

**Monitorização de Microplásticos
em Água de Consumo**
Estudo comparativo entre água engarrafada
e canalizada na RAM

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Mariana Filipa Costa da Silva

MESTRADO EM BIOQUÍMICA APLICADA



UNIVERSIDADE da MADEIRA

A Nossa Universidade

www.uma.pt

setembro | 2025

**Monitorização de Microplásticos
em Água de Consumo**
Estudo comparativo entre água engarrafada
e canalizada na RAM

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Mariana Filipa Costa da Silva

MESTRADO EM BIOQUÍMICA APLICADA

ORIENTAÇÃO

Rosa Maria de Sá Perestrelo Gouveia

CO-ORIENTAÇÃO

José de Sousa Câmara

Monitorização de microplásticos em água de consumo: estudo comparativo entre água engarrafada e canalizada na RAM

Esta dissertação foi desenvolvida sob a orientação da Doutora Rosa Perestrelo. Foi apresentada à Universidade da Madeira, para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Bioquímica Aplicada.

Mariana Filipa Costa da Silva

Setembro, 2025

Funchal, Madeira – Portugal

“Ama e faz o que quiseres.”

Santo Agostinho

Declaração

O plágio consiste na apresentação de ideias, opiniões, frases/texto, resultados ou conclusões de outros como sendo suas/seus, mesmo que tenha havido tradução dos mesmos. A prática de plágio constitui uma grave violação da ética acadêmica, além de poder levar à reprovação ou retirada do grau, assim como à responsabilidade civil, criminal e disciplinar.

Assim, declaro por minha honra que a presente dissertação de mestrado é da minha exclusiva autoria, é original, e nela referenciei e citei as fontes utilizadas.

Setembro, 2025

Mariana Filipa Costa da Silva

Agradecimentos

À Universidade da Madeira, instituição que me acolheu durante a realização do meu Mestrado, ao Centro de Química da Madeira (CQM) que cedeu o espaço e todo o material necessário e a todos os professores que se cruzaram comigo transmitindo-me os seus valiosos conhecimentos, o meu sincero obrigada.

À minha orientadora, Doutora Rosa Perestrelo, obrigada por todo o apoio, dedicação e total disponibilidade. A sua orientação foi indispensável para a concretização desta tese.

Ao coorientador, Professor Doutor José Câmara, agradeço pelas dicas, ideias e correções dadas que enriqueceram este trabalho.

À direção Regional de Pescas, em especial ao laboratório, obrigada pela cedência de espaço e pelos equipamentos.

Ao Doutor Pedro Ideia, obrigada pela orientação prática, pela paciência e pela disponibilidade enquanto realizei a parte prática.

À minha mãe agradeço o amor, a dedicação e o apoio incondicional. Nem o mar nos separa e nada disto seria possível sem ti.

Ao meu irmão preferido, ao mais jeitoso, ao meu Kika, obrigada pelas músicas, pelas danças, pelos sorrisos e principalmente pelas asneiras.

À minha avó, obrigada pelo cuidado, pelos cafés, pelas palavras, pelas histórias e pelo mimo. Avô, sei que estás aí, cuida de mim por favor!

Ao meu pai, obrigada por estares presente e pelas visitas à ilha.

Ao Miguel, obrigada pela paciência, pela ajuda incansável e pelo amor. Obrigada a toda a tua família por me receberem com tanto carinho.

A todos os amigos, obrigada por serem suporte, por todas as alegrias e tristezas partilhadas e por estarem sempre presentes mesmo quando estou longe.

Este projeto de tese teve o apoio financeiro da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) com fundos do Governo Português através do Financiamento Base do CQM - UIDB/00674/2020 (DOI: 10.54499/UIDB/00674/2020) e do Financiamento Programático - UIDP/00674/2020 (DOI: 10.54499/UIDP/00674/2020), e pela ARDITI – Agência Regional para o Desenvolvimento da Investigação, Tecnologia e Inovação, através de fundos da Região Autónoma da Madeira – Governo Regional.

Resumo

Os microplásticos (MPs) são resíduos de plástico com um tamanho inferior a 5 mm que, devido ao seu tamanho, são difíceis de remover da água, do ar ou dos sedimentos. Devido a esta dificuldade, a poluição por MPs tornou-se uma preocupação mundial tanto na área ambiental como na saúde pública, uma vez que estes contaminantes têm sido reportados em alimentos e bebidas, incluindo água destinada a consumo. Tanto em água engarrafada como em água canalizada, estudos têm detetado diferentes polímeros, com morfologias, tamanhos e cores distintas; no entanto, a sua concentração varia consoante a origem da água, o tipo de embalagem e os métodos utilizados. Neste trabalho foram analisadas 19 amostras de água, das quais sete eram engarrafadas (quatro minerais naturais e três aromatizadas e/ou gaseificadas) e 12 canalizadas, recolhidas em quatro concelhos da Região Autónoma da Madeira (RAM): Funchal, Machico, Porto Moniz e Porto Santo. Para caracterização e identificação dos MPs foram utilizadas lupa estereoscópica e microespectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (μ -FTIR), respetivamente. As concentrações médias detetadas foram $1,19 \pm 1,03$ MPs/L em água engarrafada e $1,30 \pm 0,80$ MPs/L em água canalizada, e os principais polímeros identificados foram polietileno (PE), polietileno tereftalato (PET) e poliéster, com a maioria das partículas com tamanho inferior a 400 μ m. Os valores da Ingestão Diária Estimada (EDI) variaram entre 0,038 – 0,040 MPs/Kg/dia para adultos e 0,135 – 0,146 MPs/Kg/dia para crianças.

Palavras-chave: Microplásticos, água engarrafada, água canalizada, μ -FTIR, lupa estereoscópica.

Abstract

Microplastics (MPs) are plastic debris smaller than 5 mm which, due to their size, are difficult to remove from water, air, or sediments. Because of this, MP pollution has become a global concern both in environmental and public health fields, since these contaminants have been reported in food and beverages, including drinking water. In both bottled and tap water, studies have detected different polymers with varying morphologies, sizes, and colours; however, their concentration depends on the water source, type of packaging, and analytical methods used. In this study, 19 water samples were analysed, of which seven were bottled (four natural mineral and three flavoured and/or carbonated) and 12 were tap water, collected from four municipalities of the Autonomous Region of Madeira (RAM): Funchal, Machico, Porto Moniz and Porto Santo. For MP characterization and identification, a stereoscopic microscope and micro Fourier-transform infrared spectroscopy (μ -FTIR) were used, respectively. The average concentrations detected were 1.19 ± 1.03 MPs/L in bottled water and 1.30 ± 0.80 MPs/L in tap water. The main polymers identified were polyethylene (PE), polyethylene terephthalate (PET), and polyester, with the majority of particles being smaller than 400 μ m. The Estimated Daily Intake (EDI) values ranged between 0.038 – 0.040 MPs/Kg/day for adults and 0.135 – 0.146 MPs/Kg/day for children.

Keywords: Microplastics, bottled water, tap water, μ -FTIR, stereomicroscope

Lista de publicações

Comunicação Oral

Mariana Silva, José Câmara, Rosa Perestrelo, ***Monitoring the occurrence of microplastics in food and water***, 11th CQM Annual Meeting, 3 e 4 de outubro de 2024, Funchal, Portugal

Comunicação em Painei

Mariana Silva, Pedro Ideia, Carolina Pimenta-Fernandes, Ricardo Sousa, José S. Câmara, Rosa Perestrelo, ***Microplásticos em Águas Engarrafadas e de Torneira: Caracterização e Riscos para a Saúde Humana***, 17^a Reunião Annual PortFir Segurança dos Alimentos, 24 de setembro de 2025, Funchal, Portugal

Artigo a submeter:

Mariana Silva, Pedro Ideia, Carolina Pimenta-Fernandes, José S. Câmara, Rosa Perestrelo, ***Microplastics in Bottled and Tap Water from Madeira Island: Occurrence, Polymer Composition, and Human Exposure Assessment***, Science of the Total Environment.

Índice

Declaração	I
Agradecimentos	III
Resumo	V
Abstract.....	VII
Lista de publicações	IX
Índice	XI
Índice de Figuras.....	XIII
Índice de Tabelas.....	XV
Abreviaturas	XVII
I. Introdução.....	1
1.1. Plásticos	3
1.2. Microplásticos	6
1.2.1. No ambiente	7
1.2.2. Impactos na saúde	9
1.3. Água.....	13
1.3.1. Água canalizada.....	13
1.3.2. Água engarrafada	16
1.3.3. Microplásticos em água.....	17
1.4. Filtração para extração de MPs	20
1.5. Detecção, identificação e caracterização de microplásticos.....	21
1.5.1. Microscopia de fluorescência	22
1.5.2. Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier...	23
1.5.3. Espectroscopia de Raman	25
1.5.4. Microscopia eletrónica de varrimento.....	27
1.5.5. Espectroscopia de ressonância magnética	28

1.5.6. Cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massa.....	29
1.5.7. Cromatografia em fase líquida combinada com a espectrometria de massa.....	30
1.5.8. Espectrometria de massa de tempo de voo por dessorção/ionização a laser assistida por matriz.....	30
1.6. Objetivos	31
1.6.1. Objetivos específicos:	31
II. Materiais e Métodos	33
2.1. Água.....	35
2.2. Controlo negativo	37
2.3. Lupa	38
2.4. μ -FTIR	38
2.5. Ingestão Diária Estimada para Água comercial e canalizada.....	39
III. Resultados e Discussão	41
3.1. MPs nas amostras de água.....	45
3.2. Partículas não plásticas em amostras de água	52
3.3. Avaliação da ingestão média diária	54
IV. Conclusão.....	57
V. Referências.....	61

Índice de Figuras

Figura 1. Imagem obtida por microscópio ótico de vários tipos de plástico. a) PE, b) PET, c) PP e d) PVC [5].	5
Figura 2. Fatores que afetam a degradação dos MPs. Adaptado de Kumar et al. [6]	6
Figura 3. Diferentes formas de MPs. a) fragmentos, b) fibras, c) filme ou d) esferas, adaptado de Arshad et al. [8].	7
Figura 4. MPs em água do mar [10].	8
Figura 5. Potenciais vias de exposição e consequências dos MPs no corpo humano, adaptado de Prata et al. [18]	10
Figura 6. MPs observados em precipitações atmosféricas [21].	11
Figura 7. Evolução da percentagem de água segura na torneira do consumidor [33].	15
Figura 8. MPs de vários formatos encontrados em amostras de água [46].	18
Figura 9. Aumento da quantidade de MP na água engarrafada após a exposição à luz solar, sendo A, B e C três marcas distintas, e a coluna da esquerda antes da exposição solar e a coluna da direita depois de 3 meses de exposição solar [47]	18
Figura 10. Distribuição dos microplásticos identificados nas amostras de água quanto à: a) morfologia, b) cor, c) tipo de polímero, adaptado de Malekzadeh et al. [49].	19
Figura 11. Imagem obtida através de microscopia confocal de fluorescência de MPs de polimetilmetacrilato (PMMA) na água [62].	23
Figura 12. Espectro de FTIR obtido em modo de a) transmissão e b) ATR, adaptado de Xu et al. [68].	24
Figura 13. Esquema da espectroscopia de Raman para detecção de MPs [74].	25
Figura 14. Espectro de Raman sobre PA, PET, PS, PP e PE, adaptado de Zada et al. [77].	26
Figura 15. Imagem de uma partícula de PVC obtida por SEM – EDS [5].	27
Figura 16. Espectros obtidos por RMN de a) PE, b) PET, c) PS [82].	29
Figura 17. Pontos de recolha de água canalizada na RAM.	36

Figura 18. Frequência (%) relativa à abundância de plástico, não plástico e indeterminado em amostras de água.	43
Figura 19. Frequência (%) quanto à natureza química dos MPs encontrados nas amostras de água.....	46
Figura 20. Natureza química: a) poliéster; b) poliestireno; c) poliamida; d) polietileno; e) polipropileno.....	47
Figura 21. Distribuição quanto à forma dos MPs encontrados nas amostras de água.	47
Figura 22. Morfologia: a, b) fibras; c, d) fragmentos.	48
Figura 23. Classificação relativa das cores dos MPs encontrados nas diferentes amostras de água.....	49
Figura 24. Cores: a) transparente; b) preto; c) laranja; d) azul; e) verde; f) vermelho.....	50
Figura 25. Distribuição do número de MPs por classes de tamanho (μm), encontrados nas diferentes amostras de água. As classes sem ocorrência de partículas foram excluídas do gráfico.	51
Figura 26. Tamanho: a) 0 - 200; b) 201 - 400; c) 401 - 600; d) 601 - 800; e) 801 - 1000; f) 1401 - 1600 μM	52
Figura 27. Natureza química: a) celulose; b) viscose; c) resina melamina-formaldeído; d) algodão; e) vidro.....	54

Índice de Tabelas

Tabela 1. Características sobre plásticos com maior representatividade.	4
Tabela 2. Vantagens e desvantagens de diferentes técnicas utilizadas na análise de MPs [59].	22
Tabela 3. Identificação das amostras de águas comerciais.	36
Tabela 4. Identificação das amostras de águas canalizadas.	37
Tabela 5. Ingestão diária estimada de MPs em adultos e crianças.	55
Tabela 6. Ingestão ao longo da vida de MPs.	55

Abreviaturas

ABS – Acrilonitrilo-butadieno-estireno

ATR-FTIR – Espectroscopia de Infravermelho por Reflexão Total Atenuada

DLS – Dispersão Dinâmica de Luz

EDI – Ingestão Diária Estimada

EDS – Espectroscopia de Dispersão de Energia

EPS – Poliestireno Expandido

ERSAR – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

EU – União Europeia

FTIR – Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier

GC-MS – Cromatografia em Fase Gasosa Acoplada à Espectrometria de Massa

HACCP – Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controlo

HDPE – Polietileno de Alta Densidade

IWA – Associação Internacional da Água

LDPE – Polietileno de Baixa Densidade

LTI – Ingestão ao Longo da Vida

MALDI-TOF MS – Espectrometria de Massa de Tempo de Voo por Dessorção/Ionização a Laser Assistida por Matriz

MBR – Biorreatores de Membrana

MPs – Microplásticos

PA – Poliamida

PAN – Poliacrilonitrilo

PBT – Polibutileno Teraftalato

PC – Policarbonato

PE – Polietileno

PET – Polietileno Tereftalato

PMMA – Polimetilmetacrilato

POM – Polioximetileno

PP – Polipropileno

PS – Poliestireno

PTFE – Politetrafluoretileno

PUR – Poliuretano

PVC – Cloreto de Polivinilo

RAM – Região Autónoma da Madeira

RMN – Espectroscopia de Ressonância Magnética

SEM – Microscopia Eletrónica de Varrimento

SIS – Estireno-Isopreno-Estireno

μ -Raman – Microespectroscopia Raman

I. Introdução

1.1. Plásticos

Plásticos são uma gama de polímeros sintéticos, maioritariamente compostos de carbono [1] e são sintetizados a partir de matérias-primas petroquímicas, têm uma elevada massa molecular e plasticidade. Cerca de 7% de todo o petróleo é convertido em plástico.

O seu baixo custo de produção e a versatilidade apresentada fazem com que os plásticos sejam amplamente utilizados, quase em dependência, aumentando a poluição ambiental. Em 2017 produziram-se 350 milhões de toneladas e estima-se que 10 milhões de toneladas de lixo por ano sejam despejadas no mar, colocando em risco a vida marinha e os ecossistemas.

Apenas um ano depois, em 2018, a produção de plásticos atingiu 359 milhões de toneladas, das quais 61,8 milhões foram produzidas na Europa, sendo a Ásia o principal produtor com 51% e a China com 30% da produção mundial [2].

No entanto, os plásticos podem ser reutilizados e reciclados, transformando-se em novos produtos, mas, até 2015 apenas 9% dos plásticos a nível global foram reciclados, 12% foram incinerados e a alarmante maioria correspondente a 79% foi acumulada em aterros no ambiente natural. Esses dados têm vindo a alterar-se ao longo dos anos, sendo que, em 2018, 32,5% do plástico foi reciclado, 42,6% foi utilizado para recuperação energética e 24,9% foi depositado em aterros [3].

Na Tabela 1, são apresentados os plásticos mais utilizados, tais como o nome, fórmula química, densidade e principais materiais onde se encontram. Todos eles são feitos à base de petroquímicos, no entanto, existem também bioplásticos, em que 100% do carbono utilizado deriva da agricultura, como por exemplo do amido de milho, proteína de soja ou celulose [4].

Tabela 1. Características sobre plásticos com maior representatividade.

Sigla	Nome	Fórmula Química	Densidade g/cm ³	Materiais onde se encontram
PE	Polietileno	$(C_2H_4)_n$	0,92 - 0,97	Sacos reutilizáveis, contentores e brinquedos
PP	Polipropileno	$(C_3H_6)_n$	0,88 - 0,91	Embalagem de alimentos, tubos e peças automóveis
PS	Poliestireno	$(C_8H_8)_n$	1,04 - 1,50	Equipamentos eletrónicos, capas de CDs e DVDs
PET	Polietileno tereftalato	$(C_{10}H_8O_4)_n$	1,30 - 1,40	Garrafas de água ou sumos e embalagem de detergentes
PVC	Cloreto de polivinilo	$(C_2H_3Cl)_n$	1,35 - 1,50	Caixilhos, tubos e equipamentos de diálise
PA	Poliamida	$(C_6H_{11}NO)_n$	≈1,14	Airbags, cordas para alpinismo, patins e fatos de banho
EPS	Poliestireno expandido	$(C_8H_8)_n$	0,009 - 0,035	Isolamento térmico, pranchas de bodyboard, proteção de eletrónicos

Na Figura 1 pode-se observar imagens obtidas por microscópio ótico de alguns materiais plásticos [5].

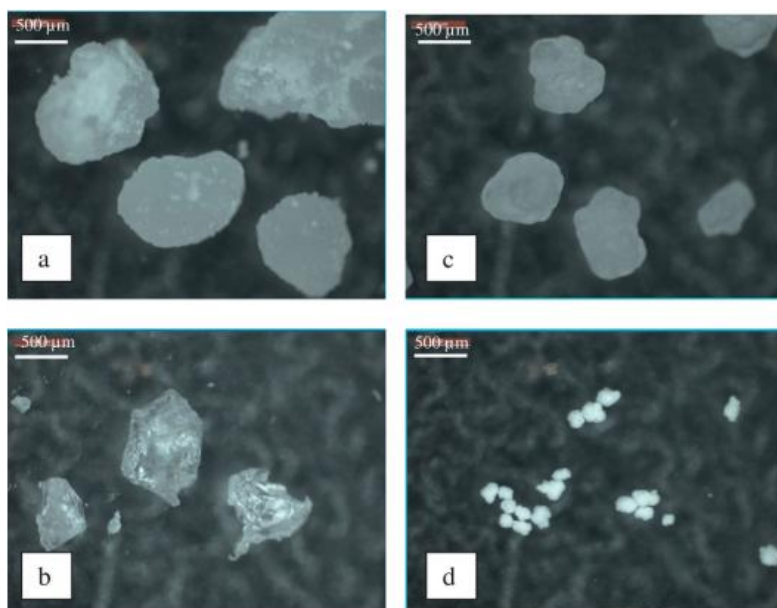


Figura 1. Imagem obtida por microscópio ótico de vários tipos de plástico. a) PE, b) PET, c) PP e d) PVC [5].

Os plásticos podem também ser divididos em duas categorias, os termoplásticos e os termorrígidos, ambos com características distintas.

Os termoplásticos têm como principal característica serem moldados com o calor. Quando são aquecidos tornam-se maleáveis e podem-se moldar, endurecendo-se à medida que vão arrefecendo. Esta característica é reversível, ou seja, os termoplásticos podem ser reaquecidos, remoldados e solidificados sem perderem as suas propriedades.

Os principais termoplásticos são o PE, PP, PET, PS e EPS, PA, polimetilmetacrilato (PMMA), PVC, policarbonato (PC), acrilonitrilo-butadieno estireno (ABS), fluoropolímeros, polibutileno tereftalato (PBT), entre outros, estes são amplamente utilizados em embalagens alimentares, dispositivos médicos e eletrónicos.

Os termorrígidos, ao contrário dos termoplásticos, são irreversíveis. Sofrem uma transformação química durante o arrefecimento que forma uma estrutura tridimensional, sendo assim, depois da cura térmica, os materiais endurecem permanentemente, e não podem voltar a ser fundidos nem remoldados. Estes materiais, devido à sua maior estabilidade, durabilidade química e resistência às elevadas temperaturas, são maioritariamente utilizados na construção civil, aeroespacial, e na produção de eletrodomésticos.

Os principais plásticos termorrígidos encontram-se nas resinas fenólicas (resinas de fenol-formaldeído), resinas epóxi, poliuretano (PUR), resinas de vinil-éster, resinas de melamina, resinas de ureia-formaldeído, poliésteres insaturados, silicone e resinas acrílicas [2].

Na produção do plástico, e para melhorar as características do mesmo, como a cor e transparência ou resistência, podem ser adicionados aditivos como plastificantes, antioxidantes, estabilizadores UV, lubrificantes, corantes ou retardadores de chama [4].

Os plásticos podem ser degradados por vários meios como mecanismos mecânicos, térmicos, fotoquímicos ou bioquímicos, mas a degradabilidade está fundamentalmente relacionada com as características químicas e físicas do polímero, Figura 2 [6], como por exemplo, se a sua natureza é cristalina ou amorfa, se é um polímero puro ou contem aditivos, a sua capacidade de resistência à fissuração ou a temperatura de transição vítrea, abaixo da qual os plásticos se tornam frágeis [1].

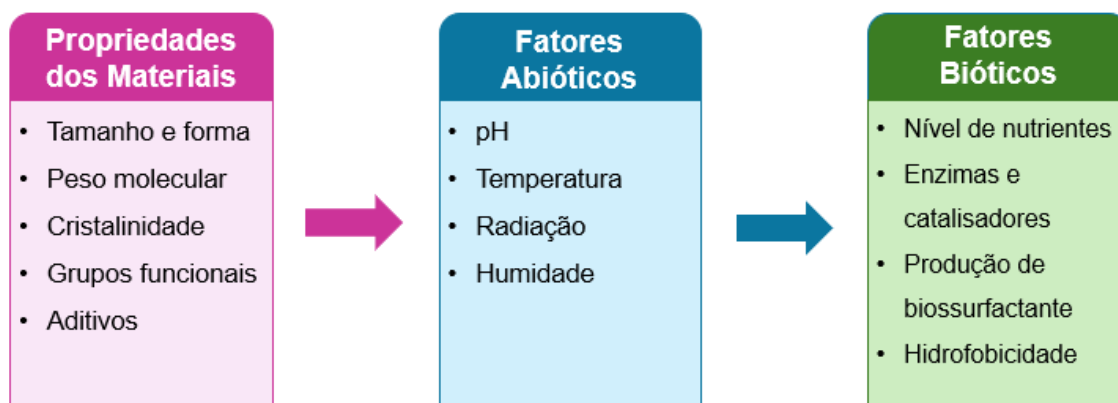


Figura 2. Fatores que afetam a degradação dos MPs. Adaptado de Kumar et al. [6]

1.2. Microplásticos

Os microplásticos (MPs) são resíduos de plástico com um tamanho inferior a 5 mm que, devido ao seu tamanho, são difíceis de remover da água, ar ou de sedimentos [7].

Estes podem ser divididos em duas classes, MPs primários e MPs secundários, que apenas diferem no tamanho com que foram produzidos, sendo que os primários são produzidos à microescala, enquanto os

secundários são obtidos por degradação de produtos grandes, devido a fragmentação física, química ou biológica.

Os MPs primários são maioritariamente libertados durante processos de produção industrial sob a forma de pó, sendo comumente utilizados em cosméticos, como produtos de maquilhagem, protetores solares, produtos de higiene pessoal com efeito esfoliante ou tintas para cabelo. Devido ao seu reduzido tamanho ($< 5 \text{ mm}$) e à dificuldade de deteção, não são geralmente retidos nos sistemas de tratamento de águas residuais, passando diretamente para os sistemas de drenagem.

Os MPs secundários são muitas vezes arrastados para o ambiente marinho através das zonas costeiras, rios ou por sistemas de esgoto que posteriormente são libertados em mares ou oceanos [4]. Os MPs podem ser apresentados de várias formas como se pode observar na Figura 3 [8].

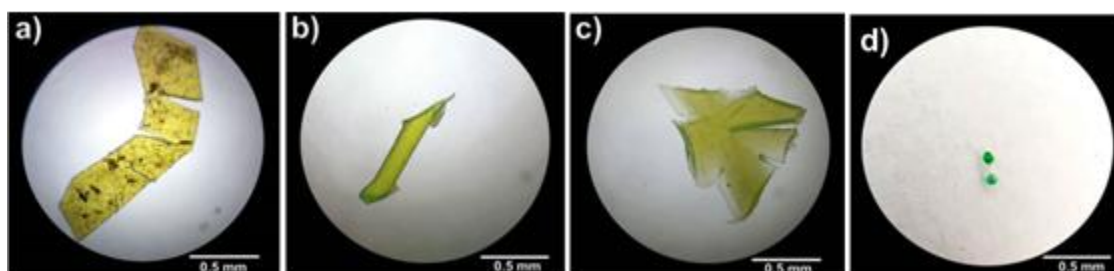


Figura 3. Diferentes formas de MPs. a) fragmentos, b) fibras, c) filme ou d) esferas, adaptado de Arshad et al. [8].

1.2.1. No ambiente

Os plásticos são, através da contaminação causada pelos mesmos, um problema ambiental que poderão pôr em risco organismos e ecossistemas que não se consigam adaptar [1], e estão espalhados de tal forma que já foram encontrados MPs, quer na montanha mais alta do mundo a 8440 m, no Monte Everest, como na fossa mais profunda do Oceano Pacífico a 11 mil m de profundidade, na Fossa das Marianas [9], sendo as industriais a principal fonte de resíduos [4].

Em solos, os plásticos mantêm-se à superfície devido à sua baixa densidade comparativamente com outros materiais que fazem parte da sua constituição, como por exemplo argilas ou areias, essa característica faz com que sejam movidos mais facilmente. Existem outras características que fazem

dos plásticos um problema para o ambiente, como a sua hidrofobicidade, tamanho e forma que facilitam a integração destes noutros componentes do solo.

Em águas, tanto doce como salgada, a densidade do plástico comparativamente às águas varia consoante o polímero, sendo cerca de 1g/cm^3 a densidade da água doce, e cerca $1,035\text{g/cm}^3$ a densidade da água salgada. Na Tabela 1 pode-se observar as densidades dos plásticos mais comumente encontrados, e verifica-se que PE e o PP puros têm densidades inferiores, tendo a capacidade de flutuar em ambos os tipos de água, Figura 4 [10]. No entanto, há formas de alterar a densidade dos plásticos, através de aditivos.



Figura 4. MPs em água do mar [10].

Os MPs podem ainda interagir com outros poluentes presentes no meio aquático, como os metais pesados. Estudos demonstram que metais como o cobre e o zinco, libertados a partir de tintas *antifouling*, podem adsorver-se em diferentes tipos de microplásticos, nomeadamente em PS e PVC, aumentando o risco de contaminação e a sua persistência no ambiente marinho [11]. Estudos desenvolvidos na RAM têm demonstrado a presença generalizada de plásticos em diversos compartimentos marinhos. Em amostras de mesozoplâncton recolhidas entre 2019 e 2020, foram detetados MPs em todas as amostras, sendo as fibras responsáveis por 89% das partículas identificadas. Estes resultados indicam uma elevada disponibilidade de microplásticos no ambiente pelágico das ilhas oceânicas [12].

Em sistemas costeiros e de aquacultura também se verificaram impactos: numa avaliação preliminar realizada num viveiro em mar aberto na costa sul da Madeira, 66,7% dos detritos observados eram de origem doméstica e 25% estavam associados à pesca ou à aquacultura. Foram ainda detetados fragmentos de macroplástico no conteúdo gastrointestinal de douradas cultivadas [13]. Em paralelo, análises regionais realizadas na Macaronésia

identificaram uma ampla presença de contaminantes emergentes, como hormonas e fármacos, adsorvidos em MPs recolhidos em praias, incluindo em áreas remotas [14]. Além disso, estudos realizados entre 2014 e 2021 em fezes de foca-monge (*Monachus monachus*) recuperaram 390 partículas de microplásticos, predominantemente fragmentos de PE, PET e PS, evidenciando o risco de exposição em níveis tróficos superiores [15].

No ar, as partículas em suspensão, conhecidas como aerossóis, variam em tamanho, forma e composição. As partículas de menor tamanho, diâmetro inferior a 2,5 µm, tendem a permanecer suspensas por mais tempo devido à sua leveza e maior resistência ao movimento causado pela gravidade, sendo particularmente importantes em termos de saúde pública, pois podem ser inaladas profundamente nos pulmões [1]. Num estudo realizado em Paris, onde se investigou a quantidade de MPs no ar, em ambiente interior e exterior, foram detetados valores que rondavam entre 1,0 a 60 fibras/m³ e 0,3 a 1,5 fibras/m³, respetivamente. Deste modo, verifica-se que os valores no interior são significativamente mais altos, sendo que 33 % do MPs detetados ser predominante o PP [16].

Os MPs são altamente resistentes à degradação e permanecem no ambiente por muito tempo, o que faz com que seja fácil a sua entrada na cadeia alimentar humana, sendo PP, PET, PVC, PE, HDPE, LDPE, PA, PS e EPS os mais frequentes [17].

1.2.2. Impactos na saúde

Os MPs entram no corpo humano por três vias distintas: ingestão de alimentos ou água, inalação ou contacto com a pele por produtos de higiene, cosméticos, maquilhagem ou têxteis [18], porém, a forma predominante é a via da ingestão. Anteriormente, os MPs eram considerados micropartículas inertes sem toxicidade, porém atualmente são vistos como substâncias potencialmente prejudiciais ao organismo, Figura 5.



Figura 5. Potenciais vias de exposição e consequências dos MPs no corpo humano, adaptado de Prata et al. [18]

Os seres vivos podem acumular MPs nas células e nos tecidos, resultando em ameaças de efeitos biológicos crónicos e potenciais riscos para a saúde humana, incluindo distúrbios gastrointestinais, problemas imunológicos, respiratórios, cancro, infertilidade e alterações nos cromossomas [17]. Estes podem ser detetados em várias amostras biológicas humanas tais como espécimes de colectomia, saliva, pulmões, fígado, leite materno e fezes [9]. Os MPs podem igualmente causar inflamação nas células, eles conseguem atravessar e alterar barreiras celulares e atravessam membranas seletivas, como a barreira hematoencefálica ou a placenta, e podem provocar alterações na expressão genética e respostas bioquímicas dentro das células, por exemplo, os padrões comportamentais dos peixes mudam à medida que a barreira hematoencefálica é atravessada [19]. A elevada área superficial dos MPs, a libertação de espécies oxidantes adsorvidas à sua superfície como por exemplo metais ou a libertação de espécies reativas de oxigénio (ROS) durante a resposta inflamatória pode desencadear em stress oxidativo. Por outro lado, pode ser observada citotoxicidade devido à toxicidade das partículas e migração de MPs para tecidos adjacentes, sendo que a sua persistência dificulta a sua depuração do organismo, culminando numa inflamação crónica que aumenta o risco de carcinogénese [20].

Estima-se que sejam inaladas, por pessoa, entre 26 e 130 MPs suspensos no ar por dia, sendo que uma pessoa do sexo masculino e com atividade leve inala 272 MPs por dia [18], MPs semelhantes podem observar-se na Figura 6 [21]. Algumas das partículas serão sujeitas à depuração mucociliar, no entanto, outras são capturadas pelo sistema respiratório e absorvidas através do epitélio pulmonar.

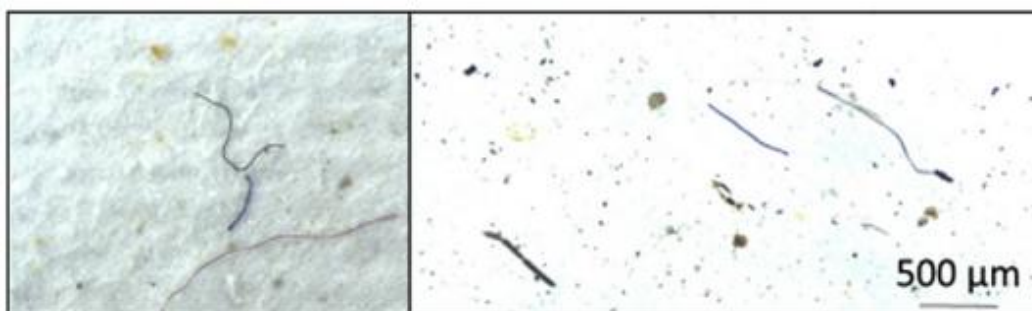


Figura 6. MPs observados em precipitações atmosféricas [21].

São várias as doenças associadas à inalação de MPs, nomeadamente irritação respiratória, doença pulmonar intersticial, que induz tosse, dispneia, capacidade pulmonar reduzida e sintomas clínicos semelhantes aos da alveolite alérgica. No entanto esta não é a principal via de exposição humana a MPs [21]. Estima-se que, por ano, uma pessoa ingira entre 39 e 52 mil MPs, estes podem atingir o sistema gastrointestinal através de alimentos contaminados, podem também derivar da contaminação ambiental que se revê na deposição de poeira nos pratos durante as refeições. Estima-se que estas poeiras sejam motivo de ingestão entre 13731 a 68415 partículas/ano por pessoa [22]. Após a ingestão, as células M, que são células epiteliais especializadas que cobrem os folículos linfóides das Placas de Peyer, fazem com que as partículas sejam absorvidas [18].

Num estudo *in vivo* com esferas de PS com tamanhos entre 50 nm e 3 μm, foi observado que esses MPs eram absorvidos pelo sistema gastrointestinal e poderiam passar através dos gânglios linfáticos até ao fígado, baço, sangue e medula óssea. Neste estudo, verificaram ainda que, quanto menor o tamanho das partículas, maior era a percentagem de translocação [23]. Noutro estudo com PS, utilizando nanoesferas de 44 nm, foram internalizadas por células de adenocarcinoma gástrico humano e observaram efeitos significativos na expressão génica, uma redução na viabilidade celular e a indução de respostas

pró-inflamatórias, além de mudanças morfológicas, elas induziram fortemente a regulação positiva dos genes IL-6 e IL-8, duas das citocinas mais importantes envolvidas em patologias gástricas [24]. Quanto às alterações da função reprodutiva, causada pela ingestão do mesmo tipo de MPs (PS) em ratos, verificaram uma diminuição no número de espermatozoides, na motilidade espermática e um aumento na taxa de deformidade dos espermatozoides, observaram igualmente uma diminuição do teor de testosterona sérica e da atividade enzimática relacionada ao metabolismo dos espermatozoides a succinato desidrogenase e a lactato desidrogenase [25]. O PS pode entrar na corrente sanguínea após a ingestão, afetando igualmente o sistema nervoso central. Em mexilhões de água doce a concentração de dopamina aumentou significativamente, o que pode afetar o sistema nervoso central, sugerindo uma possível implicação deste neurotransmissor num processo de eliminação dos MPs acumulados [26]. Em ratos, PS também alterou os biomarcadores sanguíneos de neurotoxicidade, houve perturbações no metabolismo energético e lipídico, bem como stress oxidativo [27].

Relativamente a potenciais riscos de cancro, num estudo sobre a contaminação de alimentos derivados do mar por poluentes tóxicos, nomeadamente MPs, encontraram hidrocarbonetos aromáticos policíclicos carcinogénicos derivados de resíduos eletrónicos numa concentração de 3,17 mg/L, valor esse 1000 vezes superior ao padrão para outro agente cancerígeno, o benzo- α -pireno. O risco de desenvolvimento de cancro estimado ao longo da vida devido à ingestão de MPs foi de $1,13 \times 10^{-5}$ para crianças e $1,28 \times 10^{-5}$ para adultos, valores superiores ao limite de referência recomendado de 1×10^{-6} . [28].

Quanto à perturbação do sistema imunitário, as partículas podem desencadear respostas imunitárias locais ou sistémicas, dependendo da sua disseminação [18]. A entrada de MPs no corpo humano pode levar a doenças autoimunes ou imunossupressão; essas doenças autoimunes podem ser causadas por vários mecanismos, como a translocação de MPs, a libertação de moduladores imunológicos, a ativação de células imunitárias, a exposição de MPs a autoantígenos e a produção de autoanticorpos [29].

Um estudo recente avaliou a presença de até sete tipos de partículas e fibras de plástico em amostras de fezes humanas [30] e, mais recentemente, 12 fragmentos de plástico com diferentes formas foram identificados e

caracterizados em placentas humanas, o que levanta preocupações relativamente ao desenvolvimento fetal [31].

1.3. Água

A água é essencial para a vida, para o equilíbrio dos ecossistemas, para a produção e cultivo de alimentos, para a geração e produção de energia e para a economia em geral. Contudo, este recurso natural e limitado enfrenta cada vez mais desafios ambientais e económicos. A sua forte ligação com áreas cruciais, como a produção de energia e a adaptação às mudanças climáticas, fez com que a gestão sustentável da água e dos seus serviços se tornasse uma das maiores preocupações políticas e ambientais a nível internacional [32].

Contudo, a poluição química das águas superficiais pode causar toxicidade aguda e crónica nos organismos aquáticos, acumulação no ecossistema e perda de habitats e de biodiversidade, e consequentemente causar ameaça à saúde humana [33].

Segundo a Associação Internacional da Água (IWA) [34], o fornecimento fiável de água potável, de boa qualidade e segura, é fundamental para a saúde das comunidades e para o seu desenvolvimento económico. Para garantir essa segurança, é necessário compreender e controlar os riscos de contaminação, aplicar normas de qualidade rigorosas e assegurar transparência em todo o processo. O objetivo da Carta de Bonn para Água Potável Segura é criar uma base de referência internacional para avaliar e mitigar riscos ao longo de todo o sistema de abastecimento, desde a captação da água até ao consumidor, salvaguardando a importância da cooperação entre instituições e a adaptação às realidades locais, promovendo uma gestão eficaz da água potável a nível global.

1.3.1. Água canalizada

A água da torneira destinada a consumo humano deve ser cuidadosamente controlada uma vez que é um recurso essencial e é necessário proteger a saúde pública [35].

A água da torneira é fornecida como um serviço público e tem, na sua maioria, origem em águas superficiais, como rios, albufeiras, barragens, reservatórios ou mesmo em estações de tratamento de águas residuais. Devido à sua origem, este tipo de água requer tratamento químico, como o cloro com

função de desinfetante, para eliminar micro-organismos e prevenir eventuais contaminações, tornando-a segura para o consumo humano. Por outras palavras, a água da torneira não é naturalmente potável. É o processo de desinfecção que a transforma numa água segura para beber. Além disso, antes de chegar ao utilizador, percorre um longo trajeto através de redes de distribuição que nem sempre estão em bom estado, com canalizações envelhecidas ou sujeitas a ruturas, o que pode comprometer a sua qualidade. No fim deste percurso, o consumidor não tem, muitas vezes, conhecimento sobre a origem da água que consome ou sobre a sua composição quando a ingere [36].

A qualidade da água da torneira do consumidor e a origem da água utilizada são indicadores essenciais para a avaliação do nível de desenvolvimento de um país e do bem-estar da sua população. Em Portugal, para fazerem essa avaliação, as entidades gestoras dos sistemas de abastecimento público fazem recolhas periódicas e realizam análises para verificar se os vários parâmetros, tais como químicos, físicos, radiológicos e microbiológicos, estão de acordo com o programa de controlo da qualidade da água aprovado e fiscalizado pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR). Todo o processo é definido pela legislação em vigor, o Decreto-Lei n.º 69/2023, de 21 de agosto, que define o número de análises e os valores de referência dos diversos parâmetros [33]. A “água segura na torneira do consumidor” é um indicador que faz referência à água controlada e de boa qualidade e que cumpre os requisitos paramétricos e a realização do número mínimo de análises. A meta estabelecida no PENSAAR 2020, mantida no PENSAARP2030, é de 99% de água segura na torneira do consumidor [37]. Esse valor foi atingido em 2015 com 98,65%, sendo o máximo em 2021 com 98,96% cobrindo todos os concelhos de Portugal Continental [33], como pode ser observado na Figura 7.

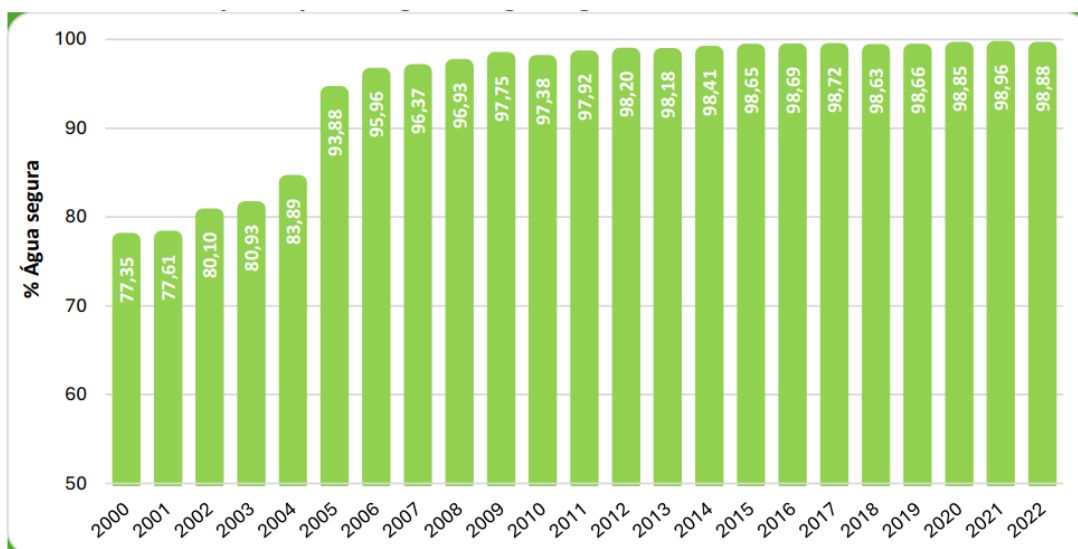


Figura 7. Evolução da percentagem de água segura na torneira do consumidor [33].

A água da torneira pode ser filtrada, como acontece em alguns restaurantes, hotéis, bares ou casas em Portugal, no entanto, essa água é de torneira que passa por um processo que altera a sua composição inicial e elimina o cloro, deixando a água desprotegida e muito sensível a uma possível contaminação até que seja consumida. No caso de estabelecimentos, essa água pode ser vendida em garrafas ou jarros, não sendo dadas ao cliente informações acerca da sua origem e das suas características.

Ao contrário das águas pré-embaladas, não é assegurado o controlo de qualidade laboratorial da eficiência da lavagem destas garrafas e do tempo que a água aí pode permanecer após o processo de filtração, sendo assim, a água da torneira filtrada não pode ser considerada um substituto da água mineral natural engarrafada, pois trata-se de produtos totalmente distintos [36].

Mesmo podendo haver contaminações durante o processo, o tratamento da água nas Estações de Tratamento de Água (ETA) é crucial. Na República Checa, foi feito um estudo para comparar água tratada com água não tratada, e verificaram que o tratamento diminui consideravelmente a contaminação, com valores compreendidos entre 338 – 628 MP/L, em água tratada e 1473 – 3605 MP/L em água não tratada [38].

1.3.2. Água engarrafada

As águas engarrafadas vendidas em Portugal são, na sua maioria, águas minerais naturais ou águas nascentes. Por definição, as águas naturais só podem ter origem subterrânea específica e protegida. Todo o processo é minuciosamente controlado desde o aquífero até o consumidor final, pela empresa engarrafadora e pelas autoridades oficiais. Para além disso, as águas engarrafadas têm um rótulo, que serve como bilhete de identidade que garante de forma inequívoca a qualidade e a segurança do produto que é consumido.

Os rótulos da água engarrafados facultam ao usuário informações específicas e detalhadas sobre o tipo de água adquirida, o nome da coleta e a sua localização, o nome do produtor e a sua composição físico-química específica (obrigatória no caso das águas minerais naturais e opcional no caso das águas nascentes).

Todas as águas engarrafadas são produtos alimentares. Por serem produtos alimentares, têm de cumprir todos os requisitos de segurança alimentar estabelecidos ao nível nacional e impostos pela UE. As águas engarrafadas são sujeitas a testes e análises muito frequentes, baseadas em boas práticas de higiene. A adoção e implementação da Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controlo (HACCP), um sistema de autocontrolo de pontos críticos, é obrigatória para a indústria e representa a garantia de elevados padrões de qualidade alimentar [36].

O sistema HACCP tem na sua base uma metodologia preventiva, com o objetivo de poder evitar potenciais riscos que podem causar danos aos consumidores, através da eliminação ou redução de perigos, de forma a garantir que não estejam colocados à disposição do consumidor alimentos não seguros [39].

Na área alimentar existem três tipos de perigos: biológicos, químicos e físicos [40,41]. Os riscos biológicos são bactérias, vírus, parasitas ou príões, que podem provocar várias doenças como salmonelose, diarreia, toxoplasmose ou variante da doença de Creutzfeldt-Jakob, respetivamente. Os riscos químicos podem ser toxinas naturais, poluentes de origem industrial ou pesticidas que podem dar origem a cancro, malformações congénitas, doenças degenerativas do sistema nervoso, alterações hormonais ou disfunção ao nível de diversos órgãos [42]. Há também riscos físicos que podem provocar riscos significativos

à saúde e segurança do consumidor e têm sido uma preocupação na indústria alimentar, eles podem ser plásticos, vidros ou metal [43].

Além disso, as águas engarrafadas têm de cumprir requisitos de qualidade específicos, conforme determinado pelas Diretivas da UE para o sector. A água engarrafada é armazenada em materiais 100% recicláveis, e pode ser vidro ou plástico PET. Os fornecedores apostam na melhoria contínua e na otimização das embalagens com o objetivo de reduzir o consumo de energia [36].

O consumo de água engarrafada tem vindo a aumentar comparativamente à água canalizada, mesmo em países em que a água da torneira é considerada segura. Em 2015, o país com maior consumo de água engarrafada foi a China, com 77,6 mil milhões de litros, um aumento significativo comparativamente a 2010, quando foram consumidos 39,8 mil milhões de litros. Mundialmente, os consumos de 2015 foram de 329,3 mil milhões de litros, também muito superiores a 2010 com 235,8 mil milhões de litros [44]. Contudo, existe um grande desperdício de água potável para a produção de água engarrafada, uma vez que para se engarrafar 1L de água, são necessários cerca de 3L. Mundialmente estima-se que haja um desperdício de 100 mil milhões de litros por ano [45].

1.3.3. Microplásticos em água

Atualmente, diversos estudos têm reportado a presença de MPs em diferentes fontes de água, incluindo água engarrafada, água da torneira e água de rios em várias regiões do mundo [38], como pode ser observado na Figura 8 [46].

Num estudo realizado por Taheri et al. [47], foram utilizadas 23 marcas de água engarrafada iraniana, utilizando filtração e contagem com microscopia eletrónica de varrimento SEM, detetou 199,8 a 6626,7 partículas/L, com tamanhos compreendidos entre 1 e 10 µm em 91,3% das partículas, utilizaram o FTIR para determinar os polímeros presentes, sendo o PET o mais abundante. Além disso, observaram igualmente que o facto de congelar e descongelar a água na garrafa não causava efeito significativo na quantidade de MPs na água.

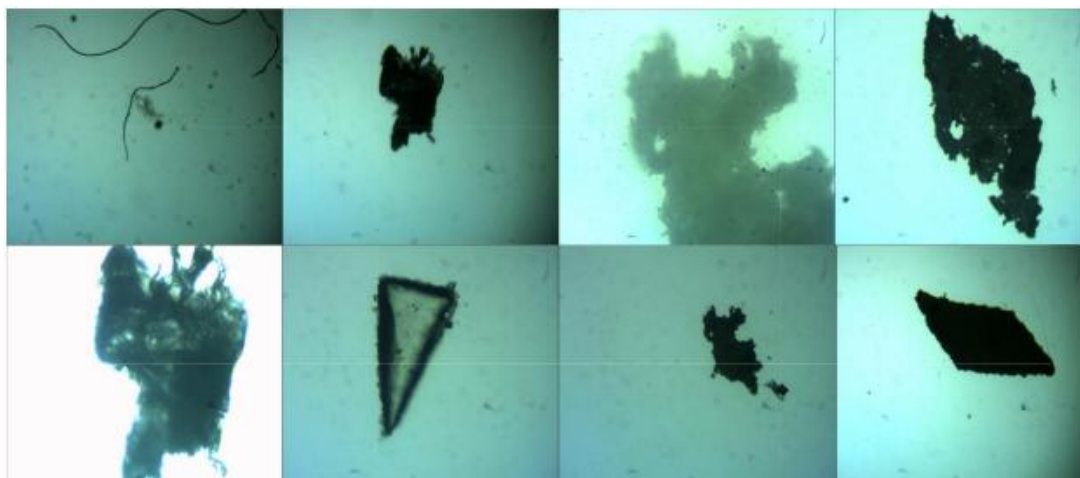


Figura 8. MPs de vários formatos encontrados em amostras de água [46].

Contudo, o stress mecânico aumentou significativamente, como o exemplo de uma marca que aumentou de 422,1 para 1227,3 partículas/L. A exposição à luz solar, foi outro fator que causou um aumento significativo, numa das marcas, passando de 0 para 4283,9 partículas/L, Figura 9.

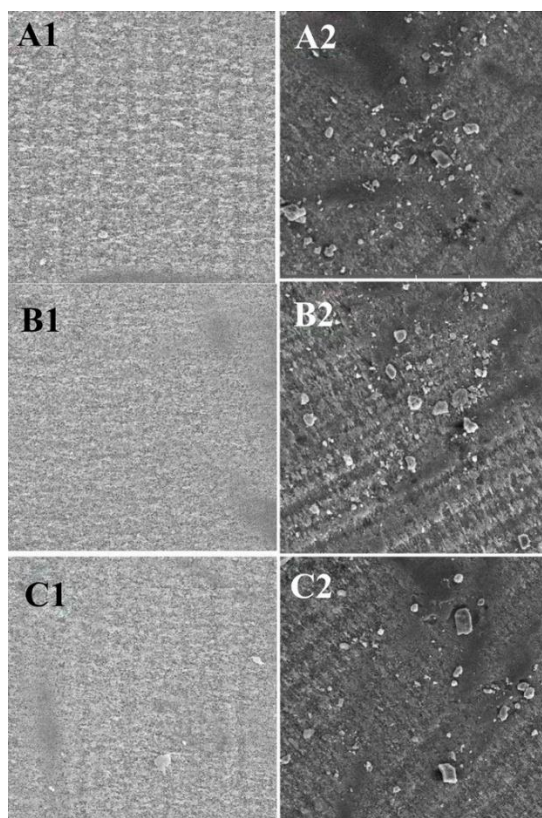


Figura 9. Aumento da quantidade de MP na água engarrafada após a exposição à luz solar, sendo A, B e C três marcas distintas, e a coluna da esquerda antes da exposição solar e a coluna da direita depois de 3 meses de exposição solar [47]

Outro estudo desenvolvido na China, que comparou MPs em água engarrafada com água canalizada, detetou $72,32 \pm 44,64$ MPs/L em água engarrafada e $49,67 \pm 17,49$ MPs/L em água da torneira. Nesse estudo, os principais polímeros detetados foram celulose e PVC, sendo maioritariamente fragmentos (pellets e filmes), com tamanhos inferiores a $50 \mu\text{m}$ [48].

Uma revisão sistemática realizada por Malekzadeh et al. [49] reportaram uma média de 56,98 MPs/L em águas canalizadas de várias regiões do mundo. Os polímeros mais frequentes foram PE, PET e PP, predominando fibras e fragmentos, sobretudo nas cores transparente, preto, azul, vermelho e branco, Figura 10. Os autores destacam, contudo, a ausência de protocolos harmonizados, o que gera resultados inconsistentes e reforça a necessidade de métodos padronizados para a análise de MPs em água.

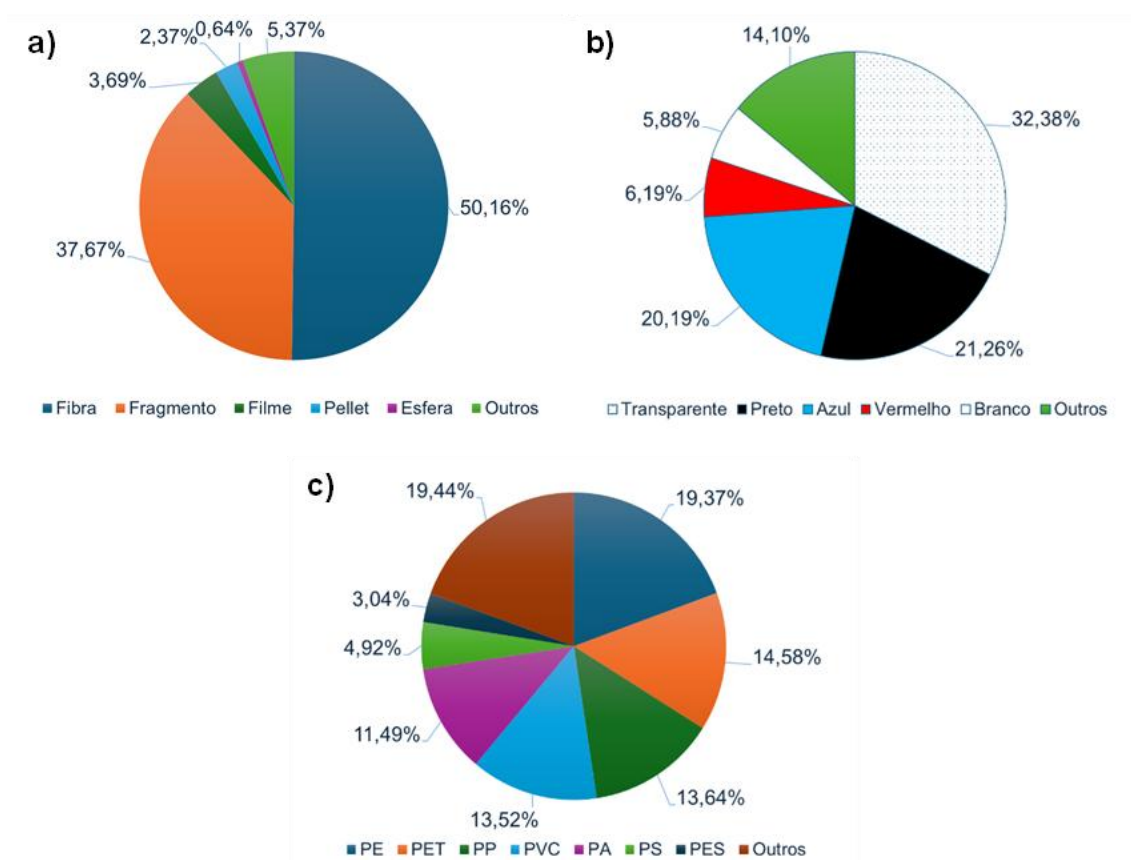


Figura 10. Distribuição dos microplásticos identificados nas amostras de água quanto à: a) morfologia, b) cor, c) tipo de polímero, adaptado de Malekzadeh et al. [49].

Na Europa, um estudo desenvolvido em 13 cidades do Reino Unido, utilizando 177 amostras de água da torneira e 85 amostras de água engarrafada, detetou em média 40 ± 16 MPs/L em água canalizada e 37 ± 11 MPs/L em água

engarrafada [45]. Nesse estudo, os polímeros principais detetados foram PP, PE e PVC em água da torneira e PE, PP e PET na água engarrafada, com fibras e fragmentos a serem os principais tipos de partículas encontradas. Na França, um estudo que pretendia quantificar os MPs em bebidas comercializadas, detetou a concentração média de $2,9 \pm 0,7$ MPs/L em água engarrafada e valores superiores para bebidas processadas como refrigerantes, chás e cervejas [51].

Quanto à Ingestão diária estimada (EDI), percebeu-se que a taxa de ingestão é maior em bebês, seguindo-se crianças e depois adultos, mesmo que os adultos sejam quem mais consome MPs [48]. Makhdoumi et al. [52] observaram valores de EDI de 0,015 MPs/Kg/dia para adultos e 0,065 MPs/Kg/dia para crianças. Contudo, na China foram detetados valores mais elevados com 0,274 MPs/Kg/dia em adultos e 0,600 MPs/Kg/dia para crianças [53]. Um estudo na Índia, para além de determinar os valores de EDI para crianças 0,041 – 0,291 MPs/Kg/dia e para adultos 0,019 – 0,133 MPs/Kg/dia, calculou igualmente a quantidade de MPs consumidos ao longo da vida (LTI), sendo o resultado de 17958 – 254861 MPs ingeridos, considerando a vida de uma pessoa com 75 anos [54].

1.4. Filtração para extração de MPs

Os MPs podem ser recuperados através da filtração usando membranas, especialmente em líquidos, como amostras de água potável e certas bebidas. Para outras amostras sólidas e líquidas, geralmente são utilizados digestores de filtração, seguidos por digestão química ou enzimática, a fim de reter os MPs [55].

Várias tecnologias de filtração por membranas têm sido utilizadas para controlar a poluição por MPs, tais como microfiltração, ultrafiltração, membranas dinâmicas, osmose reversa e biorreatores de membranas. Além disso, tecnologias de filtração por meio, como filtração de areia e o uso de partículas de carvão ativado, têm sido igualmente utilizadas em ETAs para consumo [56]. De acordo com Ma et al. [57], os MPs de PE podem ser completamente removidos mesmo sem o co-tratamento de coagulação, devido ao tamanho dos poros da membrana de ultrafiltração ser menor do que o tamanho das partículas de MPs. A adição de coagulantes pode provocar incrustação das membranas, sobretudo na presença de MPs de menor tamanho. De forma semelhante,

observaram que microesferas de PS (0,1 – 18 μm) foram removidas pelas membranas, mas altas concentrações das menores intensificam a incrustação. Partículas maiores de MPs tendem a formar uma torta de filtro mais porosa, facilitando a passagem de água com menor resistência. A filtração por membranas é geralmente combinada com outras tecnologias, como a coagulação em ETAs ou os biorreatores de membranas (MBR). Os MBR, que integram pré-tratamento, bioreator e filtração, mostraram maior eficácia na remoção de MPs do que a biodegradação isolada ou a tecnologia de membrana dinâmica. Michielssen et al. [58] avaliaram a capacidade de diferentes processos unitários na remoção de MPs, em três Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs), incluindo tratamento secundário por iodo ativado, tratamento terciário por filtração granular de areia e MBR. De acordo com os resultados, a maior eficiência de remoção de MPs ocorreu no MBR, ou seja, 99,4%. O tratamento secundário, a abundância de fibras de MPs no efluente foi semelhante à da água de rios, com apenas ~30% de remoção após filtração de areia no MBR. As fibras, que representavam >50% dos MPs no influente das ETARs, foram mais difíceis de remover do que partículas, esferas e espuma. Ainda assim, o MBR alcançou elevada eficiência global, até 99,9%, superando métodos como filtração rápida de areia e flotação por ar dissolvido.

1.5. Detecção, identificação e caracterização de microplásticos

As partículas de plástico têm uma alta diversidade e por isso são altamente complexas, elas apresentam-se com vários tamanhos, formas, densidades, tipos de polímeros, propriedades de superfície distintas e são por isso necessários métodos avançados para efetuar sua identificação, quantificação e caracterização de forma fiável [9]. Existem várias técnicas que podem ser utilizadas para detetar e identificar a composição química de substâncias, bem como caracterizar os MPs tais como: espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), microscopia eletrónica de varrimento (SEM), espectrometria de massa de tempo de voo por dessorção/ionização a laser assistida por matriz (MALDI-TOF MS), cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massa (GC-MS), microscopia de fluorescência, dispersão dinâmica de luz (DLS), entre outros [7]. Na Tabela 2, pode-se observar as vantagens e as desvantagens de cada uma

dessas ferramentas analíticas na análise dos MPs. No entanto, é crucial efetuar um pré-tratamento da amostra de forma a separar os MPs da matriz orgânica dos alimentos, com intuito de facilitar a posterior análise dos MPs com maior eficiência e precisão [59].

Tabela 2. Vantagens e desvantagens de diferentes técnicas utilizadas na análise de MPs [59].

Técnica	Princípio	Limite de detecção	Vantagens	Desvantagens
FTIR	Absorção de polímeros	~10 µm	Não destrutivo; informação sobre o grau de degradação dos MPs	Não adequado para a caracterização de MPs; técnica demorada
Raman	Absorção de polímeros	>1 µm	Não destrutivo; sem contacto	Técnica demorada; influenciado por moléculas fluorescentes ou corantes
SEM	Microscopia de elétrons secundários	>5 nm	Não destrutivo; imagens de alta resolução	Preparação de amostras complexa; dependente da preparação de amostras
MALDI-ToF MS	Quantificação de MS das impressões digitais dos caracteres	>25 ng	Altamente sensível; detecção rápida; operação simples; análise de alto rendimento	Destrutivo; processamento de dados complexo; necessidade de solvente

1.5.1. Microscopia de fluorescência

A microscopia de fluorescência é um método de coloração por fluorescência e quantificação dos MPs de uma forma rápida e economicamente viável. Esta técnica utiliza um corante designado Vermelho Nilo (NR, 9-dietilamino-5-benzo[α]-fenoxazinona), um corante fluorescente que permite facilmente detetar MPs de baixa polaridade em sedimentos [60]. Esse corante é lipofílico e atua como fluoróforo e adsorve-se na superfície de outros componentes lipofílicos numa amostra, como gorduras, membranas celulares e plásticos tornando depois possível a detecção de MPs com microscopia. Este processamento de imagem é usado para quantificar as partículas e avaliar a morfologia das partículas, por exemplo, se são fibras, fragmentos ou esferas [61]. Recentemente, Cingolani et al. [62] desenvolveram uma metodologia para detetar MPs em águas através de microscopia de fluorescência, tratando-a com ácido hialurónico funcionalizado com rodamina B que é pouco emissivo, este

aderiu com alta afinidade a várias superfícies de MPs, tornando-se altamente emissivo, Figura 11.

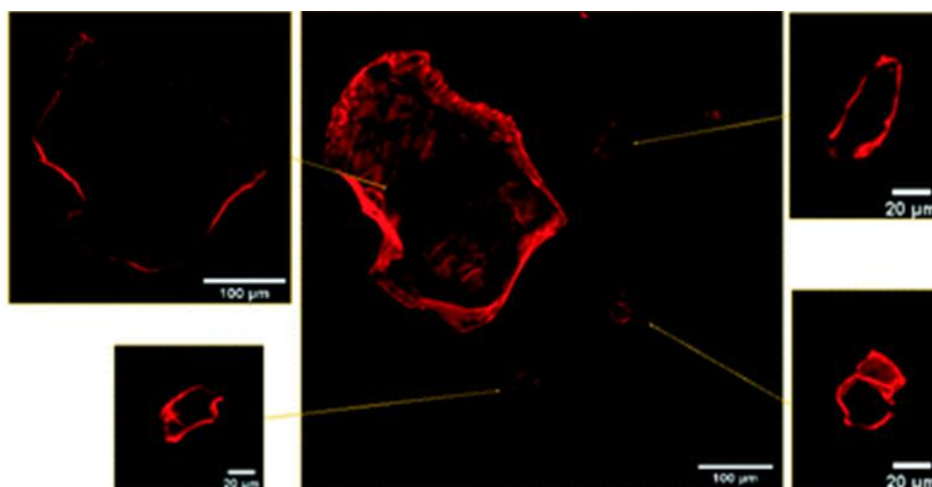


Figura 11. Imagem obtida através de microscopia confocal de fluorescência de MPs de polimetilmetacrilato (PMMA) na água [62].

Maes et al. [63] propuseram o método de identificação e quantificação de MPs utilizando a coloração por NR e microscopia de fluorescência, e obtiveram uma taxa de recuperação média de 96,6% para os MPs marinhos, que foi validada por FTIR. Recentemente, protocolos de aquecimento foram desenvolvidos para melhorar o efeito da coloração, e software de análise de imagem programada foi aplicado para quantificar automaticamente a fluorescência dos MPs [64]. O método de coloração por fluorescência e quantificação de MPs alcançou uma taxa de recuperação superior a 90%, validada por FTIR usando o mesmo lote de amostras de laboratório [64,65].

As principais vantagens são rápido, fácil de operar e adequado para amostras de grande quantidade. Como desvantagem, requer tratamento de coloração. O tamanho limite para detecção é 3 µm e tem como característica ser um método de quantificação e semi-quantificação não destrutivo [9].

1.5.2. Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier

A técnica FTIR é um método versátil de espectroscopia vibracional utilizado para caracterizar diferentes tipos de polímeros, permitindo identificar todos os grupos moleculares e funcionais presentes nos polímeros plásticos.

Este método mede a radiação infravermelha (IR) absorvida pela amostra de MPs, consequentemente, o estudo da composição molecular. Um espectro IR representa uma impressão digital de uma amostra MPs, com picos de absorção que correspondem às frequências de vibração entre as ligações dos átomos que compõem o material. Como cada material polimérico é uma combinação única de átomos, nenhum composto produz exatamente o mesmo espectro IR. Portanto, a estrutura química de uma molécula polimérica pode ser determinada por FTIR [66].

FTIR é um método bem reconhecido, rápido e bastante confiável para identificar tipos de polímeros de diferentes MPs comparando os espectros FTIR resultantes com polímeros plásticos conhecidos na biblioteca espectral. Geralmente, MPs maiores são identificados por espectroscopia de infravermelho por reflexão total atenuada (ATR-FTIR), enquanto MPs menores (partículas até 20 μm) são caracterizados por micro FTIR (μ -FTIR) [67], Figura 12 [68].

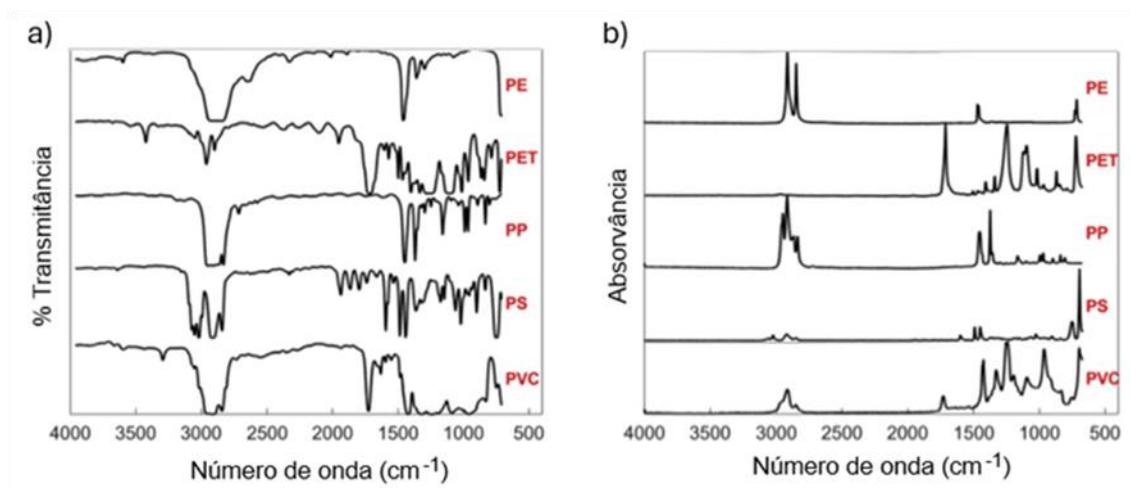


Figura 12. Espectro de FTIR obtido em modo de a) transmissão e b) ATR, adaptado de Xu et al. [68].

Partículas únicas com tamanho superior a 200 – 300 μm são comumente pré-selecionadas usando exame visual antes da análise FTIR. Embora a reflexão seja totalmente não destrutiva [69], o ATR pode destruir MPs devido à pressão aplicada. Em alguns estudos, os MPs maiores foram moídos com brometo de potássio (KBr) para medições de transmissão, seja por reflexão difusa ou por medições de ATR. No entanto, nessas técnicas, o tempo de trabalho por partícula é alto (~ 3 min por partícula) [70]. Por sua vez, o μ -FTIR, usa um sistema de

posicionamento microscópico, para a detecção de MPs, tem tamanho limite para detecção de 10 μm e é um método qualificativo e não destrutivo. Biginagwa et al. [71] analisaram o trato gastrointestinal de 11 percas e sete tilápias na procura de microplásticos. Contudo, devido ao reduzido tamanho de algumas partículas (< 0,5 mm), foi difícil confirmar a sua estrutura química por ATR-FTIR. Assim, 20% dos exemplares de cada espécie apresentaram MPs confirmados nos respetivos tratos gastrointestinais, sendo os polímeros identificados predominantemente PE, PP, entre outros.

1.5.3. Espectroscopia de Raman

A espectroscopia Raman, em ascensão na análise de pequenos MPs, baseia-se na dispersão inelástica da luz e fornece informações sobre vibrações moleculares por meio do espectro vibracional. O espectro Raman é semelhante a uma impressão digital da estrutura química, permitindo a identificação dos componentes presentes na amostra [72,73]. A Figura 13 ilustra um esquema da espectroscopia Raman para a detecção de MPs [74].

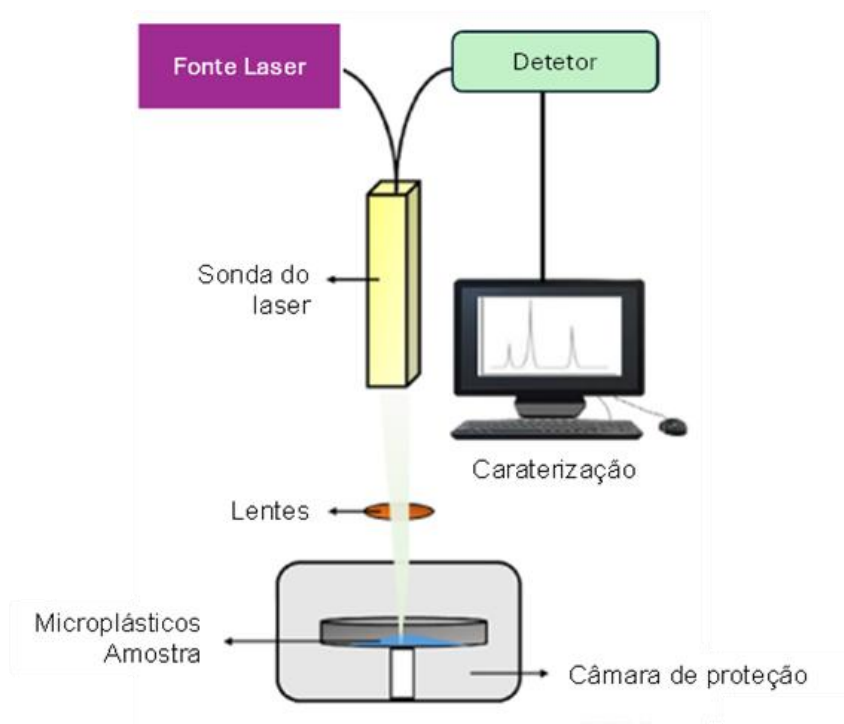


Figura 13. Esquema da espectroscopia de Raman para detecção de MPs [74].

Em comparação com outras técnicas como FTIR, esta apresenta melhor resolução espacial (até 1 μm , enquanto a do FTIR é de 10 – 20 μm), cobertura espectral mais ampla, maior sensibilidade a grupos funcionais não polares, menor interferência da água e bandas espectrais mais estreitas [74]. Vários estudos exploraram o potencial da espectroscopia Raman para detectar MPs em amostras alimentares. Karami et al. [75] determinaram o teor MPs em 17 diferentes tipos de sal de mesa comercial usando microespectroscopia Raman (μ -Raman). Com comprimento de onda (λ) de laser de 785 nm e uma potência abaixo de 3 mW, foram encontrados 41,6% de polímeros, 23,6% de pigmentos e 5,5% de carbono amorfo nas amostras. Estudos semelhantes foram realizados em sais de mesa originários da Turquia usando uma combinação de técnicas microscópicas e μ -Raman [76]. Os estudos de composição concluíram que a maior quantidade de MPs era de PE (22,9%) e de PP (19,2%). O conteúdo de MPs detectado em sal marinho, de lago e de rocha foi de 16 – 84, 8 – 102 e 9 – 16 partículas/kg, respectivamente, com tamanhos de partículas variando de 20 μm a 5 mm ($\lambda = 785 \text{ nm}$). O uso da espectroscopia Raman também foi relatado na análise de MPs em bebidas como vinho [18]. Com $\lambda=633 \text{ nm}$ e resolução 100X, a μ -Raman identificou partículas de PE de diferentes tamanhos ($\sim 20 \mu\text{m}$) e cores no vinho branco. No entanto, na maioria destes estudos, a espectroscopia Raman não foi considerada como uma técnica única para identificação devido à alta fluorescência de fundo e fotodegradação da amostra causando variações nos espectros. Uma combinação de Raman e FTIR ou Raman e microscopia eletrônica tem demonstrado excelentes resultados na identificação de MPs [74]. Na Figura 14 pode-se observar um espectro convencional de Raman de vários MPs [77].

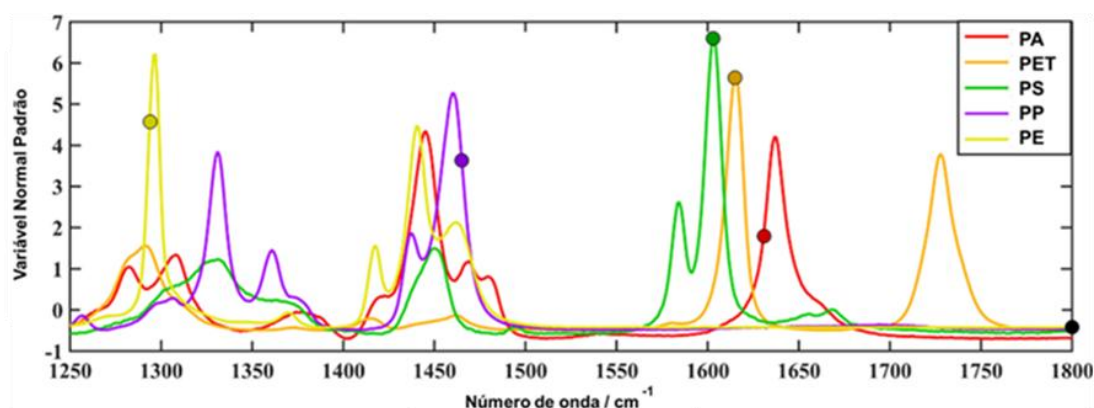


Figura 14. Espectro de Raman sobre PA, PET, PS, PP e PE, adaptado de Zada et al. [77].

1.5.4. Microscopia eletrônica de varrimento

A microscopia eletrônica de varrimento (SEM) aplica um feixe de elétrons de alta intensidade para irradiar a amostra. A partir disso são produzidos sinais que emitem elétrons secundários, utilizados para obter informações sobre a morfologia e a topografia da amostra. Além disso, essa interação gera fótons de raios X específicos de cada elemento, resultantes do movimento dos elétrons para estados de energia mais baixos após a colisão com o feixe incidente. Para diferenciar esses raios X característicos dos diversos elementos presentes na amostra, utiliza-se um detetor de espectroscopia de dispersão de energia (EDS) [78]. A SEM-EDS dá origem a imagens de alta resolução das estruturas superficiais das partículas, como pode ser visto na Figura 15, bem como perfis de composição elementar. Essas informações podem ser utilizadas para triagem de prováveis MPs e exclusão de materiais não plásticos [5].

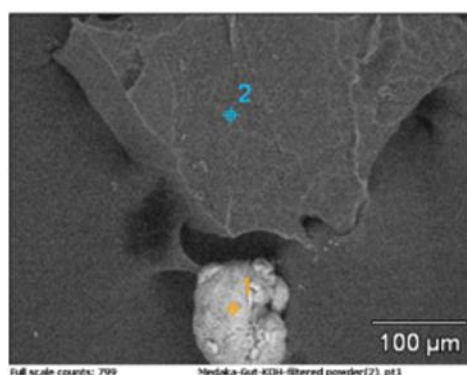


Figura 15. Imagem de uma partícula de PVC obtida por SEM – EDS [5].

Diversas investigações têm recorrido à SEM na identificação de MPs. Por exemplo, uma pesquisa realizada para a determinação de MPs em peixes de água doce categorizou o padrão de busca em cinco grupos principais: fragmentos, micropellets, fibras, filmes e espumas. Os resultados da SEM utilizaram uma abordagem de eliminação e puderam isolar 23% das partículas que não eram de plástico [79].

Nos últimos anos, a SEM também tem sido utilizado para identificar MPs em leite. Assim sendo, Kutralam-Muniasamy et al. [80] analisaram 23 diferentes amostras de leite usando SEM para identificar os MPs presentes. A maioria dos MPs (72%) era azuis, com 40% das partículas (fragmentos e fibras) sendo inferiores a 0,5 mm. Estudos semelhantes foram realizados para entender as características de acumulação e degradação de PE no mel [81].

1.5.5. Espectroscopia de ressonância magnética

A aplicação de espectroscopia de ressonância magnética (RMN) pode ser utilizada para análises quantitativas e qualitativas de MPs. Esta técnica é económica, rápida e não destrutiva. Contudo, requer um solvente deuterado adequado, que pode resultar na perda de informações sobre o tamanho dos MPs [82]. A análise quantitativa baseia-se no princípio de que a intensidade dos sinais ou o valor integral do sinal é proporcional ao número de prótons responsáveis por uma determinada ressonância. O RMN é capaz de fornecer uma quantificação precisa e uma alta exatidão quantitativa, superior a 98%. Para utilizar esta técnica, é necessário dissolver os MPs em um solvente deuterado apropriado [7].

RNM é normalmente utilizada com o método da curva de calibração, pois desta forma, não é necessário conhecer a composição exata dos analitos, o que é o caso da maioria das amostras de MPs, no entanto, a matriz biológica, em caso de amostras ambientais, deve ser completamente removida das partículas de MPs, pois sobreposições de sinais dificultam a quantificação, mas essa matriz é muito difícil de remover completamente. Esta técnica exige também que os polímeros sejam dissolvidos, processo desafiador devido às características químicas e físico-químicas desse material. A aplicação deste método tem sido bem-sucedida na determinação qualitativa e quantitativa de MPs. Em particular, Peez et al. [82] demonstraram a capacidade da espectroscopia de RMN para detetar PET adicionado a matrizes homogéneas (e.g., água de rio, areia, biofilme aquático de água doce). Nelson et al. [83] aplicaram igualmente o mesmo procedimento, diferindo apenas na adição de poli(butileno adipato-co-tereftalato) a matrizes compostas por diferentes solos de campo. As principais diferenças entre os estudos de Peez et al. [82] e Nelson et al. [83] residem no facto de os primeiros terem relatado a validação da aquisição de espectros de RMN de polímeros individuais artificialmente adicionados a matrizes simples ou ao solo (e não a sedimentos marinhos). Na Figura 16 é possível observar alguns espectros obtidos por RMN.

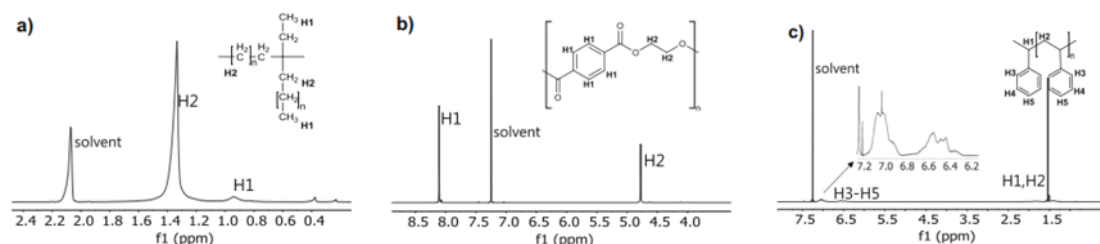


Figura 16. Espectros obtidos por RMN de a) PE, b) PET, c) PS [82].

1.5.6. Cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massa

A cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massa (GC-MS) é um dos métodos representativos para determinar MPs na matriz alimentar, especialmente após acoplar com dispositivos de dessorção térmica ou pirólise. Em princípio, os MPs são primeiro pirolisados e completamente decompostos em moléculas relativamente pequenas num ambiente inerte e, em seguida, vaporizados na fase gasosa por um microforno mantido a 600 – 1000°C. Finalmente, o instrumento gera o espectro de massa característico para a amostra de interesse. Além dos polímeros, alguns aditivos típicos contidos nos plásticos podem ser analisados simultaneamente [84]. Peters et al. [85] extraíram MPs de peixes bentófagos e tentaram identificar os tipos de plásticos por pirólise GC-MS. Os resultados mostraram que um total de 43 MPs foi detetado, incluindo 30 fibras, três fragmentos e 10 esferas. Além disso, PVC teve a maior representatividade com 32,6% do total das amostras, seguido por PET (9,3%), PA (9,3%), silicone (2,3%) e resina epóxi (2,3%). Da mesma forma, Liu et al. [86] combinaram a análise termogravimétrica e GC-MS para identificar e quantificar MPs em mexilhões marinhos. Neste estudo foram encontrados 1,71 mg de plástico por kg de tecido (valor médio: 0,58 mg/kg) em *Mytilus edulis* de seis locais ao longo da costa da China, sendo o PE o MP mais abundante. Dessì et al. [87] analisaram amostras de arroz usando pirólise GC-MS de dupla injeção para estimar a concentração em massa de MPs. Os resultados mostraram que PE, PET e PP eram quantificáveis nas amostras de arroz, sendo que o PE foi o mais frequentemente detetado em 95% das amostras. Uribe-Echeverría e Beiras [88] utilizaram GC-MS para investigar os potenciais efeitos tóxicos de vários MPs e os dados obtidos demonstraram que o PVC era o mais tóxico entre os MPs detetados. Benefícios adicionais da GC-MS são que a abordagem necessita de

uma preparação mínima da amostra, e a injeção direta da amostra pode ser realizada dependendo da matriz. Os pré-tratamentos de amostras na GC-MS envolvem extração ou separação do analito antes da injeção da amostra, mas etapas adicionais podem ser necessárias no caso de matrizes complexas. No entanto, a GC-MS não fornece diretamente informações sobre a forma física dos detritos plásticos e é destrutiva, exigindo um elevado controlo das condições experimentais [84].

1.5.7. Cromatografia em fase líquida combinada com a espectrometria de massa

A cromatografia em fase líquida combinada com a espectrometria de massa (LC-MS/MS) é uma técnica amplamente utilizada na análise de MPs à base de PA, PET e PP. Similarmente ao GC-MS, as amostras normalmente requerem extração, purificação e despolimerização antes da injeção nos sistemas de LC. Nas etapas iniciais do método, os MPs são extraídos e limpos com solventes, como NaI e etanol. Posteriormente, os pequenos MPs são novamente decompostos em monómeros, dímeros e oligómeros via pirólise. Finalmente, as pequenas moléculas são identificadas e quantificadas por MS, deduzindo-se assim a massa molecular dos MPs na matriz [84].

Wang et al. [5] estudaram a abundância de PA em peixes, sendo o seu teor entre 13,4 e 49,2 mg/kg. Este teor é considerado relativamente alto para peixes quando comparados com as concentrações em outras matrizes, nomeadamente, lodo (PA: 15,2 mg/kg), sedimentos (PA: 0,725 – 2,54 mg/kg). Em bivalves, o mesmo grupo relatou a presença de MPs à base de PET, sendo a concentração determinada entre 17,5 – 75,4 mg/kg.

Esta técnica é de natureza destrutiva. A estratégia de deteção também não fornece informações sobre a contagem, tamanho, cor e forma dos MPs, mas sim sobre a massa e quantidade de monómeros libertados durante a despolimerização [84].

1.5.8. Espectrometria de massa de tempo de voo por dessorção/ionização a laser assistida por matriz

A espectrometria de massa de tempo de voo por dessorção/ionização a laser assistida por matriz (MALDI-ToF MS) é uma poderosa técnica de espectrometria de massa frequentemente aplicada para análise de substâncias

de alto peso molecular. O dispositivo consiste em três módulos essenciais: MALDI como a fonte de iões, ToF como a separação de massa e o detetor de espectrometria de massa para a análise de massa. ToF-MS é uma técnica de espectrometria de massa em que a relação m/z de um ião é determinada pelo tempo que cada ião leva para alcançar o detetor. Sob o mesmo campo elétrico com força conhecida, iões da mesma carga são acelerados com a mesma energia cinética. Devido à diferença de massa, cada ião terá uma velocidade correspondente diferente [84].

Uma vez que os MPs são suavemente ionizados, os iões são transportados por via de uma matriz vaporizada pela energia do laser, e os iões [polímero]⁺ ou [polímero]metal⁺ são então separados pelo seu m/z no sistema ToF. A técnica tem sido usada com sucesso para determinar diferentes tipos de MPs [89]. Recentemente, MPs de PS e PET foram identificados e quantificados em matrizes alimentares complexas [90]. Neste último estudo, um pré-tratamento térmico (380°C) foi utilizado para facilitar a fragmentação de macromoléculas, aumentando assim as intensidades dos picos característicos. Um limite de deteção de 25 ng para MPs de PS foi obtido com uma boa correlação linear ($R^2 = 0,986$) para quantificação do sinal. O método foi utilizado para determinar MPs de PS em amostras de peixe, onde as concentrações de MPs de PS variaram entre 0,068 e 0,146 mg/g.

1.6. Objetivos

O principal objetivo deste projeto de tese consiste em monitorizar e avaliar a ocorrência de MPs em água destinada ao consumo humano, nomeadamente em amostras de água engarrafada e canalizada recolhidas em diferentes locais da RAM. Pretende-se, desta forma, contribuir para uma melhor compreensão da presença e distribuição destes contaminantes emergentes nos recursos hídricos de uso doméstico.

1.6.1. Objetivos específicos:

- Recolher amostras de água canalizada em diferentes concelhos da RAM e engarrafada de marcas representativas consumidas na região em estudo;
- Detetar e caracterizar as partículas presentes nas amostras, considerando parâmetros de morfologia, cor e tamanho, por estereomicroscopia;
- Identificar a composição química das partículas detetados por μ -FTIR;

- Comparar a ocorrência e as características dos MPs entre os diferentes tipos de amostras analisadas;
- Analisar potenciais fatores que possam contribuir para a presença e variabilidade dos MPs na água destinada ao consumo humano.

II. Materiais e Métodos

Com o intuito de alcançar os objetivos propostos neste projeto de tese, foi elaborado um estudo laboratorial que se desenvolveu em duas partes com procedimentos idênticos, para que fosse possível comparar a quantidade e as características de MPs presentes em águas comerciais e canalizadas recolhidas em diversos concelhos da ilha da Madeira.

2.1. Água

Numa superfície comercial foram adquiridas águas engarrafadas, nomeadamente águas minerais naturais, águas aromatizadas com gás e águas aromatizadas sem gás. Para garantir o anonimato das marcas, foi atribuído um código por cada garrafa ou garrafão adquirido.

Posteriormente, recolheu-se águas canalizadas em diferentes freguesias de quatro concelhos da Região Autónoma da Madeira (RAM), escolhidos por serem os mais populosos e/ou mais distantes geograficamente para, dessa forma, garantir uma amostragem representativa da região. Foram escolhidas três freguesias com base na densidade populacional ou localização geográfica. Em cada uma dessas freguesias foi feita uma recolha, com exceção do Porto Santo, que, por ter apenas uma freguesia, foram selecionados três pontos afastados entre si. No concelho do Funchal, as freguesias escolhidas foram Monte, Santa Maria Maior e Santo António. No concelho de Machico foram escolhidas as freguesias de Machico, Caniçal e Porto da Cruz. No concelho do Porto Moniz selecionaram-se as freguesias do Porto Moniz, Seixal e Ribeira da Janela.

Para representar espacialmente os locais de recolha, foi elaborado um mapa geográfico utilizando o software QGIS Desktop (versão 3.44.0), onde estão representadas as ilhas da Madeira, do Porto Santo e Desertas. Os pontos de amostragem foram inseridos a partir de um ficheiro .csv criado no Microsoft Excel, contendo as respetivas coordenadas geográficas, Figura 17.

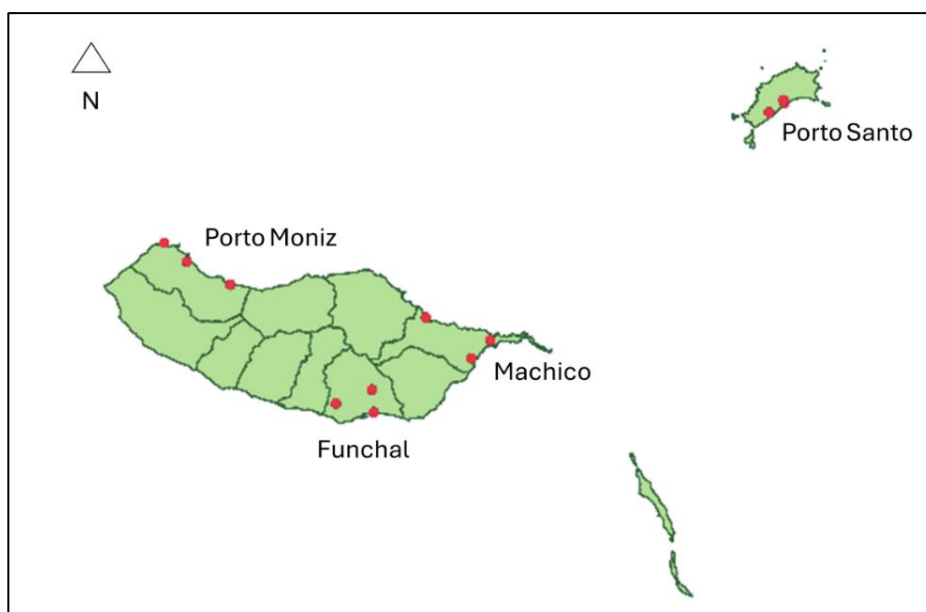


Figura 17. Pontos de recolha de água canalizada na RAM.

A água foi recolhida para garrafas Schott de 2,5L previamente lavadas com água destilada filtrada. As amostras foram recolhidas em espaços abertos ao público (como cafés, campo de futebol, espaços comerciais), casas particulares ou fontes municipais de acesso público, habitualmente utilizadas pela população local para consumo próprio.

Para facilitar a identificação das amostras, cada recolha recebeu um código conforme apresentado nas tabelas 3 e 4.

Tabela 3. Identificação das amostras de águas comerciais.

	Código	Tipo de água	Volume Filtrado (L)
Águas comerciais	AMN1	Água mineral natural	6
	AMN2	Água mineral natural	6
	AMN3	Água mineral natural	6
	AMN4	Água mineral natural	5
	AGA1	Água aromatizada gaseificada	2
	ASA1	Água aromatizada sem gás	2
	ASA2	Água aromatizada sem gás	2

Tabela 4. Identificação das amostras de águas canalizadas.

	Código	Concelho	Freguesia
Águas canalizadas	FU1	Funchal	Monte
	FU2	Funchal	Santa Maria Maior
	FU3	Funchal	Santo António
	PS1	Porto Santo	Porto Santo
	PS2	Porto Santo	Porto Santo
	PS3	Porto Santo	Porto Santo
	PM1	Porto Moniz	Ribeira da Janela
	PM2	Porto Moniz	Seixal
	PM3	Porto Moniz	Porto Moniz
	MA1	Machico	Porto da Cruz
	MA2	Machico	Canical
	MA3	Machico	Machico

As amostras foram armazenadas em condições controladas, protegidas da luz e mantidas à temperatura ambiente até ao momento da filtração.

O processo laboratorial foi iniciado com a higienização de todo o espaço de trabalho na câmara de fluxo laminar com etanol. Posteriormente, cada garrafa ou garrafão foi filtrada a pressão reduzida, utilizando uma bomba de vácuo da marca Gardner Denver Welch, do tipo 412021. Utilizaram-se filtros estéreis, da marca Whatman, porosidade 0,45 μm , diâmetro 47 mm e embalados individualmente. Após a filtração, o filtro foi retirado cuidadosamente com uma pinça e colocado numa placa de Petri, e seco em estufa a 45°C durante um período mínimo de 48 horas. Depois de secos, os filtros foram armazenados em tabuleiros cobertos com papel de alumínio e devidamente identificados, com vista a evitar contaminações externas.

2.2. Controlo negativo

Com o objetivo de controlar possíveis contaminações durante todo o processo experimental, foram realizados dois ensaios de controlo negativo. Para isso foi utilizado um volume de 2,5 L de água destilada filtrada e elaborada de

acordo com o procedimento descrito no ponto anterior. A realização de controles negativos foi levada a cabo no início e no fim dos trabalhos experimentais.

2.3. Lupa

Os filtros foram analisados através de uma lupa estereoscópica, onde foram realizadas a triagem e caracterização das partículas, definidas como potenciais MPs. Durante esse processo, registaram-se as características morfológicas, nomeadamente o tipo (fibra ou fragmento), a cor e o tamanho das partículas. Estas foram posteriormente fotografadas e codificadas.

2.4. μ -FTIR

Para a análise por μ -FTIR, as amostras foram dispostas num espelho de ouro, seguindo o procedimento interno do laboratório, a fim de identificar a sua natureza química. Para tal, utilizou-se o microscópio μ -FTIR Spotlight 200i acoplado ao espectrómetro FT-IR Spectrum Two, ambos da marca PerkinElmer. As análises foram realizadas inicialmente em modo ATR e reflexão, dependendo das características físicas das amostras, nomeadamente a sua opacidade. Numa primeira etapa, o sistema de microscopia realizou a varredura do campo em fotoquadrados, com subsequente reconstituição integral da área do espelho de ouro. Posteriormente, foram atribuídos marcadores às partículas, cujas dimensões variaram consoante o objeto em análise, permitindo direcionar o feixe de infravermelho. Para cada partícula, foram aplicados dois a três marcadores, assegurando pelo menos uma região de análise viável.

A análise foi realizada inicialmente em modo refletância, utilizando uma gama espectral compreendida entre 4000 a 700 cm^{-1} , com uma resolução de 4 cm^{-1} e 32 scans por amostra. Em casos pontuais, foram utilizados 64 scans.

Os espectros obtidos foram analisados com recurso ao software *Spectrum*, sendo comparados com uma biblioteca de referência de polímeros integrada. A correspondência entre o espectro da amostra e os da biblioteca foi expressa em percentagem, considerando-se válida apenas a identificação das partículas que apresentaram um grau de semelhança igual ou superior a 70%.

2.5. Ingestão Diária Estimada para Água comercial e canalizada

O número de MPs consumidos diariamente pela população através da água comercial e engarrafada pode ser estimada através do cálculo da EDI. A EDI da concentração de MPs na água (MPs/Kg/dia) foi calculada utilizando a equação da seguinte forma:

$$EDI \text{ (MPs/Kg/dia)} = \frac{C \times IR}{PC}$$

A taxa média de ingestão (IR) representa a água ingerida por dia (L/dia), que é estimada em 1,8 L/dia para crianças e 2,2 L/dia para adultos. C representa a concentração média de MPs nas amostras de água (partículas/L) e PC é o peso corporal médio do indivíduo (em Kg) sendo utilizado 16 Kg para crianças e 70 Kg para adultos.

A quantidade de MPs ingeridos ao longo da vida (LTI) foi também calculada sendo (AT) = 27375, os dias equivalentes a 75 anos, sendo LTI calculada da seguinte forma:

$$LTI \text{ (MPs)} = EDI \times PC \times AT$$

III. Resultados e Discussão

No presente estudo foram analisadas 19 amostras de água, das quais sete eram engarrafadas (quatro minerais naturais e três aromatizadas e/ou gaseificadas) e 12 canalizadas, para deteção de MPs, utilizando a lupa estereoscópica e o μ -FTIR. A Figura 18 ilustra a classificação das partículas encontradas, agrupadas em três categorias: MPs confirmados (azul), não plásticos (laranja) e indeterminados (verde). Na categoria dos indeterminados incluem-se as partículas que foram retiradas na lupa e/ou desapareceram durante o processo de secagem, as que têm scores de identificação inferiores a 70% e as que, devido à opacidade, não puderam ser analisadas por transmitância.

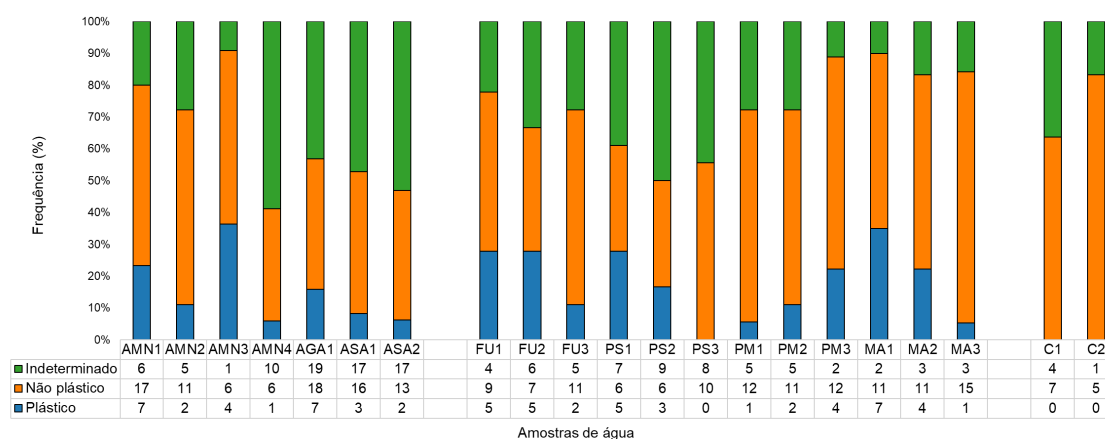


Figura 18. Frequência (%) relativa à abundância de plástico, não plástico e indeterminado em amostras de água.

No total, foram registados 407 partículas, nomeadamente 65 MPs, 208 não plásticos e 134 indeterminados. Estes resultados distribuem-se da seguinte forma: nas águas engarrafadas, 26 MPs, 87 não plásticos e 75 indeterminados, correspondendo a uma média de $1,19 \pm 1,03$ MPs/L; nas águas canalizadas, 39 MPs, 121 não plásticos e 59 indeterminados, com uma média de $1,30 \pm 0,80$ MPs/L.

Nas águas engarrafadas, verificou-se uma concentração média de $0,59 \pm 0,37$ MPs/L nas águas minerais naturais e $2,00 \pm 1,08$ MPs/L nas águas aromatizadas e/ou gaseificadas. A amostra AGA1 apresentou a maior concentração ($3,50$ MPs/L), enquanto a AMN4 registou a menor ($0,20$ MPs/L). No caso das águas canalizadas, as concentrações médias foram de $1,60 \pm 0,57$ MPs/L no concelho do Funchal, $1,60 \pm 0,98$ MPs/L em Machico, $1,07 \pm 0,82$ MPs/L no Porto Santo e $0,93 \pm 0,50$ MPs/L no Porto Moniz. A amostra MA1

apresentou a maior concentração (2,80 MPs/L) e a amostra PS3 a menor, sem detecção de quaisquer MPs. Nos controles, num total de 17 partículas identificadas, 12 eram não plásticos e cinco indeterminados, não tendo sido detetados MPs.

Os resultados obtidos neste estudo revelam a presença de MPs tanto em água comercial como em água canalizada, o que é corroborado com bastantes estudos internacionais, destacando a necessidade da discussão sobre a padronização das metodologias e as implicações científicas [91], porém, neste estudo não se obteve valores com diferenças estatisticamente significantes, tal como num estudo elaborado por Al-Mansoori et al. [50]. As concentrações detetadas nos vários estudos têm elevada variabilidade uma vez que dependem dos métodos analíticos usados, das diferenças nos limites de quantificação, da precisão das técnicas analíticas aplicadas e da contaminação durante a amostragem, processamento e análise [92].

Estudos realizados até 2018 reportaram concentrações médias de 5,45 MPs/L em água canalizada, com valores entre 0 e 61 MPs/L [93]. Em trabalhos mais recentes, esse intervalo aumentou significativamente, atingindo 0 – 1753 MPs/L [49]. De modo geral, os valores descritos na literatura são superiores aos obtidos neste estudo, $1,30 \pm 0,80$ MPs/L. Em águas engarrafadas, observou-se a mesma tendência: estudos reportaram $65,62 \pm 44,65$ MPs/L na China [48] e 37 ± 11 MPs/L no Reino Unido [50], ambos muito acima dos valores encontrados neste trabalho, $1,19 \pm 1,03$ MPs/L. Em águas engarrafadas, a presença de MPs pode estar relacionada com a origem da água, processos de tratamento, características da embalagem plástica, condições/tempo de armazenamento e reutilização da garrafa [94,95]. Já na água canalizada, os MPs podem advir dos processos de tratamento ou da degradação das canalizações da rede de distribuição [50,95].

Em águas engarrafadas, apesar de não ser estatisticamente significativa, foram detetados valores mais elevados em águas aromatizadas e/ou gaseificadas $2,00 \pm 1,08$ MPs/L comparativamente com águas minerais naturais $0,59 \pm 0,37$ MPs/L, essa diferença poderá estar relacionado com o maior número de etapas envolvidas no processamento e embalamento deste tipo de água, que podem favorecer a introdução de MPs, quer por desgaste mecânico, quer pela migração de componentes plásticos presentes nas tampas, nos revestimentos

multicamadas das embalagens ou nos adesivos utilizados nos rótulos, também a gaseificação pode afetar e aumentar o número de MPs. Essa diferença entre a água mineral natural e/ou gaseificada já havia sido descrita anteriormente [96,97].

Fatores como atividades industriais, densidade populacional, urbanização e práticas de gerenciamento de resíduos podem contribuir para a presença de MPs em fontes de água. Essa explicação pode servir para explicar a maior concentração de MPs nos concelhos do Funchal e Machico por serem os mais populosos e com maior urbanização [97].

3.1. MPs nas amostras de água

Quanto à identificação da natureza química dos MPs (Figura 19), no total de 65 partículas detetadas, o polímero mais representativo foi o PE, presente na maioria das amostras, com 13 partículas, correspondendo a 20% do total. Comparando os grupos de estudo, observa-se que, nas águas engarrafadas (26 partículas no total), os polímeros predominantes foram PET e o PE, com 6 partículas cada, representando em conjunto 46% dos MPs identificados neste grupo. As amostras com maior ocorrência foram a AMN1, com 3 partículas de PET, e a AGA1, com 2 partículas de PE. Foram ainda identificadas 3 partículas de poliéster e outras partículas plásticas em menor frequência.

Nas águas canalizadas, o PE foi o polímero mais frequente (sete partículas, correspondente a 18% do total), seguido do poliéster (seis partículas, correspondente a 15% do total), num total de 39 MPs identificados. A categoria “resinas” apresentou oito partículas no total, englobando diferentes tipos de resinas, cada uma representada por um número reduzido de partículas, incluindo resina de melamina, resina fenólica e silicone. Em ambos os grupos, foram também identificados outros polímeros, como PS, PVC, PP, PA, PTFE e, na categoria “outros”, poliacrilonitrilo (PAN), estireno-isopreno-estireno (SIS) e polioximetileno (POM).

Os tipos poliméricos mais detetados em águas engarrafadas são o PET associado à produção da garrafa plástica, enquanto que o PE e PP associado à produção da respetiva tampa [98]. A presença desses polímeros podem resultar da migração das partículas PET, PP e PE do material da garrafa para a água, especialmente com a manipulação abrir/fechar da garrafa [99]. No entanto,

outros polímeros são detetados, que poderão estar associados a outros fatores de contaminação [100].

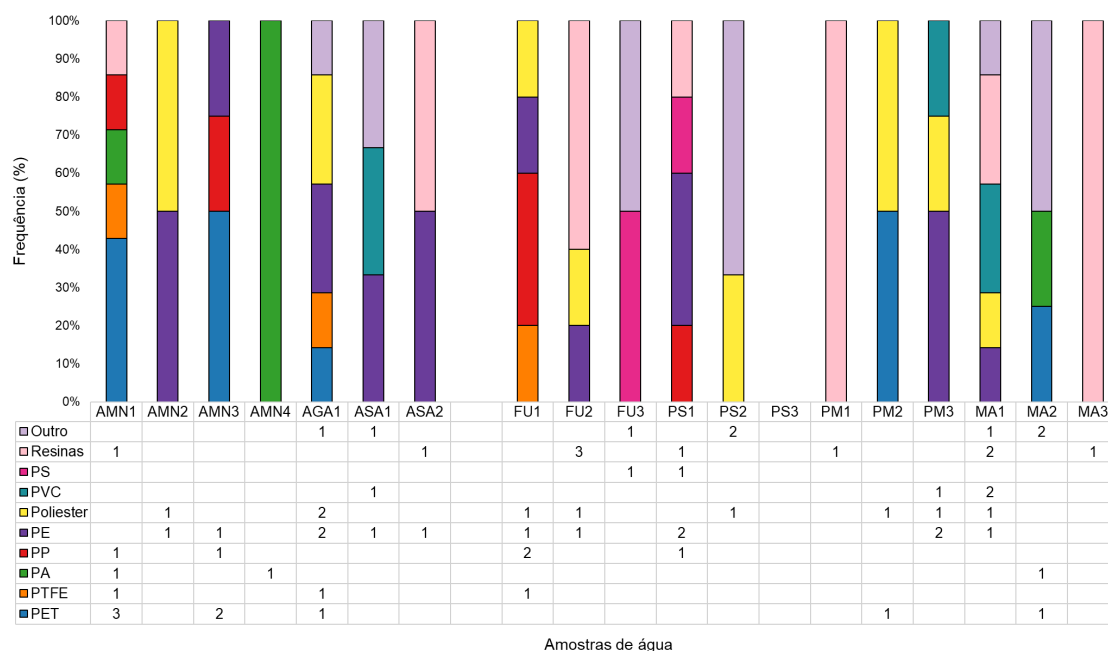


Figura 19. Frequência (%) quanto à natureza química dos MPs encontrados nas amostras de água.

Em água canalizada, o polímero mais frequentemente identificado foi o PE, tal como descrito por Malekzadeh et al. [49]. Azizi et al. [101] associaram a origem do PE a produtos de cuidados pessoais como pasta de dentes e esfoliantes faciais. O poliéster e o PA aparecem igualmente com regularidade, principalmente em forma de fibra, pois poderão estar associados a lavagens de roupa, degradação de têxteis ou deposição aérea em instalações de tratamento [102]. Na Figura 20, podem ser observados vários polímeros, com a respetiva imagem recolhida na lupa estereoscópica e o gráfico do μ -FTIR.

Quanto à forma dos MPs identificados (Figura 21), foram detetadas, no total, 32 fibras e 33 fragmentos, verificando-se diferenças entre os grupos de estudo. Nas águas comerciais, a maioria das partículas identificadas era fragmentos, representando 65% do total de MPs deste grupo (17 fragmentos e nove fibras). Por outro lado, nas águas canalizadas, observou-se uma predominância de fibras, que corresponderam a 59% dos MPs identificados (23 fibras e 16 fragmentos).

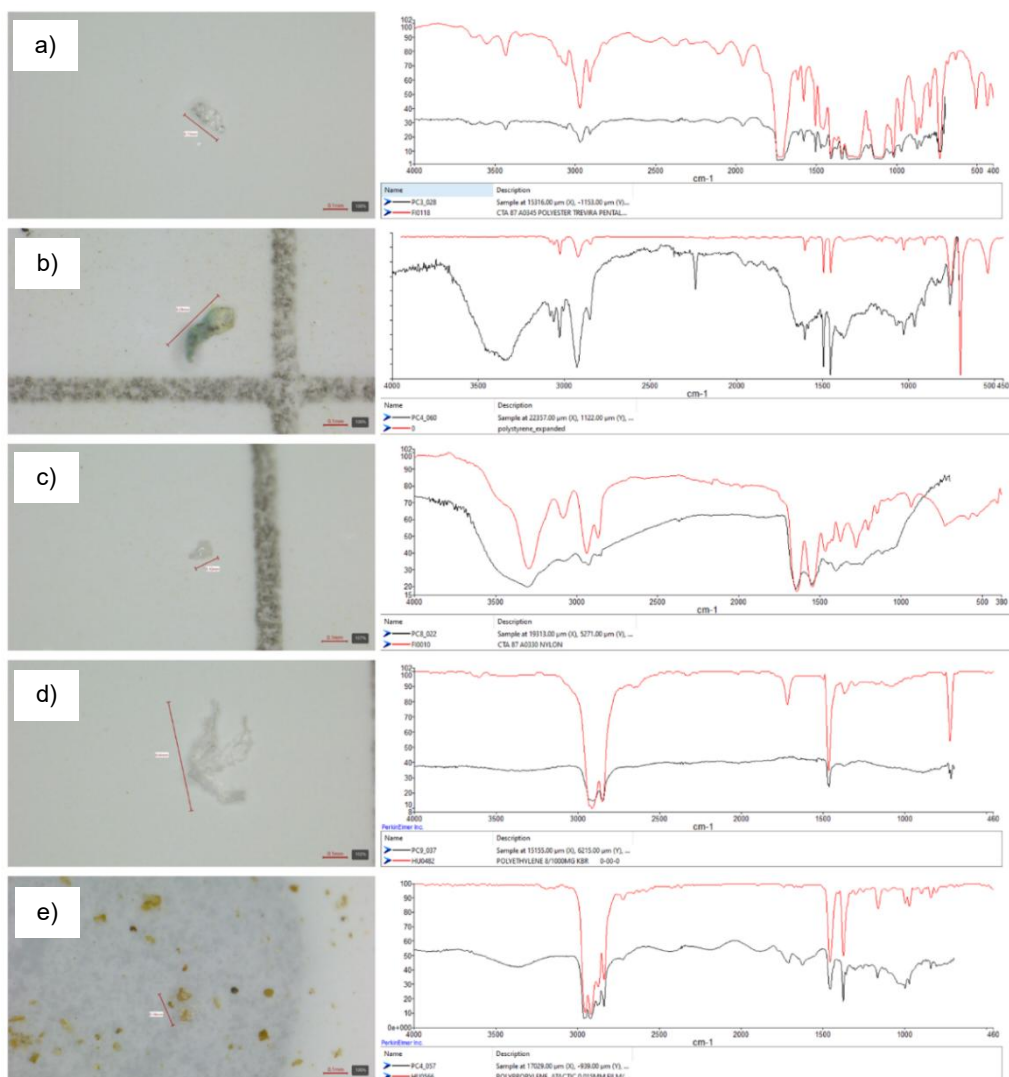


Figura 20. Natureza química: a) poliéster; b) poliestireno; c) poliamida; d) polietileno; e) polipropileno.

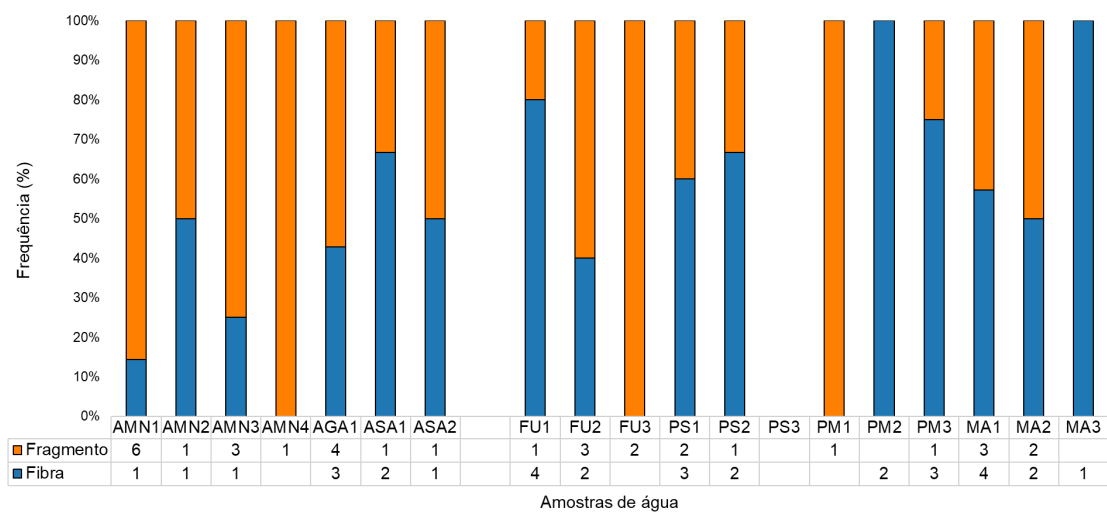


Figura 21. Distribuição quanto à forma dos MPs encontrados nas amostras de água.

Os resultados obtidos evidenciam diferenças na morfologia dos MPs entre a água engarrafada e a água canalizada. Na água engarrafada predominam os fragmentos (65%), enquanto na água canalizada são mais frequentes as fibras (59%). Estudos prévios também reportaram fragmentos e fibras plásticas como as principais formas detetadas [49,101]. A presença de fragmentos em águas engarrafadas pode resultar da degradação da embalagem, da abrasão no enchimento e transporte ou da degradação dos tubos durante o engarrafamento [98]. Por outro lado, na água canalizada, pode estar associada à fragmentação de plásticos de maior dimensão [49]. A presença de fibras pode estar relacionada com a contaminação da água na origem, afetando tanto a água canalizada como a engarrafada. A principal explicação, considerando que a maioria é constituída por poliéster, é a degradação de materiais têxteis, sobretudo durante a lavagem de roupas, a qual promove a libertação de MPs [53,97]. Do ponto de vista da saúde, as fibras são especialmente preocupantes, tendo sido detetadas em biópsias de tecido de cancro do pulmão e associadas à sua acumulação no sistema digestivo. Destaca-se ainda que fibras plásticas e não plásticas apresentam comportamentos semelhantes [104,105].

Na Figura 22 podem ser observados exemplos de fibras e fragmentos, imagens recolhidas através da lupa estereoscópica.

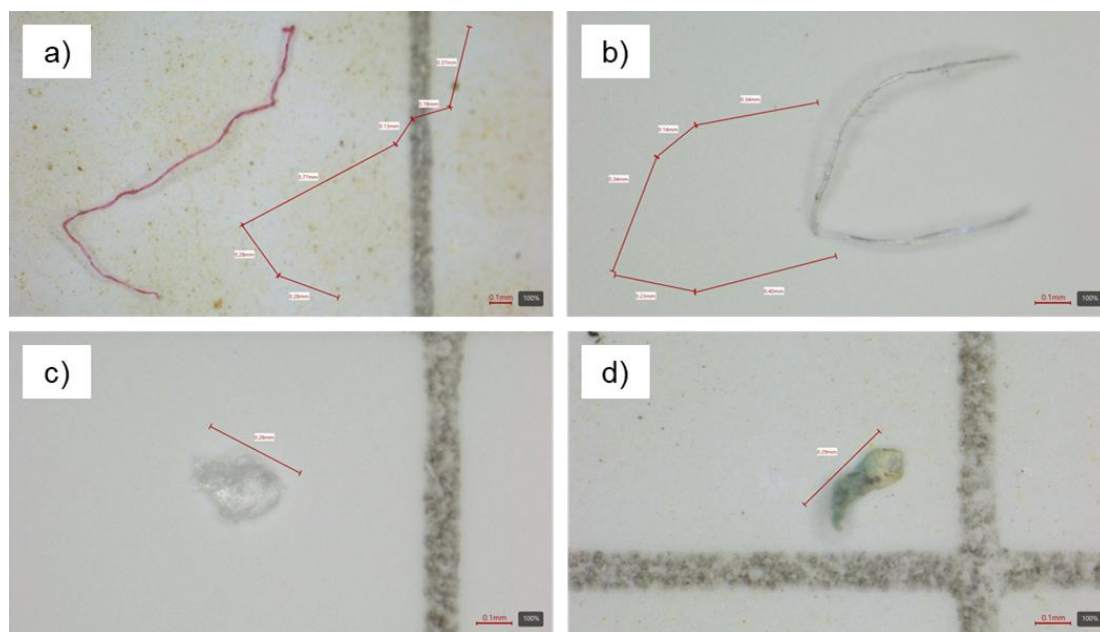


Figura 22. Morfologia: a, b) fibras; c, d) fragmentos.

Quanto à cor dos MPs identificados (Figura 23), verificou-se que a maioria, tanto nas águas engarrafadas como nas canalizadas, é transparente, com 40 partículas num total de 65, correspondendo a 62% do total. Nas águas engarrafadas, a cor transparente representou 69% das partículas, com maior ocorrência na amostra AGA1 (sete partículas) e na AMN1 (seis partículas). Nas águas canalizadas, esta cor correspondeu a 56% dos MPs, sendo mais frequente na amostra MA1 (cinco partículas). Nas engarrafadas, as restantes cores (amarelo, azul, castanho e preto) ocorreram com duas partículas cada. Nas canalizadas, após o transparente, prevaleceram preto, verde e vermelho (três cada), seguidos de amarelo e azul (duas cada) e, com apenas uma partícula, branco, castanho, cinzento e laranja.

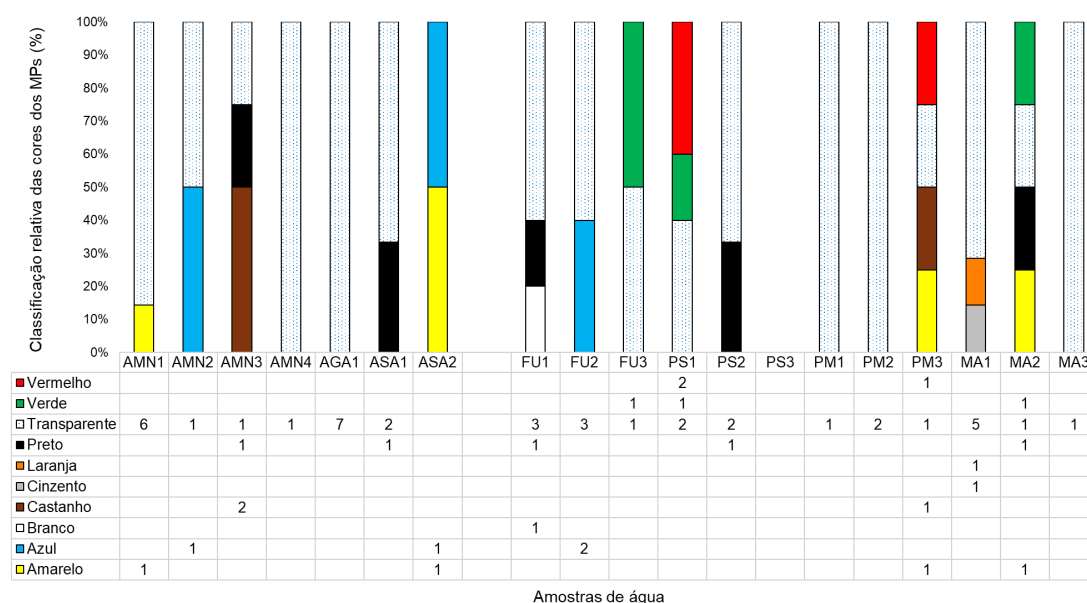


Figura 23. Classificação relativa das cores dos MPs encontrados nas diferentes amostras de água.

Associando a natureza química dos MPs à cor, o PET apresentou cinco partículas transparentes, duas pretas e uma castanha; o PTFE, três transparentes; o PA, uma amarela, uma transparente e uma verde; o PP, três transparentes, uma rosa, uma castanha e uma branca; o PE, sete transparentes, três azuis, uma preta, duas vermelhas e uma verde; e o poliéster, cinco transparentes, duas pretas, uma castanha e uma cinzenta, podem ser observados exemplos das cores encontradas na Figura 24.

Os plásticos, usados numa ampla gama de produtos, apresentam diversas cores, mas poucos estudos referem essa característica, pois a cor não é permanente e pode sofrer alterações. Ainda assim, o transparente é o mais comum, seguido de preto, azul, vermelho e branco. O transparente associa-se a plásticos de uso único (garrafas, embalagens, sacos), enquanto as cores surgem em materiais mais resistentes [101]. A percepção da cor, porém, é subjetiva e influenciada por fatores ambientais, qualidade do equipamento e limitações individuais (ex.: daltonismo). Assim, o relato da cor dos MPs exige cautela quanto ao tratamento de amostras, métodos de extração e limitações perceptivas ou instrumentais [49].

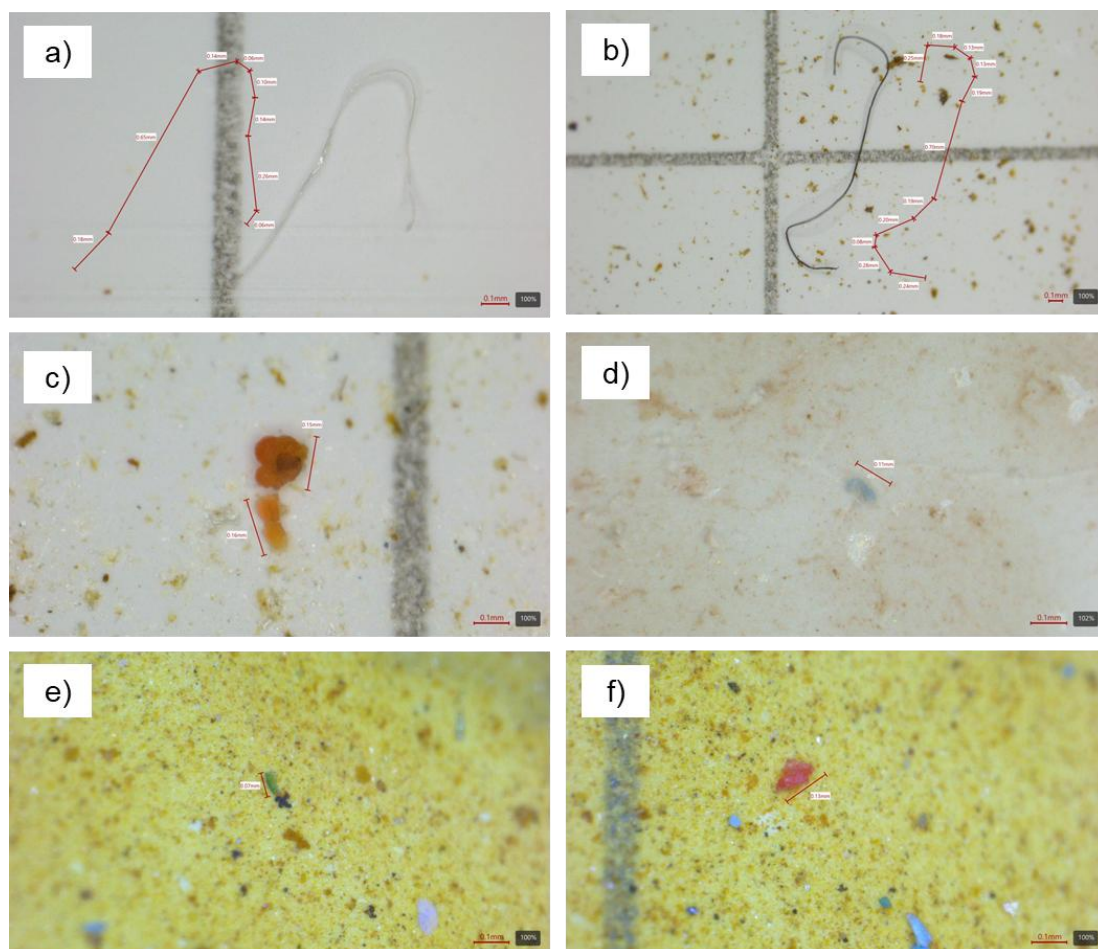


Figura 24. Cores: a) transparente; b) preto; c) laranja; d) azul; e) verde; f) vermelho.

Relativamente à distribuição por classes de tamanho, expressa em micrómetros (Figura 25), verificou-se que a maioria dos MPs (63%) apresenta dimensões inferiores a $400\ \mu\text{m}$. Dos 65 MPs detetados, 21 partículas situam-se

no intervalo 0 – 200 μm e 20 partículas no intervalo 201 – 400 μm . Os dados referentes aos intervalos 1001 – 1200, 1201 – 1400, 1601 – 1800, 2201 – 2400 e 2801 – 3000 μm foram excluídos, por não se terem registado partículas nessas classes. Ao comparar os dois grupos de estudo, observa-se que, embora ambos apresentem a maioria das partículas com tamanho inferior a 400 μm , as proporções de partículas de maiores dimensões diferem consideravelmente: nas águas engarrafadas, apenas 23% têm tamanho superior a 401 μm , enquanto nas águas canalizadas essa percentagem sobe para 46%.

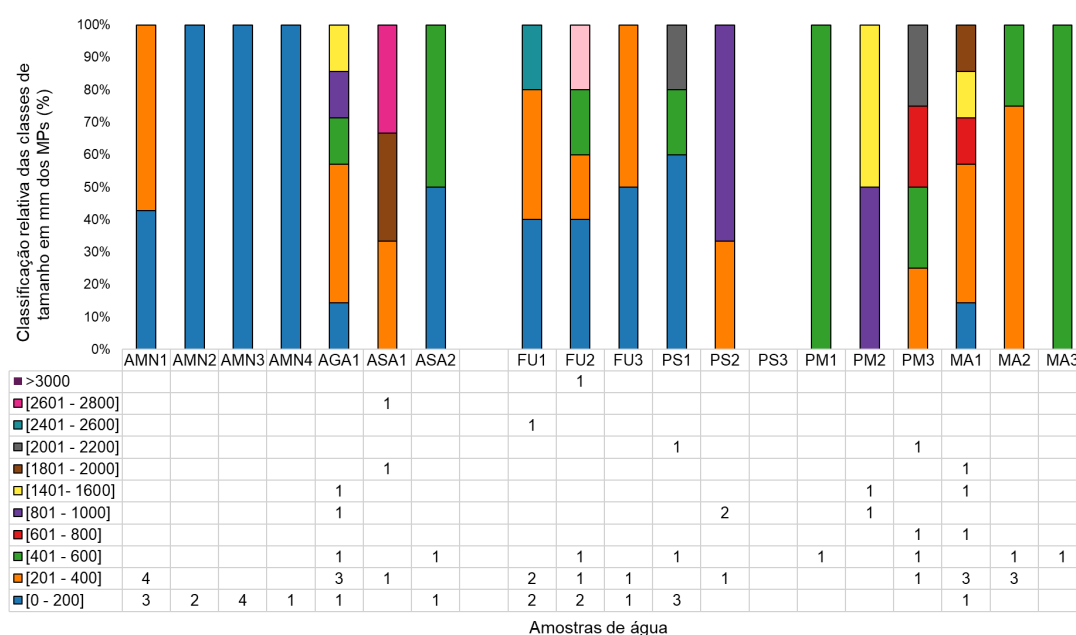


Figura 25. Distribuição do número de MPs por classes de tamanho (μm), encontrados nas diferentes amostras de água. As classes sem ocorrência de partículas foram excluídas do gráfico.

Os MPs encontrados em águas comerciais têm dimensões inferiores comparativamente às águas canalizadas, apesar da maioria em ambos os grupos de análise ser de tamanho inferior a 400 μm , considerados os mais perigosos para a saúde humana [94]. Nas águas engarrafadas, a presença de partículas menores pode resultar dos processos de purificação, que removem as de maior dimensão e do abrir/fechar da garrafa, associado a partículas <60 μm [50]. Já na água canalizada, MPs <600 μm dificilmente são eliminados pelos tratamentos convencionais [101]. Partículas com pequenas dimensões são as mais preocupantes para a saúde humana. Estudos mostram que partículas

menores que 50 μm podem translocar-se para a circulação sistêmica, acumular-se em órgãos como o baço e o fígado e induzir stress-oxidativo e respostas inflamatórias [107]. Na Figura 26 podem ser observados MPs de diferentes classes de tamanhos.

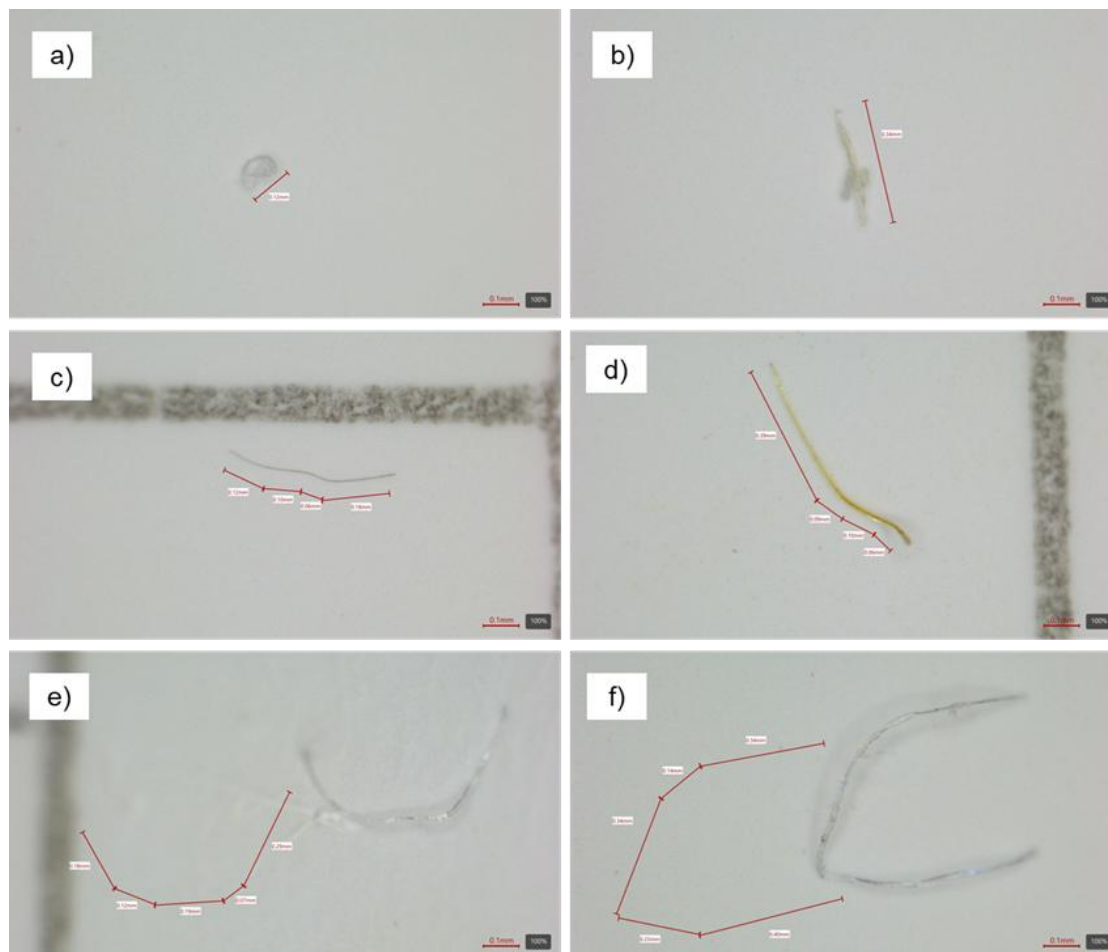


Figura 26. Tamanho: a) 0 - 200; b) 201 - 400; c) 401 - 600; d) 601 - 800; e) 801 - 1000; f) 1401 - 1600 μM .

3.2. Partículas não plásticas em amostras de água

Das 208 partículas não plásticas, a celulose foi a mais frequente (90 partículas; correspondendo a 43% do total), predominando em águas engarrafadas (66%) face às canalizadas (27%). Morfologicamente, 74% eram fibras (153) e 26% fragmentos (55), com maior percentagem de fibras em águas canalizadas (83%) do que em engarrafadas (61%); nos controlos, as fibras atingiram 92%. Quanto à cor, predominou o transparente (110 partículas; correspondendo a 53%): 51% nas engarrafadas (seguido de azul 16% e amarelo 11%) e 55% nas canalizadas (seguido de azul 25% e preto 7%). Os controlos

apresentaram padrão semelhante às canalizadas (42% transparentes, 17% azul e 17% preto). A celulose foi sobretudo transparente (59%), enquanto a viscosa apresentou maior diversidade cromática, embora também com predominância do transparente (48%). Relativamente ao tamanho, 84% das partículas não plásticas tinham <1200 μm . Nas engarrafadas, 69% eram <400 μm , enquanto nas canalizadas predominaram as classes: 201 – 400 μm e 601 – 800 μm , padrão também observado nos controlos.

A celulose é um biopolímero natural bastante interessante pela sua abundância e versatilidade de utilizações. É utilizada como matéria-prima sustentável, e pode ser modificada e funcionalizada para remover poluentes tóxicos de águas residuais [108]. Apesar de Zhou et al. [109] e Li et al. [48] considerarem a celulose como MP, enquanto que Gálvez-Blanca et al. [110] identificaram como partículas de celulose não naturais, Comnea-Stancu et al. [111] defenderam que nem sempre é possível distinguir claramente as partículas de celulose entre naturais e artificiais. Deste modo, no presente estudo optou-se por identificar a celulose como material não plástico, ressalvando que parte dessas partículas poderão corresponder a MPs artificiais não contabilizados no ponto anterior, o que implicaria uma concentração de MPs/L potencialmente mais elevada.

Em águas canalizadas, a presença significativa de fibras de origem vegetal pode advir da degradação de plantas e árvores aquáticas [53]. Na Figura 27 podem observar-se as imagens e os respetivos gráficos de $\mu\text{-FTIR}$ correspondentes a exemplos de partículas não plásticas.

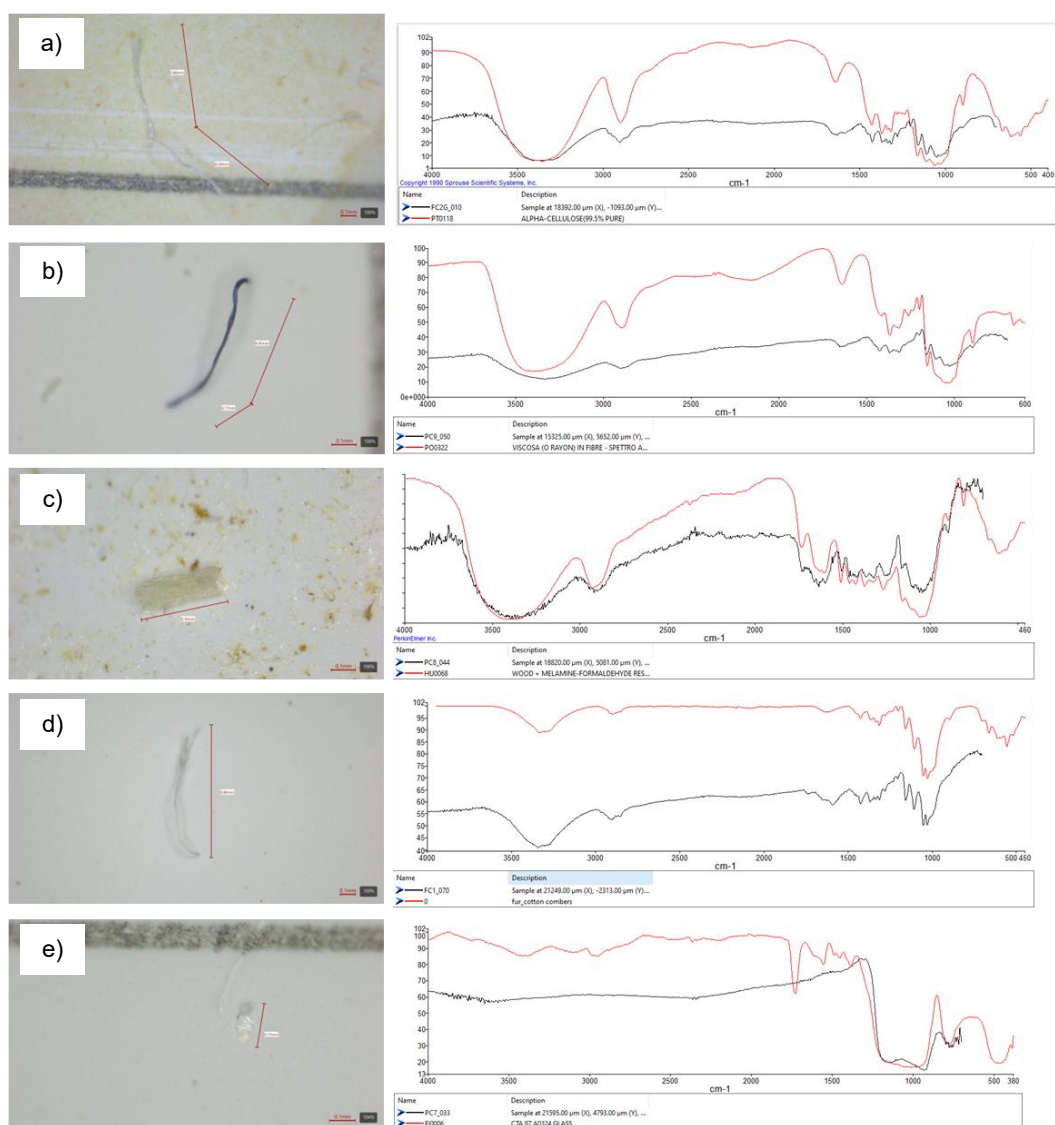


Figura 27. Natureza química: a) celulose; b) viscase; c) resina melamina-formaldeído; d) algodão; e) vidro.

3.3. Avaliação da ingestão média diária

Conhecer a quantidade de MPs ingeridos por dia e por pessoa é fundamental para percebermos os impactos dos mesmos [48,52,54]. Também a quantidade de MPs ingeridos ao longo da vida (LTI) pode ser um dado importante [112], os valores utilizados em C (MPs/L) foram os determinados neste trabalho, sendo 1,19 MPs/L em água engarrafada e 1,30 MPs/L em água canalizada. Os dados utilizados encontram-se sintetizados nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5. Ingestão diária estimada de MPs em adultos e crianças.

Grupo	Amostra	Concentração (MPs/L)	IR (L/Dia)	PC (Kg)	EDI (MPs/Kg/dia)
Adultos	Engarrafada	1,19	2,2	70	0,037
	Canalizada	1,30	2,2	70	0,040
Criança	Engarrafada	1,19	1,8	16	0,134
	Canalizada	1,30	1,8	16	0,146

Sekar et al. [54] detetaram valores de EDI compreendidos entre 0,019 – 0,133 MPs/Kg/dia em adultos e 0,041 – 0,291 MPs/Kg/dia em crianças, valores esses idênticos aos detetados neste trabalho, 0,037 – 0,040 MPs/Kg/dia para adultos e 0,134 – 0,146 MPs/Kg/dia para crianças. Li et al. [48] detetaram valores superiores aos reportados no presente estudo, 1,52 – 2,68 MPs/Kg/dia em adultos e 2,04 – 3,61 MPs/Kg/dia em crianças.

Tabela 6. Ingestão ao longo da vida de MPs.

Tipo de água	EDI	Peso (KG)	AT (dias)	LTI (MPs)
Comercial	0,037	70	27375	70901
Canalizada	0,040	70	27375	76650

Segundo Sekar et al. [54], os valores de LTI variaram entre 17.958 e 254.861 MPs. Os resultados deste estudo enquadram-se nesse intervalo, com 70.901 – 76.650 MPs estimados ao longo da vida, refletindo tanto o consumo diário como a potencial acumulação.

IV. Conclusão

Este trabalho permitiu confirmar a presença de MPs em água destinada ao consumo humano, tanto em amostras comerciais como canalizadas, recolhidas em diferentes concelhos da RAM. A deteção de MPs em todas as amostras analisadas demonstra que esta contaminação está generalizada, corroborando a preocupação crescente com a qualidade da água e a potencial exposição humana a estes contaminantes.

As concentrações médias de MPs foram semelhantes entre água engarrafada ($1,19 \pm 1,03$ MPs/L) e canalizada ($1,30 \pm 0,80$ MPs/L), e não houve diferenças estatisticamente significativas, estando em concordância com estudos recentes. Os polímeros identificados com maior frequência foram PE, PET e poliéster, refletindo a sua ampla utilização. A maioria das partículas apresentava dimensões inferiores a $400 \mu\text{m}$, o que não só dificulta a sua deteção e remoção, como também levanta preocupações na saúde pública, uma vez que as partículas de menor tamanho apresentam maior capacidade de penetração nos tecidos e de interação com processos biológicos.

A ingestão diária estimada revelou valores superiores em crianças quando comparados com adultos, sugerindo uma maior vulnerabilidade deste grupo etário a potenciais efeitos adversos. Quando se quantifica a ingestão total ao longo da vida, calcula-se que um adulto com 75 anos, possa ingerir mais do que 70 mil partículas na água, evidenciando que a exposição humana é cumulativa e significativa.

Perspetivas Futuras:

- Ampliar o número de amostras analisadas e diversificar os pontos de recolha
- Aplicar metodologias analíticas complementares, com maior sensibilidade e especificidade;
- Investigar a presença de partículas de dimensões menores (nanoplásticos) e os seus potenciais impactos, principalmente na saúde quando ingeridos;
- Padronizar metodologias para que haja comparações mais consistentes entre estudos.

V. Referências

- [1] Stubbins A, Law KL, Muñoz SE, Bianchi TS, Zhu L. Plastics in the Earth system. *Science* 2021;373:51. <https://doi.org/10.1126/science.abb0354>.
- [2] PlasticsEurope. Plastics – the Facts 2019: An analysis of European plastics production, demand and waste data. Bruxelas, Bélgica: PlasticsEurope; 2019 (Acedido a 19 de maio, 2025).
- [3] Geyer R, Jambeck JR, Law KL. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci Adv* 2017;3:e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- [4] Gazal AA, Gheewala SH. Plastics, microplastics and other polymer materials – A threat to the environment 2020. *J sustain Energy Environ*. 2020;11:113
- [5] Wang Z-M, Wagner J, Ghosal S, Bedi G, Wall S. SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Sci Total Environ* 2017;603:616. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.047>.
- [6] Kumar V, Sharma N, Duhan L, Pasrija R, Thomas J, Umesh M, et al. Microbial engineering strategies for synthetic microplastics clean up: A review on recent approaches. *Environ Toxicol Pharmacol* 2023;98:104045. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.104045>.
- [7] Tirkey A, Upadhyay LSB. Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Mar Pollut Bull* 2021;170:112604. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>.
- [8] Arshad K, Aqeel M, Noman A, Nazir A, Mahmood A, Rizvi ZF, et al. Ecological health risk assessment of microplastics and heavy metals in sediments, water, hydrophytes (*Alternanthera philoxeroides*, *Typha latifolia*, and *Ipomoea carnea*), and fish (*Labeo rohita*) in Marala wetlands in Sialkot, Pakistan. *Environ Sci Pollut Res* 2023;30:41272. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25142-1>.
- [9] Dong H, Wang X, Niu X, Zeng J, Zhou Y, Suona Z, et al. Overview of analytical methods for the determination of microplastics: Current status and trends. *TrAC Trends Anal Chem* 2023;167:117261. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117261>.

- [10] Iberdrola. O que são microplásticos: como os microplásticos nos afetam? 2024. <https://www.iberdrola.com/meio-ambiente/microplasticos-ameaca-a-saude> (Acedido a 3 de junho, 2024).
- [11] Brennecke D, Duarte B, Paiva F, Caçador I, Canning-Clode J. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuar Coast Shelf Sci* 2016;178:189. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>.
- [12] Sambolino A, Herrera I, Álvarez S, Rosa A, Alves F, Canning-Clode J, et al. Seasonal variation in microplastics and zooplankton abundances and characteristics: The ecological vulnerability of an oceanic island system. *Mar Pollut Bull* 2022;181:113906. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113906>.
- [13] Martins M, Pombo A, Mendes S, Andrade CAP. Plastics at an offshore fish farm on the south coast of Madeira Island (Portugal): A preliminary evaluation of their origin, type, and impact on farmed fish. *Environments* 2024;11:202. <https://doi.org/10.3390/environments11090202>.
- [14] Pacheco-Juárez J, Sosa-Ferrera Z, Guedes-Alonso R, Montesdeoca-Esponda S, Torres-Padrón ME, Santana-Rodríguez JJ, et al. Occurrence and assessment of emerging contaminants adsorbed onto microplastic debris in the Macaronesia region. *Mar Pollut Bull* 2025;220:118447. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118447>.
- [15] McIvor AJ, Pires R, Lopes C, Raimundo J, Campos PF, Pais MP, et al. Assessing microplastic exposure of the Critically Endangered Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*) on a remote oceanic island. *Sci Total Environ* 2023;856:159077. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159077>.
- [16] Dris R, Gasperi J, Saad M, Mirande C, Tassin B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Mar Pollut Bull* 2016;104:290. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.
- [17] Mamun AA, Prasetya TAE, Dewi IR, Ahmad M. Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *Sci Total Environ* 2023;858:159834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159834>.

- [18] Prata JC, Da Costa JP, Lopes I, Duarte AC, Rocha-Santos T. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Sci Total Environ* 2020;702:134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>.
- [19] Devasahayam S, Bhaskar Raju G, Mustansar Hussain C. Utilization and recycling of end of life plastics for sustainable and clean industrial processes including the iron and steel industry. *Mater Sci Energy Technol* 2019;2:634. <https://doi.org/10.1016/j.mset.2019.08.002>.
- [20] Valavanidis A, Vlachogianni T, Fiotakis K, Loridas S. Pulmonary oxidative stress, inflammation and cancer: Respirable particulate matter, fibrous dusts and ozone as major causes of lung carcinogenesis through reactive oxygen species mechanisms. *Int J Environ Res Public Health* 2013;10:3886. <https://doi.org/10.3390/ijerph10093886>.
- [21] Gasperi J, Wright SL, Dris R, Collard F, Mandin C, Guerrouache M, et al. Microplastics in air: Are we breathing it in? *Curr Opin Environ Sci Health* 2018;1:1. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>.
- [22] Catarino AI, Macchia V, Sanderson WG, Thompson RC, Henry TB. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environ Pollut* 2018;237:675. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>.
- [23] Jani P, Halbert GW, Langridge J, Florence AT. Nanoparticle uptake by the rat gastrointestinal mucosa: Quantitation and particle size dependency. *J Pharm Pharmacol* 1990;42:821. <https://doi.org/10.1111/j.2042-7158.1990.tb07033.x>.
- [24] Forte M, Iachetta G, Tussellino M, Carotenuto R, Prisco M, De Falco M, et al. Polystyrene nanoparticles internalization in human gastric adenocarcinoma cells. *Toxicol In Vitro* 2016;31:126. <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2015.11.006>.
- [25] Xie X, Deng T, Duan J, Xie J, Yuan J, Chen M. Exposure to polystyrene microplastics causes reproductive toxicity through oxidative stress and activation of the p38 MAPK signaling pathway. *Ecotoxicol Environ Saf* 2020;190:110133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110133>.

- [26] Magni S, Gagné F, André C, Della Torre C, Auclair J, Hanana H, et al. Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *Sci Total Environ* 2018;631:778. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.075>.
- [27] Deng Y, Zhang Y, Lemos B, Ren H. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Sci Rep* 2017;7:46687. <https://doi.org/10.1038/srep46687>.
- [28] Sharma MD, Elanjickal AI, Mankar JS, Krupadam RJ. Assessment of cancer risk of microplastics enriched with polycyclic aromatic hydrocarbons. *J Hazard Mater* 2020;398:122994. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122994>.
- [29] Farhat SCL, Silva CA, Orione MAM, Campos LMA, Sallum AME, Braga ALF. Air pollution in autoimmune rheumatic diseases: A review. *Autoimmun Rev* 2011;11:14. <https://doi.org/10.1016/j.autrev.2011.06.008>.
- [30] Schwabl P, Köppel S, Königshofer P, Bucsics T, Trauner M, Reiberger T, et al. Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. *Ann Intern Med* 2019;171:453. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>.
- [31] Ragusa A, Svelato A, Santacroce C, Catalano P, Notarstefano V, Carnevali O, et al. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environ Int* 2021;146:106274. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>.
- [32] APA. Domínio ambiental: Água 2025. Lisboa: Agência Portuguesa do Ambiente; 2025. <https://apambiente.pt/agua> (Acedido a 20 de junho, 2025)
- [33] REA. Relatório do Estado do Ambiente 2024. Lisboa: Agência Portuguesa do Ambiente; 2024. <https://rea.apambiente.pt/content/ultimaedicao> (Acedido a 20 de junho, 2025)
- [34] IWA. Carta de Bonn para Água Potável Segura. Associação Internacional da Água; 2004. (Acedido a 20 de junho, 2025)
- [35] World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. 4th ed. Geneva: World Health Organization;2011 (Acedido a 20 de junho, 2025)

- [36] APIA-Associação Portuguesa das Indústrias de Águas Engarrafadas (APIAM). Diferenças entre as águas minerais naturais, as águas de nascente e as outras águas 2025. <https://www.apiam.pt/agua-mineral-e-de-nascente/diferencas-entre-as-aguas-minerais-e-de-nascente-e-as-outras-aguas/diferencas-entre-as-aguas-minerais-naturais-as-aguas-de-nascente-e-as-outras-aguas/10>. (Acedido a 21 de junho, 2025)
- [37] Presidência do Conselho de Ministros. Resolução do Conselho de Ministros n.º 23/2024: Aprova o Plano Estratégico para o Abastecimento de Água e Gestão de Águas Residuais e Pluviais 2030 (PENSAARP 2030). Presidência do Conselho de Ministros; 2024.
- [38] Pivokonsky M, Cermakova L, Novotna K, Peer P, Cajthaml T, Janda V. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Sci Total Environ* 2018;643:1644. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>.
- [39] ASAE. Sistema HACCP – Hazard Analysis and Critical Control Point 2025. <https://www.asae.gov.pt/seguranca-alimentar/haccp.aspx>. (Acedido a 22 de junho, 2025)
- [40] Lee KT. Quality and safety aspects of meat products as affected by various physical manipulations of packaging materials. *Meat Sci* 2010;86:138. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2010.04.035>.
- [41] O'Connor J, Mickan BS, Siddique KHM, Rinklebe J, Kirkham MB, Bolan NS. Physical, chemical, and microbial contaminants in food waste management for soil application: A review. *Environ Pollut* 2022;300:118860. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118860>.
- [42] Autoridade de Segurança Alimentar e Económica – ASAE. Perigos de origem alimentar n.d. <https://www.asae.gov.pt/cientifico-laboratorial/area-tecnico-cientifica/perigos-de-origem-alimentar.aspx> (Acedido a 14 de julho, 2025).
- [43] Onyeaka H, Jalata DD, Mekonnen SA. Mitigating physical hazards in food processing: Risk assessment and preventive strategies. *Food Sci Nutr* 2023;11:7515. <https://doi.org/10.1002/fsn3.3727>.
- [44] Rodwan Jr JG. Acceleration: Bottled water 2015. *Bottled Water Report BWR* 2016;53:12.

- [45] Etale A, Jobin M, Siegrist M. Tap versus bottled water consumption: The influence of social norms, affect and image on consumer choice. *Appetite* 2018;121:138. <https://doi.org/10.1016/j.appet.2017.11.090>.
- [46] Chaudhari S, Samnani P. Determination of microplastics in pond water. *Mater Today Proc* 2023;77:91. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.10.141>.
- [47] Taheri S, Shoshtari-Yeganeh B, Pourzamani H, Ebrahimpour K. Investigating the pollution of bottled water by the microplastics (MPs): the effects of mechanical stress, sunlight exposure, and freezing on MPs release. *Environ Monit Assess* 2023;195:62. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10697-2>.
- [48] Li H, Zhu L, Ma M, Wu H, An L, Yang Z. Occurrence of microplastics in commercially sold bottled water. *Sci Total Environ* 2023;867:161553. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161553>.
- [49] Malekzadeh M, Dehghanzadeh R, Ebrahimi SM, Sarbakhsh P, Fathifar Z, Aslani H. Occurrence, sampling, identification and characterization of microplastics in tap water: A systematic review and meta-analysis. *Ecotoxicol Environ Saf* 2025;299:118347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118347>.
- [50] Al-Mansoori M, Stephenson M, Harrad S, Abdallah MA-E. Synthetic Microplastics in UK tap and bottled water; Implications for human exposure. *Emerg Contam* 2025;11:100417. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100417>.
- [51] Chaïb I, Doyen P, Merveillie P, Dehaut A, Duflos G. Microplastic contaminations in a set of beverages sold in France. *J Food Compos Anal* 2025;144:107719. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2025.107719>.
- [52] Makhdoumi P, Amin AA, Karimi H, Pirsaeheb M, Kim H, Hossini H. Occurrence of microplastic particles in the most popular Iranian bottled mineral water brands and an assessment of human exposure. *J Water Process Eng* 2021;39:101708. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101708>.

- [53] Zhou X, Wang J, Li H, Zhang H, Hua-Jiang, Zhang DL. Microplastic pollution of bottled water in China. *J Water Process Eng* 2021;40:101884. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101884>.
- [54] Sekar V, Shaji S, Sundaram B. Microplastic prevalence and human exposure in the bottled drinking water in the west Godavari region of Andhra Pradesh, India. *J Contam Hydrol* 2024;264:104346. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104346>.
- [55] Guo X, Lin H, Xu S, He L. Recent advances in spectroscopic techniques for the analysis of microplastics in food. *J Agric Food Chem* 2022;70:1410. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c06085>.
- [56] Gao W, Zhang Y, Mo A, Jiang J, Liang Y, Cao X, et al. Removal of microplastics in water: Technology progress and green strategies. *Green Anal Chem* 2022;3:100042. <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2022.100042>.
- [57] Ma B, Xue W, Ding Y, Hu C, Liu H, Qu J. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *J Environ Sci* 2019;78:267. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>.
- [58] Michielssen MR, Michielssen ER, Ni J, Duhaime MB. Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environ Sci Water Res Technol* 2016;2:1064. <https://doi.org/10.1039/c6ew00207b>.
- [59] Wu P, Wu X, Huang Q, Yu Q, Jin H, Zhu M. Mass spectrometry-based multimodal approaches for the identification and quantification analysis of microplastics in food matrix. *Front Nutr* 2023;10:1163823. <https://doi.org/10.3389/fnut.2023.1163823>.
- [60] Liu S, Shang E, Liu J, Wang Y, Bolan N, Kirkham MB, et al. What have we known so far for fluorescence staining and quantification of microplastics: A tutorial review. *Front Environ Sci Eng* 2022;16:45. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1442-2>.
- [61] Costa CQV, Cruz J, Martins J, Teodósio MAA, Jockusch S, Ramamurthy V, et al. Fluorescence sensing of microplastics on surfaces. *Environ Chem Lett* 2021;19:1797. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01136-0>.
- [62] Cingolani M, Rampazzo E, Zaccheroni N, Genovese D, Prodi L. Fluorogenic hyaluronan nanogels for detection of micro- and nanoplastics

- in water. *Environ Sci Nano* 2022;9:582. <https://doi.org/10.1039/D1EN00684C>.
- [63] Maes T, Jessop R, Wellner N, Haupt K, Mayes AG. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Sci Rep* 2017;7. <https://doi.org/10.1038/srep44501>.
- [64] Karakolis EG, Nguyen B, You JB, Rochman CM, Sinton D. Fluorescent dyes for visualizing microplastic particles and fibers in laboratory-based studies. *Environ Sci Technol Lett* 2019;6:334. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00241>.
- [65] Cook S, Chan H-L, Abolfathi S, Bending GD, Schäfer H, Pearson JM. Longitudinal dispersion of microplastics in aquatic flows using fluorometric techniques. *Water Res* 2020;170:115337. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115337>.
- [66] Veerasingam S, Ranjani M, Venkatachalapathy R, Bagaev A, Mukhanov V, Litvinyuk D, et al. Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2021;51:2681. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1807450>.
- [67] Okoffo ED, O'Brien S, O'Brien JW, Tschärke BJ, Thomas KV. Wastewater treatment plants as a source of plastics in the environment: a review of occurrence, methods for identification, quantification and fate. *Environ Sci Water Res Technol* 2019;5:1908. <https://doi.org/10.1039/c9ew00428a>.
- [68] Xu J-L, Thomas KV, Luo Z, Gowen AA. FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects. *TrAC Trends Anal Chem* 2019;119:115629. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115629>.
- [69] Primpke S, Cross RK, Mintenig SM, Simon M, Vianello A, Gerdts G, et al. Toward the systematic identification of microplastics in the environment: Evaluation of a new independent software tool (siMPle) for spectroscopic analysis. *Appl Spectrosc* 2020;74:1127. <https://doi.org/10.1177/0003702820917760>.

- [70] Renner G, Schmidt TC, Schram J. Characterization and quantification of microplastics by infrared spectroscopy. *Compr Anal Chem* 2017;67. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.006> ISSN: 0166-526X.
- [71] Biginagwa FJ, Mayoma BS, Shashoua Y, Syberg K, Khan FR. First evidence of microplastics in the African Great Lakes: Recovery from Lake Victoria Nile perch and Nile tilapia. *J Gt Lakes Res* 2016;42:146. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.10.012>.
- [72] Araujo CF, Nolasco MM, Ribeiro AMP, Ribeiro-Claro PJA. Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Res* 2018;142:426. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>.
- [73] Luo X, Wang Z, Yang L, Gao T, Zhang Y. A review of analytical methods and models used in atmospheric microplastic research. *Sci Total Environ* 2022;828:154487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154487>.
- [74] Sridhar A, Kannan D, Kapoor A, Prabhakar S. Extraction and detection methods of microplastics in food and marine systems: A critical review. *Chemosphere* 2022;286:131653. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131653>.
- [75] Karami A, Golieskardi A, Choo CK, Romano N, Ho YB, Salamatinia B. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Sci Total Environ* 2017;578:485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>.
- [76] Gündoğdu S. Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Addit Contam Part A* 2018;35:1006. <https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1447694>.
- [77] Zada L, Leslie HA, Vethaak AD, Tinnevelt GH, Jansen JJ, de Boer JF, et al. Fast microplastics identification with stimulated Raman scattering microscopy. *J Raman Spectrosc* 2018;49:1136. <https://doi.org/10.1002/jrs.5367>.
- [78] Schwaferts C, Niessner R, Elsner M, Ivleva NP. Methods for the analysis of submicrometer- and nanoplastic particles in the environment. *TrAC Trends Anal Chem* 2019;112:52. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.014>.

- [79] Anderson JC, Park BJ, Palace VP. Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environ Pollut* 2016;218:269. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074>.
- [80] Kuttralam-Muniasamy G, Pérez-Guevara F, Elizalde-Martínez I, Shruti VC. Branded milks – Are they immune from microplastics contamination? *Sci Total Environ* 2020;714:136823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136823>.
- [81] Wang, Li J, Zhao L, Mu X, Wang C, Wang M, et al. Gut microbiota protects honey bees (*Apis mellifera* L.) against polystyrene microplastics exposure risks. *J Hazard Mater* 2021;402:123828. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123828>.
- [82] Peez N, Janiska M-C, Imhof W. The first application of quantitative ¹H NMR spectroscopy as a simple and fast method of identification and quantification of microplastic particles (PE, PET, and PS). *Anal Bioanal Chem* 2019;411:823. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1510-z>.
- [83] Nelson TF, Remke SC, Kohler H-PE, McNeill K, Sander M. Quantification of synthetic polyesters from biodegradable mulch films in soils. *Environ Sci Technol* 2020;54:266. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05863>.
- [84] Wu P, Wu X, Huang Q, Yu Q, Jin H, Zhu M. Mass spectrometry-based multimodal approaches for the identification and quantification analysis of microplastics in food matrix. *Front Nutr* 2023;10:1163823. <https://doi.org/10.3389/fnut.2023.1163823>.
- [85] Peters CA, Hendrickson E, Minor EC, Schreiner K, Halbur J, Bratton SP. Pyr-GC/MS analysis of microplastics extracted from the stomach content of benthivore fish from the Texas Gulf Coast. *Mar Pollut Bull* 2018;137:91. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.049>.
- [86] Liu T, Yu S, Zhu X, Liao R, Zhuo Z, He Y, et al. In-situ detection method for microplastics in water by polarized light scattering. *Front Mar Sci* 2021;8:739683. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.739683>.
- [87] Dessì C, Okoffo ED, O'Brien JW, Gallen M, Samanipour S, Kaserzon S, et al. Plastics contamination of store-bought rice. *J Hazard Mater* 2021;416:125778. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125778>.

- [88] Uribe-Echeverría T, Beiras R. Acute toxicity of bioplastic leachates to *Paracentrotus lividus* sea urchin larvae. *Mar Environ Res* 2022;176:105605. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105605>.
- [89] Dimzon IKD, Knepper TP. Chapter 7 - MALDI-TOF MS for Characterization of Synthetic Polymers in Aqueous Environment. In: Fernandez-Alba AR, editor. *Compr. Anal. Chem.*, vol. 58, Elsevier; 2012, p. 307–38. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53810-9.00008-0>.
- [90] Lin Y, Huang X, Liu Q, Lin Z, Jiang G. Thermal fragmentation enhanced identification and quantification of polystyrene micro/nanoplastics in complex media. *Talanta* 2020;208:120478. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2019.120478>.
- [91] Yang L, Kang S, Luo X, Wang Z. Microplastics in drinking water: A review on methods, occurrence, sources, and potential risks assessment. *Environ Pollut* 2024;348:123857. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123857>.
- [92] Kirstein IV, Gomiero A, Vollertsen J. Microplastic pollution in drinking water. *Curr Opin Toxicol* 2021;28:70. <https://doi.org/10.1016/j.cotox.2021.09.003>.
- [93] Kosuth M, Mason SA, Wattenberg EV. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLOS ONE* 2018;13:e0194970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>.
- [94] Aleksander-Kwaterczak U, Gaj D, Stelmach A, Wróbel TP. Investigating the content of microplastics and other extraneous particles in Polish bottled water. *Geol Geophys Environ* 2023;49:335. <https://doi.org/10.7494/geol.2023.49.4.335>.
- [95] Ageel HK, Harrad S, Abdallah MA-E. Occurrence, human exposure, and risk of microplastics in the indoor environment. *Environ Sci Process Impacts* 2022;24:17. <https://doi.org/10.1039/D1EM00301A>.
- [96] Hassan MdA, Islam R, Shammi M, Tareq SM. Microplastics contamination in carbonated beverage: An emerging threat to human health in Bangladesh. *J Food Compos Anal* 2025;141:107312. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2025.107312>.
- [97] Hossain MB, Yu J, Banik P, Noman MdA, Nur A-AU, Haque MdR, et al. First evidence of microplastics and their characterization in bottled drinking

- water from a developing country. *Front Environ Sci* 2023;11:1232931. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1232931>.
- [98] Patil S, Bafana A, Krishnamurthi K, Sivanesan S. Estimated exposure to microplastics through national and local brands of bottled water in Central India. *Environ Monit Assess* 2024;196:240. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12387-7>.
- [99] Xu H, Yu Z, Dong C, Yao W, Xie Y. Cap opening induced microplastic contamination in bottled water revealed by single particle FTIR imaging and analysis. *Food Control* 2025;178:111508. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2025.111508>.
- [100] Oßmann BE, Sarau G, Holtmannspötter H, Pischetsrieder M, Christiansen SH, Dicke W. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Res* 2018;141:307. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.027>.
- [101] Azizi N, Nasser S, Nodehi RN, Jaafarzadeh N, Pirsahab M. Evaluation of conventional wastewater treatment plants efficiency to remove microplastics in terms of abundance, size, shape, and type: A systematic review and Meta-analysis. *Mar Pollut Bull* 2022;177:113462. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113462>.
- [102] Weisser J, Beer I, Hufnagl B, Hofmann T, Lohninger H, Ivleva NP, et al. From the Well to the Bottle: Identifying Sources of Microplastics in Mineral Water. *Water* 2021;13:841. <https://doi.org/10.3390/w13060841>.
- [103] Rodríguez-Barroso R, Cruceira A, Coello MD, Quiroga JM, Egea-Corbacho A. Microplastics in drinking water. Efficiency of treatment and distribution of a drinking water cycle. *Clean Eng Technol* 2025;26:100972. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2025.100972>.
- [104] Taptiklis P, Boulic M, Phipps R, Van Heerden H, Shaw C. Microfibres and health: State of the evidence and research gaps. *J Hazard Mater Adv* 2025;19:100766. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100766>.
- [105] Li Y, Chen L, Zhou N, Chen Y, Ling Z, Xiang P. Microplastics in the human body: A comprehensive review of exposure, distribution, migration mechanisms, and toxicity. *Sci Total Environ* 2024;946:174215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174215>.

- [106] Aragaw TA. Microplastic pollution in African countries' water systems: a review on findings, applied methods, characteristics, impacts, and managements. *SN Appl Sci* 2021;3:629. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04619-z>.
- [107] Eerkes-Medrano D, Leslie HA, Quinn B. Microplastics in drinking water: A review and assessment. *Curr Opin Environ Sci Health* 2019;7:69. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.12.001>.
- [108] Guleria A, Kumari G, Lima EC. Cellulose-g-poly-(acrylamide-co-acrylic acid) polymeric bioadsorbent for the removal of toxic inorganic pollutants from wastewaters. *Carbohydr Polym* 2020;228:115396. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.115396>.
- [109] Zhou X, Wang J, Ren J. Analysis of microplastics in takeaway food containers in China using FPA-FTIR whole filter analysis. *Molecules* 2022;27:2646. <https://doi.org/10.3390/molecules27092646>.
- [110] Gálvez-Blanca V, Edo C, González-Pleiter M, Fernández-Piñas F, Leganés F, Rosal R. Microplastics and non-natural cellulosic particles in Spanish bottled drinking water. *Sci Rep* 2024;14:11089. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-62075-2>.
- [111] Comnea-Stancu IR, Wieland K, Ramer G, Schwaighofer A, Lendl B. On the identification of rayon/viscose as a major fraction of microplastics in the marine environment: Discrimination between natural and manmade cellulosic fibers using Fourier Transform Infrared Spectroscopy. *Appl Spectrosc* 2017;71:939. <https://doi.org/10.1177/0003702816660725>.
- [112] Joseph A, Parveen N, Ranjan VP, Goel S. Drinking hot beverages from paper cups: Lifetime intake of microplastics. *Chemosphere* 2023;317:137844. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137844>.