espaço, entre outros.

4.4.3 Remoção de partículas pelo purificador de ar

As concentrações de fibras e microplásticos encontradas nos filtros dos purificadores de ar (usados e G) encontram-se na tabela 12. A concentração média das fibras e microplásticos identificadas nas diferentes residências, são, respetivamente $0,21 \pm 0,10$ fibras/cm² e $0,33 \pm 0,33$ MPs/cm². O teste de Mann-Whitney demonstra que não existem nem indícios de fixação de fibras ($p=0,381$), nem fixação de microplásticos ($p=0,381$) nos filtros do purificador. Por outras palavras, não ocorre uma diferença estatística entre a quantidade de partículas que o filtro do purificador antes da utilização (G) e a quantidade de partículas que foi encontrada nos filtros de purificador utilizados em cada residência, que teoricamente resultariam da filtração do ar. Estes resultados são consistentes com os resultados obtidos anteriormente nos capítulos 4.4.1 e 4.4.2, demonstrando que o presente equipamento não tem a capacidade de reter fibras e microplásticos suspensos no ar interior.

Tabela 12: Concentrações de fibras e microplásticos quantificadas nos filtros do purificador de ar.

Residência	Concentração	
	Fibras (fibras/cm ²)	Microplásticos (MPs/cm ²)
A´	0,31	0,39
B´	0,15	0,00
C´	0,30	0,86
D´	0,09	0,20
E´	0,20	0,21
Média	0,21	0,33
Desvio padrão	0,10	0,33
Mediana	0,20	0,21
G1	0,13	0,19
G2	0,11	0,17

5. Conclusões e perspectivas futuras

A presente dissertação pretendeu avaliar a concentração de microplásticos e fibras têxteis em diferentes ambientes atmosféricos usando o método desenvolvido por Prata *et al.* (2020a), com uma modificação no tipo de filtros usados para a recolha das amostras no ar. A adoção de filtros de prata poderá ser conveniente caso se pretenda realizar uma análise direta através de técnicas de espectroscopia como micro *Fourier Transform Infrared* (FTIR) ou micro *Raman*, porém não foi possível demonstrar a sua aplicabilidade durante a realização do presente trabalho.

Pelo uso de diferentes métodos de tratamento das amostras, concluiu-se que é mais indicada a análise direta das amostras contidas nos filtros de membrana de prata e, eventualmente, o recurso ao uso do corante *Nile Red*. Caso contrário, poderão ocorrer perdas do material recolhido e, no limite, a análise poderá ser inviável. No entanto, o uso do *Nile Red* sem remoção da matéria orgânica natural pode resultar numa estimativa por excesso dos microplásticos, tendo em conta que as partículas orgânicas ficam também coradas. Resumidamente, para a utilização do método desenvolvido para amostras de ar (Prata *et al.*, 2020a), deverão utilizar-se filtros de quartzo, enquanto os filtros de prata são indicados para estudos espectroscópicos (ex. espectroscopia micro-*Raman*) diretos onde não seja tão necessária a preparação da amostra.

Os resultados das medições realizadas na primeira parte do trabalho mostraram maiores concentrações, tanto de fibras como de microplásticos, no ar ambiente interior, quando comparadas com as respetivas concentrações no ar ambiente exterior. Esta diferença de valores pode dever-se à ocorrência no meio interior de diversas fontes emissoras de

partículas de plástico – móveis, carpetes, vestuário – e condições de diluição mais fracas do que no meio exterior.

A avaliação do comprimento das fibras permitiu concluir que as de menor comprimento eram predominantes. Mais de 40% das fibras identificadas possuíam comprimentos entre 20 e 200 μm . A distribuição por tamanhos das fibras sugeriu ainda a existência de fibras abaixo do limite de detecção da técnica adotada ($< 20 \mu\text{m}$).

A concentração de fibras com origem natural foi cerca de 3 vezes superior à concentração de fibras sintéticas. No entanto, não foi possível identificar a origem de um número muito substancial de fibras presentes nas amostras, devido às suas dimensões muito reduzidas, que dificultam a classificação por critérios estritamente visuais.

Observou-se também que as fibras apresentavam uma grande variedade de cores, com destaque para o preto, tanto em amostras recolhidas no ambiente interior como em amostras provenientes do ambiente exterior.

A forma dos microplásticos distribuiu-se de forma semelhante nos dois meios (interior e exterior), aproximadamente 50% para fragmentos e 50% para esferas.

Os resultados da segunda parte do trabalho parecem mostrar que o purificador de ar não é especialmente eficaz na remoção de fibras e microplásticos no ar interior. Efetivamente, nas residências testadas não houve alterações significativas no valor das concentrações, tanto de fibras como de microplásticos, antes e após o funcionamento do purificador. Esta conclusão acerca da eficiência do purificador é também sustentada pelos resultados provenientes da análise dos filtros presentes no interior do equipamento, que não mostraram concentrações de partículas significativamente diferentes das presentes nos filtros brancos. Adicionalmente, foi detetada uma maior quantidade de fragmentos antes do funcionamento do purificador de ar.

Para trabalhos futuros, sugere-se a adoção do método de detecção visual das fibras e microplásticos, por permitir uma avaliação rápida das partículas presentes nas amostras. No entanto, em consequência do limite de detecção visual e da subjetividade do observador, este pode originar resultados imprecisos, pelo que é fundamental que se procurem técnicas analíticas alternativas, com o potencial de caracterizar quimicamente as partículas de dimensões mais reduzidas, tais como o micro FTIR ou o micro *Raman*. Desse modo, será possível obter informações mais detalhadas sobre as partículas que entram no sistema respiratório humano e avaliar o risco para a saúde associado à exposição a fibras e microplásticos.

Referências

- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O., & Jaafarzadeh, N. (2019). Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, 244, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., ... Galop, D. (2019). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5), 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D., & Johnston, P. (2006). *Plastic Debris in the World ' s Oceans*.
- American Chemistry Council. (2020). How Plastics Are Made. Retrieved March 17, 2020, from <https://plastics.americanchemistry.com/How-Plastics-Are-Made/>
- Asrin, N., & Dipareza, A. (2019). Microplastics in Ambient Air (Case Study : Urip Sumoharjo Street and Mayjend Sungkono Street of Surabaya City , Indonesia). *IAETSD Journal for Advanced Research in Applied Sciences*, 6(1), 54–57. Retrieved from <http://www.iaetsdjaras.org/gallery/11-january-864.pdf>
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 15. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., & Gerdt, G. (2019). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, 5(8), 1–11. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science and Technology*, 45(21), 5. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., & Chen, Q. (2017). Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 24928–24935. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>
- Candlin, J. P. (2008). Chapter 3 Polymeric Materials: Composition, Uses and Applications. *Comprehensive Analytical Chemistry*, 53(08), 87–88. [https://doi.org/10.1016/S0166-526X\(08\)00403-0](https://doi.org/10.1016/S0166-526X(08)00403-0)
- Cannas, S., Fastelli, P., Guerranti, C., & Renzi, M. (2017). Plastic litter in sediments from the coasts of south Tuscany (Tyrrhenian Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 372–375. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.008>
- Chen, G., Feng, Q., & Wang, J. (2020). Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of the Total Environment*, 703, 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>

- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Dehghani, S., Moore, F., & Akhbarizadeh, R. (2017). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20360–20371. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1>
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 11. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Diaz-Basantes, M. F., Conesa, J. A., & Fullana, A. (2020). Microplastics in honey, beer, milk and refreshments in Ecuador as emerging contaminants. *Sustainability (Switzerland)*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/SU12145514>
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221(December), 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
- 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>
- Eschenbacher, W. L., Kreiss, K., Loughheed, M. D., Pransky, G. S., Day, B., & Castellan, R. M. (2008). *Clinical Pathology Workshop Summary Nylon Flock – Associated Interstitial Lung Disease*. 159, 2003–2008.
- European Bioplastics. (2018). *What are bioplastics?* Retrieved from https://docs.european-bioplastics.org/publications/fs/EuBP_FS_What_are_bioplastics.pdf
- Falco, F. De, Cocca, M., Avella, M., & Thompson, R. C. (2020). *Micro fiber Release to Water , Via Laundering , and to Air , via Everyday Use : A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile Parameters*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06892>
- Fok, L., & Cheung, P. K. (2015). Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 112–118. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.050>
- Frias, J. P. G. L., Otero, V., & Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 7. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.001>
- Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., ... Tassin, B. (2018). Microplastics in air: Are we breathing it in? *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1(May), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>
- GESAMP. (2015). Sources, fate and effects of MP in the marine environment: A global assessment. *Journal Series GESAMP Reports and Studies*, 90, 98. Retrieved from

www.imo.org

- GESAMP. (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. In *Reports and Studies GESAMP* (Vol. 93). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3803.7925>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 25–29. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gourmelon, G. (2015). Global Plastic Production Rises, Recycling Lags. *WorldWatch Institute*, 1–7.
- Harper, P. C., & Fowler, J. a. (1987). Plastic pellets in New Zealand storm-killed prions (*Pachyptila* spp.) 1958-1977. *Notornis*, 34, 65–70.
- Horton, A. A., Svendsen, C., Williams, R. J., Spurgeon, D. J., & Lahive, E. (2017). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>
- Huang, Y., Qing, X., Wang, W., Han, G., & Wang, J. (2020). Mini-review on current studies of airborne microplastics: Analytical methods, occurrence, sources, fate and potential risk to human beings. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 125, 115821. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115821>
- Kaya, T. A., Yurtsever, M., & Bayraktar, Ç. S. (2018). Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air. *European Physical Journal Plus*, 133(11). <https://doi.org/10.1140/epjp/i2018-12372-7>
- Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 685, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Li, Y., Shao, L., Wang, W., Zhang, M., Feng, X., Li, W., & Zhang, D. (2020). Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing. *Science of the Total Environment*, 705, 135967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135967>
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 675, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
- Lougheed, M. D., Roos, J. O., Waddell, W. R., & Munt, P. W. (1995). Desquamative interstitial pneumonitis and diffuse alveolar damage in textile workers: Potential role of mycotoxins. *Chest*, 108(5), 1196–1200. <https://doi.org/10.1378/chest.108.5.1196>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science and Technology*, 35(2), 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>

- Panda, A. K., Singh, R. K., & Mishra, D. K. (2010). Thermolysis of waste plastics to liquid fuel. A suitable method for plastic waste management and manufacture of value added products-A world prospective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *14*(1), 16. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.005>
- PlasticsEurope. (2019). *Plastics – the Facts 2019*.
- Polyvisions Inc. (2020). Plastic Pellets. Retrieved June 26, 2020, from <https://www.polyvisions.com/plastic-pellets/>
- Prata, Joana C., Alves, J. R., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020c). Major factors influencing the quantification of Nile Red stained microplastics and improved automatic quantification (MP-VAT 2.0). *Science of the Total Environment*, *719*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137498>
- Prata, Joana C., Castro, J. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Cerqueira, M., & Rocha-Santos, T. (2020a). An easy method for processing and identification of natural and synthetic microfibers and microplastics in indoor and outdoor air. *MethodsX*, *7*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.11.032>
- Prata, Joana C., Patrício Silva, A. L., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Walker, T. R., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Solutions and integrated strategies for the control and mitigation of plastic and microplastic pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *16*(13), 1–19. <https://doi.org/10.3390/ijerph16132411>
- Prata, Joana C, Manana, M. J., Duarte, A. C., & Rocha-santos, T. (2020b). What Is the Minimum Volume of Sample to Find Sampling of Aveiro Lagoon and Vouga River , Portugal. *Water*, *12*(1219), 1–10.
- Prata, Joana Correia. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, *234*(February), 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
- Royal Society Te Apārangi. (2019). *Plastics in the Environment: Te Ao Hurihuri – The Changing World*. 47. Retrieved from <https://royalsociety.org.nz/assets/Uploads/Plastics-in-the-Environment-evidence-summary.pdf>
- Ryberg, M., Laurent, A., & Hauschild, M. (2018). *Mapping of global plastics value chain and plastics losses to the environment*. 1–99. Retrieved from [https://gefmarineplastics.org/files/2018 Mapping of global plastics value chain and hotspots - final version r181023.pdf](https://gefmarineplastics.org/files/2018%20Mapping%20of%20global%20plastics%20value%20chain%20and%20hotspots%20-%20final%20version%20r181023.pdf)
- Selvam, S., Manisha, A., Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Paramasivam, C. R., & Singaraja, C. (2020). Microplastic presence in commercial marine sea salts: A baseline study along Tuticorin Coastal salt pan stations, Gulf of Mannar, South India. *Marine Pollution Bulletin*, *150*(June 2019), 110675. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110675>
- Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., & Gomes, R. L. (2019). Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by ‘natural’, not microplastic, fibres. *Science of the Total Environment*, *666*, 377–389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.278>

- Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., ... Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of the Total Environment*, *550*, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>
- Syakti, A. D. (2017). Microplastics Monitoring in Marine Environment. *Omni-Akuatika*, *13*(2), 1–6. <https://doi.org/10.20884/1.oa.2017.13.2.430>
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology*, *41*(22), 7759–7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>
- Thompson, R. C., Olson, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., ... Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, *304*(5672), 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Turcotte, S. E., Chee, A., Walsh, R., Grant, F. C., Liss, G. M., Boag, A., ... Lougheed, M. D. (2013). Flock worker's lung disease: Natural history of cases and exposed workers in Kingston, Ontario. *Chest*, *143*(6), 1642–1648. <https://doi.org/10.1378/chest.12-0920>
- Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., & Vollertsen, J. (2019). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific Reports*, *9*(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>
- Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., & Zhang, P. (2019). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Science of the Total Environment*, *691*, 848–857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209>
- Wang, X., Li, C., Liu, K., Zhu, L., Song, Z., & Li, D. (2020). Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source. *Journal of Hazardous Materials*, *389*(September 2019), 121846. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121846>
- World Health Organization. (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. In *WHO*.
- Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A., & Kelly, F. J. (2020). Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environment International*, *136*(December 2019), 105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>
- Yukioka, S., Tanaka, S., Nabetani, Y., Suzuki, Y., Ushijima, T., Fujii, S., ... Singh, S. (2020). Occurrence and characteristics of microplastics in surface road dust in Kusatsu (Japan), Da Nang (Vietnam), and Kathmandu (Nepal). *Environmental Pollution*, *256*, 113447. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113447>
- ZERO. (2020). ZERO considera uma desilusão só se ter reciclado 12% dos plásticos – ZERO. Retrieved December 5, 2020, from 2020 website: <https://zero.org/zero-considera-uma-desilusao-so-se-ter-reciclado-12-dos-plasticos/>
- Zhou, Q., Tian, C., & Luo, Y. (2017). Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. *3902*. <https://doi.org/10.1360/N972017->

00956

Apêndice A

Tabela 13: Dados das amostragens em ambiente interior e exterior.

Amostra		Q médio (L/min)	t (h)	V (m ³)	P média (hPa)	T média (°C)	V PTN (m ³)
1	IN	4,84	23,3	6,76	1022,5	18,0	6,40
	OUT	4,54	23,3	6,35	1022,5	13,5	6,10
2	IN	4,72	24,6	6,97	1027	18,0	6,63
	OUT	5,18	24,4	7,58	1027	15,0	7,29
3	IN	4,99	24,0	7,18	1017	21,5	6,69
	OUT	4,98	23,9	7,14	1017	18,0	6,72
4	IN	4,99	25,0	7,49	1020,5	23,0	6,96
	OUT	4,96	25,0	7,44	1020,5	21,0	6,96
5	IN	4,99	24,1	7,21	1018,0	22,5	6,70
	OUT	4,95	24,2	7,19	1018,0	20,5	6,72

Tabela 14: Dados de amostragem nas residências antes e após o funcionamento do purificador de ar.

Amostra	Q médio (L/min)	t (h)	V (m ³)	P média (hPa)	T média (°C)	V PTN (m ³)
A1	5,02	24,0	7,24	1014,0	24,0	6,66
A2	5,00	24,0	7,20	1015,0	24,0	6,63
B1	5,01	24,1	7,24	1015,5	24,5	6,66
B2	5,05	24,0	7,27	1014,5	26,0	6,65
C1	4,94	24,0	7,12	1017,5	25,5	6,54
C2	5,02	24,0	7,22	1017,0	26,0	6,62
D1	5,01	24,1	7,25	1016,0	23,0	6,70
D2	5,01	24,2	7,27	1015,0	23,0	6,72
E1	5,00	23,9	7,17	1018,0	24,5	6,61
E2	5,01	23,7	7,12	1013,0	25,0	6,53