



Universidade de Aveiro

2021

**Pedro Miguel
Santos Ribeiro**

**Microlixo marinho na costa centro de
Portugal**

**Marine microlitter in the central coast of
Portugal**



Universidade de Aveiro

2021

**Pedro Miguel
Santos Ribeiro**

**Microlixo marinho na costa centro de
Portugal**

**Marine microlitter in the central coast of
Portugal**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Aplicada, realizada sob a orientação científica da Doutora Catarina Eira, equiparada a Investigador Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

Dedico este trabalho à minha família por todo o apoio.

o júri

presidente

Prof. Doutora Maria Adelaide de Pinho Almeida
Professora Catedrática, Universidade de Aveiro

arguente

Doutora Sílvia Raquel da Silva Monteiro
Investigadora Doutorada (Nível 1), Universidade de Aveiro

orientadora

Doutora Catarina Isabel Costa Simões Eira
Equiparada a Investigadora Auxiliar, Universidade de Aveiro

agradecimentos

O presente trabalho é o culminar de muitos anos de estudo, sempre em equilíbrio com a vida académica, social e laboral. Ao longo deste percurso muitas foram as pessoas que se cruzaram comigo e a todas elas agradeço pela pessoa que me tornei hoje. Quero agradecer à minha mãe, pai e irmã que sempre me mostraram o caminho certo e que sem eles nada disto teria sido possível. São o meu porto seguro. É difícil arranjar palavras para conseguir descrever o que sinto. Adoro-vos. À restante família que sempre teve uma palavra amiga e motivadora, o meu muito obrigado pelo apoio imprescindível e pelos conselhos. Aos meus amigos também deixo uma palavra de apreço pelas tardes bem passadas, vocês sabem bem, e pelas menos boas, vocês também sabem. À minha orientadora, Catarina Eira, pela oportunidade que me deu neste projeto e por me ter acompanhado nesta última fase de forma exemplar, através dos vários ensinamentos e boa disposição que me permitiram continuar a aprender e crescer. À Sara Sá que me auxiliou imenso, com dicas de trabalho importantes e simpatia, e que sempre se mostrou disponível a ajudar enquanto as dúvidas iam aparecendo. Desta forma deixo um agradecimento ao CRAM - ECOMARE por me ter recebido tão bem. Por fim, votos de muita felicidade e sucesso a todos os mencionados direta ou indiretamente. Obrigado!

palavras-chave

Microplásticos, abundância, impactos, conservação ambiental

resumo

Foram analisadas amostras de sedimento de 4 praias e amostras de água recolhidas na camada superior da coluna de água do mar, em 2018 e 2019, na costa centro de Portugal. Este trabalho apresenta a caracterização do microlixo detetado nas amostras, mais propriamente microplásticos (≤ 5 mm de comprimento), e pretende avaliar a variação dos itens na área de estudo e, se possível, inferir sobre o impacto potencial na fauna marinha. A pesquisa baseou-se na recolha e posterior tratamento em laboratório, com vista à identificação dos tipos, formas, cores e tamanhos do lixo marinho antropogénico, ao microscópio ótico. Em relação às amostras de água do mar, verificou-se que a média da abundância de microplásticos em 2018 foi $158519 \text{ itens Km}^{-2}$ e em 2019 foi $95642 \text{ itens Km}^{-2}$. Nas quatro praias, os valores de abundância variaram entre os $1055,05 \text{ itens m}^{-2}$ e os $1154,50 \text{ itens m}^{-2}$. A partir destes resultados, e tendo em conta a grande variedade descrita neste estudo, é imperativo tomar medidas que contribuam para a diminuição da abundância de microplásticos e que promovam a conservação do oceano e das espécies que dele dependem.

keywords

Microplastics, abundance, impacts, environmental conservation

abstract

The present study focused on the analyses of sediment samples from 4 beaches and samples from the superficial layer of the sea water column collected in the central coast of Portugal between 2018 and 2019. The results describe the collected microlitter itens, more specifically microplastics (≤ 5 mm in length), and intends to evaluate their variation in the study area and, if possible, infer about their potential impact on marine fauna. The research was based on the collection and subsequent treatment in the laboratory, with a view to identifying the type, shape, color and size of anthropogenic marine litter itens, under an optical microscope. With respect to the superficial sea water samples, the mean abundance of microplastics in 2018 was 158519 itens Km^{-2} and 95642 itens Km^{-2} in 2019. Considering the four sampled beaches, average abundances ranged between 1 055,05 itens m^{-2} and 1 154,50 itens m^{-2} . Based on these results and taking into account the wide variety described in this study, measures are urgently needed to decrease microplastic abundance, in order to promote the conservation of marine ecosystems.

Índice

| | |
|---|-----------|
| Índice | i |
| Lista de Símbolos | iii |
| Lista de Figuras | v |
| Lista de Tabelas..... | vii |
| Capítulo 1: Introdução..... | 16 |
| 1.1 Plásticos e Microplásticos | 17 |
| 1.2 Aditivos e Contaminantes..... | 22 |
| 1.3 Tipos de Microplásticos | 24 |
| 1.4 Impacto na Natureza | 27 |
| 1.5 Saúde pública | 30 |
| 1.6 Fatores Económicos | 32 |
| 1.7 Reciclagem | 33 |
| 1.8 Pesquisa e Inovação | 34 |
| 1.9 Em Portugal e no Mundo..... | 35 |
| 1.10 Objetivos | 36 |
| Capítulo 2: Metodologia..... | 38 |
| 2.1 Área de estudo | 39 |
| 2.2 Amostragem de água marinha..... | 40 |
| 2.3 Processamento das amostras de água do mar | 41 |
| 2.4 Remoção da matéria orgânica | 41 |
| 2.5 Amostragem do sedimento | 42 |
| 2.6 Processamento das amostras de sedimento | 43 |
| 2.7 Controlos e Contaminação | 44 |
| 2.8 Identificação dos microlíxos | 44 |

| | |
|--|-----------|
| 2.9 Tratamento de dados | 45 |
| Capítulo 3: Resultados..... | 46 |
| 3.1 Camada superficial da coluna de água | 47 |
| 3.2 Sedimento das Praias | 53 |
| Capítulo 4: Discussão..... | 61 |
| 4.1 Camada superficial da coluna de água | 62 |
| 4.2 Sedimento das Praias | 65 |
| Capítulo 5: Conclusão..... | 70 |
| Capítulo 6: Bibliografia | 72 |
| Capítulo 7: Anexos | 94 |
| Anexo A | 95 |
| Anexo B | 96 |
| Anexo C..... | 98 |
| Anexo D | 99 |
| Anexo E..... | 100 |

Lista de Símbolos

Unidades

| | |
|----------------|----------------|
| m | Metro |
| cm | Centímetro |
| mm | Milímetro |
| mL | Mililitro |
| μm | Micrómetro |
| m ² | Metro quadrado |
| m ³ | Metro cúbico |
| g | Gramma |
| Km | Quilómetro |
| Kg | Quilograma |

Tipos de plástico

| | |
|------|--------------------------------|
| PE | Polietileno |
| PP | Polipropileno |
| PA | Poliamida |
| PS | Poliestireno |
| PVC | Policloreto de vinilo |
| PET | Polietileno tereftalato |
| PEBD | Polietileno de baixa densidade |
| PEAD | Polietileno de alta densidade |

Abreviaturas

| | |
|--------|---|
| ETARs | Estação de tratamento de águas residuais |
| MPs | Microplásticos |
| PAH | Polycyclic aromatic hydrocarbons |
| PCBs | Polychlorinated biphenyls |
| PBTs | Persistent, bioaccumulative and toxic chemicals |
| POPs | Poluentes orgânicos persistentes |
| UNCLOS | United nations convention on the law of the sea |
| SIG | Sistema de Informação Geográfica |
| MSFD | MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE |

| | |
|------------|---|
| MARPOL | International convention for the prevention of pollution from ships |
| GESAMP | Joint group of experts on scientific aspects of marine environmental protection |
| SEM | Scanning Electron Microscopy |
| SEM - EDX | Scanning Electron Microscopy - Energy Dispersive X-Ray Analysis |
| LCSM | Laser Confocal Scanning Microscopy |
| ATR - FTIR | Attenuated Total Reflectance - Fourier Transform Infrared Spectroscopy |

Lista de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1. Formas de microplásticos e microlixo presentes nas amostras analisadas em laboratório. A - Fragmento, B - Fibra, C - Microesfera, D e G - <i>Pellet</i> , E - Borracha, F - Filme, H – Grânulo. | 24 |
| Figura 2. Esquema a ilustrar o potencial impacto dos MPs ao longo dos níveis de organização biológica (desde o mais alto - ecossistema - até ao mais baixo - subcelular) (Rodrigues, 2017). ... | 28 |
| Figura 3. Percentagem de peixe que contém MPs baseado em 4 classes. Retirado do estudo efetuado por Sequeira <i>et al.</i> , (2020). | 29 |
| Figura 4. Distribuição relativa da abundância de microplásticos em 64 ecossistemas marinhos. Baseado na densidade populacional costeira, proporção da bacia hidrográfica urbana e densidade de envio (UNEP, 2016). | 36 |
| Figura 5. Área de estudo, em Portugal, representada a castanho bem como o Sítio de Importância Comunitária (SIC) Maceda – Praia da Vieira a tracejado. | 39 |
| Figura 6. Arrasto de superfície com rede de plâncton. | 41 |
| Figura 7. Unidade de amostragem (quadrado 30x30 cm) usada na recolha de sedimento intertidal para a quantificação de microplásticos. | 43 |
| Figura 8. Concentração de microlixo (itens m ⁻³) em águas da camada superficial da coluna de água na área de estudo em 2018 (a) e 2019 (b). A concentração de microlixo está agrupada consoante o local de amostragem (transeto) e o tipo de item. | 49 |
| Figura 9. Concentração de microlixo (itens m ⁻³) em águas da camada superficial da coluna de água na área de estudo em 2018 (a) e 2019 (b). A concentração de microlixo está agrupada consoante o local de amostragem (transeto) e a forma dos itens. | 50 |
| Figura 10. Concentração de microlixo (itens m ⁻³) em águas da camada superficial da coluna de água na área de estudo em 2018 (a) e 2019 (b). A concentração de microlixo em cada transeto está agrupada consoante o local de amostragem (transeto) e a cor dos itens. | 51 |
| Figura 11. Comprimento médio (µm), com respetivo desvio padrão, dos microplásticos recolhidos no ano de 2018 e no ano de 2019, na costa centro de Portugal. | 52 |

Figura 12. Média das abundâncias das 3 categorias de microplásticos (fibras, fragmentos e filmes) mais representativas no estudo, em itens m^{-2} , das 4 praias amostradas (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhos) em cada estação do ano (Primavera, Verão, Outono e Primavera). 55

Figura 13. Média das abundâncias das 4 categorias de formas de microplásticos (alongado, subangular, liso e irregular) mais representativas no estudo, em itens m^{-2} , das 4 praias amostradas (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhos) em cada estação do ano (Primavera, Verão, Outono e Primavera). 56

Figura 14. Média das abundâncias das 3 categorias de cores de microplásticos (preto, azul e branco) mais representativas no estudo, em itens m^{-2} , das 4 praias amostradas (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhos) em cada estação do ano (Primavera, Verão, Outono e Primavera). 56

Figura 15. Intervalos de comprimento dos microplásticos (μm) das fibras, fragmentos e filmes (itens m^{-2}), nas praias do Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhos. 57

Figura 16. Gráficos com a abundância relativa (%) do comprimento das fibras (azul), fragmentos (laranja) e filmes (cinzento) das praias onde foi feita a amostragem. 59

Lista de figuras para os Anexos

Figura 17. Parte da Diretiva 92/43/EEC para a conservação natural dos habitats e da fauna e flora selvagens. Figura nesta imagem a espécie *Phocoena phocoena* (Boto) e *Tursiops truncatus* (Roaz) relevantes no Sítio de Importância Comunitária (SIC) Maceda - Praia da Vieira. 95

Lista de Tabelas

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Comprimentos das várias categorias de plásticos (de acordo com Cauwenberghe <i>et al.</i> , 2015; Gigault <i>et al.</i> , 2018). | 21 |
| Tabela 2. Formas e respetiva definição de alguns microplásticos que encontramos na Natureza e na indústria (Rodrigues <i>et al.</i> , 2020). | 25 |
| Tabela 3. Aplicações e densidades de alguns plásticos comuns consoante o tipo de polímeros pelos quais são constituídos (Rodrigues, 2017). | 26 |
| Tabela 4. Características dos transetos realizados em 2018. Cada transeto está discriminado consoante a distância percorrida (m), área de distância coberta (m ²), volume filtrado (m ³), número de itens, abundância (itens km ⁻²), número de itens por m ² e o número de itens por m ³ . SD = Standard deviation. | 47 |
| Tabela 5. Características dos transetos realizados em 2019. Cada transeto está discriminado consoante a distância percorrida (m), área de distância coberta (m ²), volume filtrado (m ³), número de itens, abundância (itens km ⁻²), número de itens por m ² e o número de itens por m ³ . SD = Standard deviation. | 48 |
| Tabela 6. Percentagens, aproximadas, dos itens de lixo encontrados nos sedimentos. | 53 |
| Tabela 7. Percentagens, aproximadas, dos itens de lixo (macro, meso e micro) encontrados nos sedimentos. | 54 |
| Tabela 8. Abundância de fibras, fragmentos e filmes (itens m ⁻²) associados aos diferentes intervalos de comprimento (μm), bem como a média e o desvio padrão (SD), nas 4 praias. | 57 |
| Tabela 9. Média dos comprimentos (μm) das fibras, fragmentos e filmes com o respetivo desvio padrão e erro padrão encontrados nas praias do Areão, Canto dos Coelhos, Costinha e Torrão do Lameiro consoante a estação do ano em que foi feita a recolha. | 60 |
| Tabela 10. Ingestão máxima anual de alimentos com MPs, para a população em geral (em Bai <i>et al.</i> , 2022). | 65 |

Tabela 11. Locais de amostragem (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhos) e fatores que podem influenciar a acumulação (densidade populacional (habitante km⁻²), bacia hidrográfica (Km²) e número de indústrias de produção de plásticos). 67

Lista de tabelas para os Anexos

Tabela 12. Tipo de microlixo. 96

Tabela 13. Formas para os *pellets*. 96

Tabela 14. Formas para os fragmentos. 96

Tabela 15. Formas no geral. 96

Tabela 16. Categorias para o critério da cor. 97

Tabela 17. Concentrações para cada tipo de MP (fibras, fragmentos e filmes) (média itens m⁻² ± SD), (média itens Kg⁻¹ ± SD) e (média itens m⁻³ ± SD), respetivamente, em cada praia, na Primavera, Verão, Outono e Inverno. 98

Tabela 18. Concentrações para cada forma de MP (alongado, subangular, liso e irregular) (média itens m⁻² ± SD), (média itens Kg⁻¹ ± SD) e (média itens m⁻³ ± SD), respetivamente, em cada praia, na Primavera, Verão, Outono e Inverno. 99

Tabela 19. Concentrações para cada cor de MP (preto, azul e branco) (média itens m⁻² ± SD), (média itens Kg⁻¹ ± SD) e (média itens m⁻³ ± SD), respetivamente, em cada praia, na Primavera, Verão, Outono e Inverno. 100

Capítulo 1: Introdução

1.1 Plásticos e Microplásticos

1.1.1 Visão geral sobre plásticos

A poluição provoca um desequilíbrio no meio ambiente (Sustainability, 2021) e, conseqüentemente, os habitats marinhos acabam por sofrer pressões com os produtos que são produzidos e descartados pelas atividades Humanas (Jambeck *et al.*, 2015). Cerca de 54% dos resíduos produzidos mundialmente de natureza antropogénica consistem em plásticos (Hoellein *et al.*, 2014), apresentando já uma distribuição muito ampla que vai desde o polo Norte ao polo Sul (Barnes *et al.*, 2009) e desde a superfície do oceano ao fundo oceânico, afetando também estuários e zonas costeiras (Thompson *et al.*, 2009; Schlining *et al.*, 2013).

É estimado que 10% do plástico que é produzido mundialmente entra no oceano (Gündoğdu, 2017). Apesar do plástico marinho poder ser originário de atividades piscatórias, a maior parte advém de atividades realizadas em terra (cerca de 80%) (Eunomia, 2016) (Gündoğdu, 2017). Por sua vez 40 a 80% dos detritos marinhos que se encontram nos oceanos são plásticos (Barnes, 2005) e cerca de 92% do plástico marinho está na forma de microplásticos (MPs) (Gündoğdu, 2017).

Desde meados do século XIX que os plásticos se têm vindo a desenvolver, com o primeiro tipo de polímero a surgir a partir de borracha natural em latex, por Charles Goodyear. O primeiro polímero sintético apareceu em 1909 por Leo Baekeland (Lambert, 2013), o qual se passou a chamar baquelite, porém a produção de plásticos teve o seu auge durante a Segunda Guerra Mundial (Olivatto *et al.*, 2018).

Os plásticos são constituídos por polímeros (macromoléculas formadas por uma longa cadeia de monómeros) de cadeias longas e são produzidos a partir de hidrocarbonetos, celulose, carvão ou gás natural (Oliveira *et al.*, 2013; Andersson, 2014). A indústria do petróleo fornece 4% da sua produção à indústria do plástico (ABIPLAST, 2016) que se divide pelas fases de formação de monómeros, formação de resinas poliméricas ou “pellets”, e moldagem e produção dos utensílios de plástico (Pereira, 2014).

A United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS) definiu a poluição marinha como: “the introduction by man, directly or indirectly, of substances or energy into the marine environment, including estuaries, which results or is likely to result in such deleterious effects as harm to living resources and marine life, hazards to human health, hindrance to marine activities,

including fishing and other legitimate uses of the sea, impairment of quality for use of sea water and reduction of amenities” (UNCLOS, 1982).

1.1.2 Transporte dos plásticos

Uma vez que grande parte dos microplásticos são menos densos que a água do mar, estes tendem a permanecer no topo da coluna água, enquanto os mais densos podem ser encontrados em zonas mais profundas devido aos arrastos por parte das correntes (Engler, 2012). Uma possível forma de identificar microplásticos compostos por PVC e PET, é por observação de onde se depositam, por apresentarem densidades diferentes (Sul *et al.*, 2014).

Assim que são lançados e descartados no ambiente, os plásticos são transportados para os sistemas aquáticos. A poluição tem origem em dois grupos distintos: as atividades que se fazem em terra (sistemas de descarte) e as atividades em mar (barcos de pesca comercial e barcos recreativos) (Derraik, 2002). Noutra perspetiva existem os rios que têm servido como método de transporte de ambientes terrestres para ambientes marinhos (GESAMP, 2015), sendo os detritos plásticos introduzidos via escoamento direto e por vias de escoamento de águas pluviais. Nas zonas urbanas as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) constituem uma via de transporte de microplásticos para os rios e oceanos (Carr *et al.*, 2016), uma vez que o tratamento para a remoção varia entre 98,3% e 99,96% de eficácia (Lares *et al.*, 2018). Os descartes acidentais e ilegais por embarcações constituem, no mar, uma fonte de poluição enorme (Gilman *et al.*, 2021). Tendo em conta a baixa densidade de alguns polímeros plásticos, estes podem ser transportados via aérea, quando existem correntes de ar suficientemente fortes para que haja dispersão (Huang *et al.*, 2021).

Quando os sistemas de transporte cessam dá-se a acumulação de plástico, principalmente, em zonas de convergência e nos centros de giros oceânicos. Formam-se pelo movimento da Terra, vento e correntes marítimas (Eriksen *et al.*, 2013). Desde a década de 70 que são detetados plásticos nos giros do Atlântico Norte e do Pacífico Norte (Law, 2010). A abundância nestes giros pode ser um milhão de vezes superior da que se encontra no Pacífico tropical e nos oceanos do sul (GESAMP, 2015). Esta concentração de detritos foi descoberta por Charles Moore (1997) e foi chamada de Great Pacific Garbage Patch (Moore, 2003). Depois de algum tempo nos giros, os microplásticos podem escapar para outras zonas, como por exemplo, zonas costeiras (Majer *et al.*, 2012) onde são encontrados, em grandes concentrações.

Investigações realizadas no Mar Mediterrâneo (Galgani *et al.*, 1995b) e no golfo do Alaska (Hess *et al.*, 1999) confirmam a existência de microplásticos nestes locais. As correntes no Mar Mediterrâneo associam-se às alterações provocadas pelo fluxo de saída e entrada da água no Estreito de Gibraltar alterando o comportamento das massas de água na periferia (Marques, 2017) e, conseqüentemente, as concentrações de microplásticos.

Alguns plásticos flutuantes podem ficar na superfície do oceano por longos períodos de tempo antes de afundar e, conseqüentemente, serem transportados por correntes marítimas e marés (Thiel *et al.*, 2003; Jambeck *et al.*, 2015). No entanto, plásticos que apresentem densidades superiores à apresentada pela água do mar irão precipitar e acumular no sedimento. Woodall *et al.* (2014) reporta fibras plásticas numa proporção bastante superior, 4 vezes mais, em sedimentos de oceano profundo do Atlântico, mar Mediterrâneo e oceano Índico do que em águas contaminadas de superfície.

A bioincrustação é um processo natural em que microrganismos, plantas e algas aumentam a densidade dos plásticos e, desta forma, os fazem afundar e acumular (Andrady, 2011). Assim, a bioincrustação favorece o transporte dos plásticos para o fundo do oceano (Cauwenberghe *et al.*, 2013). Quando os detritos marinhos acumulam no fundo marinho todo o ecossistema bentônico sofre com isso (Derraik, 2002), o que é normalmente esquecido. Os organismos bentônicos que habitam estas águas podem sofrer com a ingestão de partículas, emaranhamento e mesmo com o déficit de trocas gasosas entre superfície/fundo do mar devido às camadas de microplásticos, levando a condições de hipoxia ou anoxia (Hess *et al.*, 1999; Derraik, 2002).

Em ambiente terrestre as praias podem servir de depósito para a acumulação de microplásticos (Turra *et al.*, 2014). Segundo o estudo de Carson *et al.*, (2011) existem evidências de que estes os microplásticos podem causar a alteração das temperaturas das praias.

1.1.3 Utilização de plásticos

Os plásticos têm proporcionado muitos benefícios ao ser humano desde que se tomou conhecimento da variedade de utilidades que possuem. Participam em atividades como o entretenimento, a indústria alimentar e as aplicações médicas do nosso dia a dia. As propriedades dos plásticos facilitam a produção e trazem benefícios (Andrady *et al.*, 2009), como a poupança de energia e avanços tecnológicos. São utilizados, maioritariamente, na construção e no

empacotamento de produtos sendo precursores na produção de outros produtos (Duis *et al.*, 2016). Os plásticos têm vindo a ser utilizados como bens pessoais no dia a dia das pessoas. O constante crescimento populacional faz com que materiais como os têxteis sintéticos sejam consumidos cada vez mais, por serem resistentes à abrasão, leves, de baixo custo e com grande versatilidade e durabilidade (Barnes *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2020). Os microplásticos primários têm, por vezes, a sua origem em produtos de higiene pessoal, cosméticos e fluidos de perfuração para obtenção de gás natural (Duis *et al.*, 2016). Por outro lado, os microplásticos secundários têm origem na degradação de macroplásticos que se vão deteriorando (Cole *et al.*, 2011).

1.1.4 Produção de plásticos

Desde cerca de 1950 tem havido grandes mudanças na estrutura de ecossistemas do planeta Terra e isto deve-se, em grande parte, à abundância dos plásticos (Barnes *et al.*, 2009). É um problema que se tem vindo a agravar, ano após ano, com o crescimento de vários setores e com uma produção que acompanha a procura destes polímeros. Se os esforços que se fazem para sensibilizar as pessoas tivessem um impacto maior, a paragem desta indústria continuaria a causar transtornos por muitos séculos (Barnes *et al.*, 2009).

A nível mundial a produção de plásticos aumentou de 359 milhões de toneladas (2018) para 368 milhões de toneladas (2019). Em contrapartida, na Europa, o cenário foi o contrário. Passou de 61.8 milhões de toneladas (2018) para 57.9 milhões de toneladas (2019) (PlasticsEurope, 2020). Estima-se que a produção mundial em 2050 atinja os 33 biliões de toneladas (Rochman *et al.*, 2013), sendo que aproximadamente 5 a 13 milhões de toneladas de detritos chegam ao mar a cada ano (UNEP, 2020).

A formação de resíduos nos vários setores da sociedade aliada a um enorme crescimento populacional nas zonas urbanas faz com que seja necessária uma procura para uma solução no que diz respeito à poluição marinha (Thiel *et al.*, 2003). A intensa atividade antropogénica resultou numa acumulação gradual de polímeros residuais que se depositam em lagos, rios, reservatórios e praias (Wagner *et al.*, 2018). Não há, no planeta, zona em que os microplásticos não estejam inseridos (Halpern *et al.*, 2008).

Existem também atividades em meio marinho que influenciam diretamente a deposição de plásticos no oceano, como é o caso das pescas, da aquacultura, dos navios transportadores e plataformas offshore (Gewert *et al.*, 2017). Em contrapartida, a indústria da navegação sofre com

a poluição que provoca no ambiente na medida em que os macroplásticos ficam presos nas hélices dos barcos podendo contribuir para danificar os motores. Ainda existe a possibilidade de obstruírem as entradas de água para baixar a temperatura dos motores quando estão sobreaquecidos (Derraik, 2002; Aliani *et al.*, 2003).

O ambiente marinho tem sido alvo de estudos para se perceber a abundância e a distribuição dos detritos plásticos. Verifica-se que existem em diversos tamanhos, como está ilustrado na **Tabela 1**.

Tabela 1. Comprimentos das várias categorias de plásticos (de acordo com Cauwenberghe *et al.*, 2015; Gigault *et al.*, 2018).

| Macroplástico | Mesoplástico | Microplástico | Nanoplástico |
|---------------|---------------|---------------------|--------------|
| > 25 mm | > 5 e ≤ 25 mm | ≤ 5 mm e > 0.001 mm | ≤ 0.001 mm |

1.1.5 Degradação de microplásticos

Os microplásticos representam um problema para o ambiente e conseqüentemente para o ecossistema. O seu tamanho reduzido, inferior a 5 mm, promove uma distribuição ampla podendo atingir áreas de difícil acesso (Olivatto *et al.*, 2018). Os microplásticos constituem, atualmente, uma preocupação ambiental por todo o globo. Isto deve-se, para além das características já mencionadas, a terem uma grande dispersão e resistência à degradação, seja ela mecânica ou química (Pereira, 2014).

Os plásticos sofrem decomposição química e biológica e foto oxidação que promove a fragmentação e afeta a integridade estrutural (Sebille *et al.*, 2015; Amato-Lourenço *et al.*, 2020). A fragmentação não vai alterar a densidade dos polímeros, só vai alterar o seu tamanho (GESAMP, 2015). A exposição à radiação UV (Costa *et al.*, 2017), as propriedades oxidantes do O₂, as propriedades hidrolíticas da água e a atividade microbiana também contribuem para a degradação (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2015). Os plásticos ao absorver a radiação UV estão sujeitos à oxidação e clivagem das ligações químicas devido à reatividade dos eletrões (Rodrigues, 2017). Esta exposição à radiação é considerada uma das degradações abióticas mais eficientes (Costa *et al.*, 2017).

A oxidação deve-se ao facto de haver a introdução de oxigénio à cadeia de polímeros e levar à formação de grupos funcionais como o carbonilo (CO) e o hidroxilo (OH) (Luo *et al.*, 2022). A degradação abiótica promove a degradação biótica. Este tipo de microplásticos têm origem no lixo descartado e de perdas durante processos de reciclagem e aterro (Rodrigues, 2017).

A grande parte dos microplásticos que se encontram e que se estudam em laboratório provêm de uma camada muito pequena da superfície do mar, e dependendo da rede de filtração são mais pequenos ou maiores (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Em muitos casos a identificação da origem dos microplásticos não é fácil e para isso recorre-se a fatores como o tamanho e a forma para os caracterizar (Duis *et al.*, 2016). Apesar disto, o conhecimento que existe da transformação dos microplásticos nos oceanos é pequeno (Sebille *et al.*, 2015), mas continua a aumentar.

1.2 Aditivos e Contaminantes

Os plásticos são processados em larga escala e, geralmente, com um leque vasto de aditivos químicos. Estes compostos ditam a estrutura dos plásticos tendo em conta o objetivo, como por exemplo, a velocidade da degradação e a cor que lhes é conferida (Fries *et al.*, 2013; Wagner *et al.*, 2018). Fazem parte dos constituintes dos plásticos alguns aditivos químicos que têm como função impedir a foto degradação, promover a resistência, a força e a flexibilidade (Wright *et al.*, 2017). Estes não estão quimicamente ligados aos plásticos e por isso podem migrar do interior do plástico até à superfície e, conseqüentemente, para o meio aquático (Tickner *et al.*, 2001).

Apesar dos aditivos conferirem vantagens à integridade dos plásticos, a degradação que estes sofrem prejudica a cadeia trófica. Os danos causados fazem parte de um leque variado e incluem substâncias mutagénicas (e.g. benzeno e fenóis), carcinogénicas (e.g. cloreto de vinil e butadieno) e substâncias que prejudicam a reprodução (e.g. ftalato) (Wright *et al.*, 2017). O ftalato [DEHP], usado como plastificante, é muito utilizado nos aparelhos médicos de PVC e pode constituir 80% do seu todo, sendo que este composto pode levar à desregulação endócrina dos organismos (Rodrigues *et al.*, 2016). Em geral, os compostos disruptores endócrinos podem penetrar nas membranas das células e desempenhar um papel prejudicial no ciclo reprodutivo e comportamental (Teuten *et al.*, 2009; Rochman *et al.*, 2013).

A proporção superfície/volume nos microplásticos é grande favorecendo a acumulação, adsorção e transporte de substâncias que são persistentes, bioacumulativas e tóxicas (PBTs) (Ashton *et al.*, 2010; Browne *et al.*, 2013). No estudo de Mato *et al.*, (2001) concluiu-se que a concentração de compostos orgânicos tóxicos em microplásticos encontrados no mar é superior à concentração detectada na água marinha circundante.

A transferência de componentes químicos dos plásticos é mais frequente em polímeros de polietileno do que nos demais e depende de fatores como o tipo de contaminante, o ambiente circundante e do tipo de organismo que o consome (Bakir *et al.*, 2014). Monómeros que constituem o polietileno tendem a ser mais benignos que outros monómeros. No entanto, ao agregarem-se a poluentes orgânicos como os PCBs (bifenilpoliclorado) e polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) podem vir a causar malefícios (Teuten *et al.*, 2009). Se o organismo for de sangue quente (38°C) e tiver o pH 4 facilita o processo de adsorção no intestino (Bakir *et al.*, 2014; Wright *et al.*, 2017). O processo de contaminação que ocorre no meio circundante é facilitado devido ao facto de os químicos terem uma ligação fraca aos plásticos (Andrady, 2011). Além da capacidade dos plásticos para transportar um vasto leque de poluentes orgânicos persistentes (POPs) (Mato *et al.*, 2001), os plásticos podem ainda acumular metais pesados (Brennecke *et al.*, 2016) e introduzir espécies em novos habitats tornando-as espécies invasoras e prejudiciais (Todd *et al.*, 2010), como é o caso das algas (Masó *et al.*, 2003).

1.2.1 Espécies invasoras aliadas aos microplásticos

O plástico como vetor de dispersão de espécies invasoras é uma ameaça muito grande para as populações endémicas de uma região (García-Gómez *et al.*, 2021), reduzindo em larga escala o número de espécies (Carlton *et al.*, 1993). A ampla distribuição dos microplásticos associada à capacidade de percorrer grandes distâncias permite a moluscos, anelídeos, peixes e comunidades de micróbios colonizar novos locais (García-Gómez *et al.*, 2021).

Os microplásticos têm facilidade em criar biofilmes microbianos quando expostos a certas condições climáticas (Besseling *et al.*, 2017). Os microplásticos têm um ciclo de vida superior ao substrato que os rodeia, o que facilita a criação de biofilmes por parte de micróbios como diatomáceas e ciliados (Reisser *et al.*, 2014). Estes biofilmes são, muitas vezes, vetores de organismos patogénicos e de poluentes prejudiciais à saúde humana (Amato-Lourenço *et al.*, 2020). A facilidade com que micróbios colonizam a superfície dos microplásticos, no meio ambiente, faz com que a criação de biofilmes seja feita em poucos dias (Harrison *et al.*, 2014).

1.3 Tipos de Microplásticos

Há microplásticos primários e secundários. Como já foi referido anteriormente os microplásticos primários são produzidos em tamanho microscópico e os microplásticos secundários são resultado da fragmentação e degradação de plásticos maiores. Partículas como lascas de tinta e pó dos pneus dos veículos são exemplo de microplásticos secundários e que são formados com regularidade (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; GESAMP, 2015; Rochman *et al.*, 2019). O pó dos pneus tem origem em polímeros de hidrocarbonetos e são constituídos por borracha sintética, uma variação do plástico mais comum, no entanto com mais elasticidade (Wright *et al.*, 2017). Estas partículas são consideradas matéria particulada, ou seja, partículas sólidas muito finas suspensas no ar.

A origem dos microplásticos vai determinar a forma inicial, as características da superfície e a sua composição química (Blair *et al.*, 2017). Os microplásticos são um grupo de detritos muito diversificados e com características muito distintas (Desforges *et al.*, 2014). A forma dos microplásticos ajuda a agrupar em categorias, normalmente 4 a 7 (Rochman *et al.*, 2019) (ver **Figura 1 e Tabela 2**).

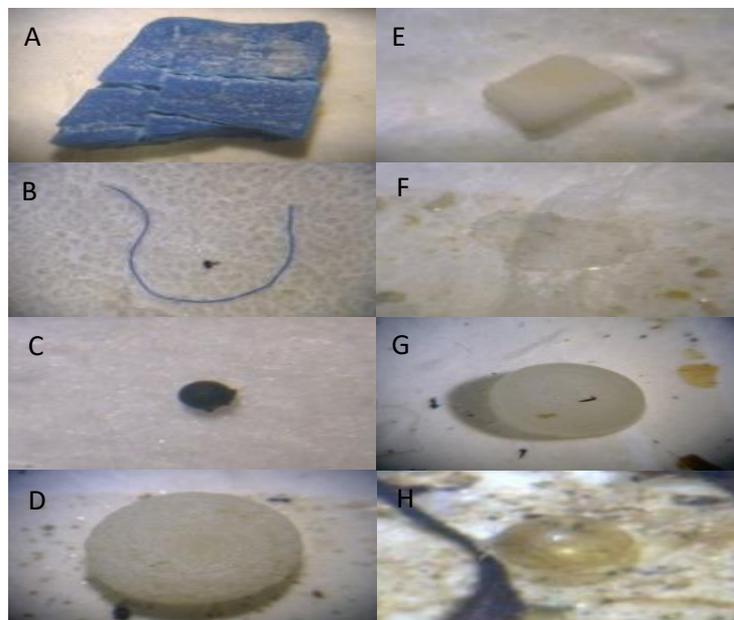


Figura 1. Formas de microplásticos e microlixo presentes em amostras analisadas em laboratório. A - Fragmento, B - Fibra, C – Microesfera, D e G – *Pellet*, E - Borracha, F - Filme, H – Grânulo.

Os fragmentos, fibras e filmes são os tipos de microplásticos que se encontram mais facilmente nos diferentes ambientes do planeta (Wagner *et al.*, 2018). As fibras plásticas estão presentes nas roupas que utilizamos e a cada lavagem são libertadas enormes quantidades para o ambiente aquático (Eriksen *et al.*, 2013). As fibras podem ser curtas ou compridas, com diferentes níveis de rigidez e várias cores. Os fragmentos são rígidos, grossos, com formato irregular e as pontas são afiadas e/ou angulares. Não são sempre da mesma espessura ao longo do comprimento (Rochman *et al.*, 2019). Por outro lado, os filmes (e.g. pedaços de sacos de plástico) apresentam na maior parte das vezes um formato irregular e achatado. São mais flexíveis e finos que os fragmentos. Os “pellets” são geralmente de origem industrial e resultam do descarte acidental durante a produção ou do transporte ineficiente em navios e nas atividades portuárias (Andrady, 2011). Os “pellets” têm uma estrutura irregular com formato arredondado, em que um dos lados é ligeiramente achatado e o outro lado é convexo. Os grânulos apresentam uma estrutura arredondada em toda a superfície e são mais pequenos que os “pellets”, usualmente com 1 mm de diâmetro. Surgem com cores mais neutras (branco, bege e acastanhados). Por último, as espumas são macias, apresentam uma forma irregular e variam entre o branco e amarelo (Kovač *et al.*, 2016). A borracha, sendo natural ou sintética, também pode ser incluída na categoria dos microplásticos (Miller *et al.*, 2021).

Tabela 2. Formas e respetiva definição de alguns microplásticos que encontramos na Natureza e na indústria (Rodrigues *et al.*, 2020).

| Forma | Definição |
|--------------|---|
| Fragmento | Partícula irregular rija |
| Filme | Partícula fina e maleável |
| Espuma | Partícula leve como uma esponja |
| Fibra | Linha fina, igualmente espessa ao longo do comprimento, frequentemente enrolada |
| Filamento | Mais espesso que uma fibra |
| Microesfera | Partícula esférica |

As características dos polímeros são bem conhecidas e existem alguns métodos para identificá-los (Lee *et al.*, 2014). Para identificar os polímeros constituintes dos plásticos recorre-se à espectroscopia FTIR ou à espectroscopia de Raman (Löder *et al.*, 2015). Os polímeros plásticos

apresentam um espectro de infravermelhos muito específicos com bandas distintas de padrões. A energia que é emitida pelo espectroscópio faz excitar uma molécula quando exposta à radiação e, assim, permite a identificação do tipo de polímero do microplástico. A espectroscopia FTIR permite saber informações como o estado de oxidação (Ioakeimidis *et al.*, 2016) e degradação (McDermid *et al.*, 2004). A espectroscopia por ATR-FTIR permite uma fácil identificação da estrutura química de partículas superiores a 0.5 mm, enquanto a micro ATR-FTIR analisa para partículas inferiores a 0.5 mm (Viršek *et al.*, 2016). Para esta técnica os microplásticos são sujeitos a uma desidratação, visto que o H₂O absorve radiação IV, e purificação para eliminar biofilmes ou matéria orgânica, utilizando água (Mason *et al.*, 2013), peróxido de hidrogénio (H₂O₂) a 30% ou técnicas enzimáticas (e.g. lipases e amilases) (Löder *et al.*, 2015).

Os microplásticos mais frequentemente encontrados no ambiente são constituídos por polietileno (PE), polipropileno (PP), poliamida (PA), policloreto de vinilo (PVC), poliestireno (PS) e polietileno tereftalato (PET) (Alimi *et al.*, 2018) sendo a densidade (g/cm³) normalmente mais elevada no caso do PS, PA e PVC (**Tabela 3**). O PP, PE, PVC, PS e PET correspondem a 90% dos plásticos existentes no planeta e são usados nas mais variadas atividades (Andrady *et al.*, 2009).

Tabela 3. Aplicações e densidades de alguns plásticos comuns consoante o tipo de polímeros pelos quais são constituídos (Rodrigues, 2017).

| Tipo de polímero | Sigla | Aplicações | Densidade (g/cm ³) |
|--------------------------------|-------|---|--------------------------------|
| Polietileno de baixa densidade | PEBD | Empacotamento, recipientes, filme agrícola | 0.89 - 0.93 |
| Polietileno de alta densidade | PEAD | Embalagens de leite, garrafas de detergente, tubos | 0.94 - 0.98 |
| Polipropileno | PP | Empacotamento, tampas de garrafa, cordas, carpetes, equipamento de laboratório, palhinhas | 0.85 - 0.92 |
| Poliestireno | PS | Copos descartáveis, CDs | 1.04 - 1.09 |
| Poliamida | PA | Têxteis, linhas de pesca, cerdas de escova dos dentes | 1.02 - 1.05 |
| Policloreto de vinilo | PVC | Construção civil, medicina | 1.30 - 1.58 |

1.4 Impacto na Natureza

Um dos maiores impactos que os detritos marinhos causam na fauna marinha ocorrem devido à ingestão e ao emaranhamento (e.g. Eriksen *et al.*, 2014; Ryan, 2018). A contaminação por ingestão já afetou milhares de organismos marinhos e mais de 100 espécies (Gall *et al.*, 2015). A obstrução do trato digestivo e a presença de microplásticos nos tecidos são exemplo disto (Wang *et al.*, 2020). São, também, vetores de contaminantes para muitas espécies através da ingestão (Rodrigues *et al.*, 2019). Além disso, a obstrução é comum, devido à ingestão, visto que vários animais podem não distinguir entre uma presa e um pedaço de plástico (Moore, 2008). Sendo assim, várias espécies marinhas, entre as quais os peixes e alguns invertebrados, consomem acidentalmente estes detritos e permitem a introdução destes em águas de onde não são nativos (Reisser *et al.*, 2015).

Os microplásticos desencadeiam sérios problemas a nível ecológico para uma grande variedade de espécies que vão desde mamíferos a moluscos e corais, que se alimentam involuntariamente destes detritos (Browne *et al.*, 2008; Uhrin *et al.*, 2011). Este problema provoca um acumular gradual de prejuízos para a cadeia trófica e para o ecossistema (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015). A tendência para bioacumulação é tanto maior quanto menor for o tamanho dos detritos (Rodrigues, 2017), isto significa que há um aumento da concentração de compostos químicos nos detritos e por sua vez nos tecidos orgânicos dos seres vivos.

1.4.1 Ingestão

Os microplásticos têm vindo a ser descobertos em espécies dos mais variados níveis tróficos e com diferentes estratégias para obter o seu alimento (Gall *et al.*, 2015). A semelhança entre os detritos e as presas e o consumo de organismos contaminados aumentam o impacto em toda a cadeia trófica (**Figura 2**).

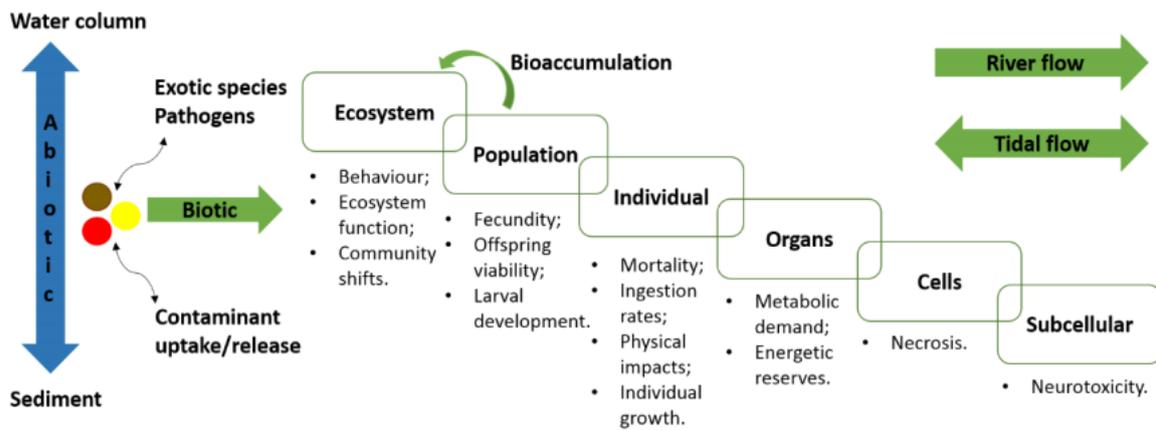


Figura 2. Esquema a ilustrar o potencial impacto dos MPs ao longo dos níveis de organização biológica (desde o mais alto - ecossistema - até ao mais baixo - subcelular) (Rodrigues, 2017).

Espécies de zooplâncton (Desforges *et al.*, 2015), esponjas, cnidária e equinodermes (Sá *et al.*, 2018), anelídeos (Hurley *et al.*, 2017), moluscos (Su *et al.*, 2018), peixes (Bessa *et al.*, 2018), aves marinhas (Tanaka *et al.*, 2013) e tartarugas (Hoarau *et al.*, 2014) são afetadas por este problema. Na verdade, segundo o estudo feito por Pequeno *et al.*, (2021), mais de 220 espécies ingeriram microplásticos. As lesões gastrointestinais e/ou bloqueio do tubo digestivo também afetam muitas espécies (Kühn *et al.*, 2019; Bowley *et al.*, 2020).

No caso das aves marinhas, salienta-se a monitorização do Fulmar (*Fulmarus glacialis*) em que a frequência de ocorrência de plástico ingerido variou entre os 40% a 80%, consoante a localização geográfica (Collard *et al.*, 2021). Com as alterações climáticas este impacto tem tendência a aumentar, devido ao degelo que acontece nas calotes polares e a uma maior intensidade de atividade humana (Collard *et al.*, 2021). Outro estudo, conduzido por Fragão *et al.* (2021), revela que partículas de origem antropogénica, de que são exemplo os microplásticos, foram encontradas em 3 espécies de pinguins (*Pygoscelis adeliae*, *P. antarcticus* e *P. papua*) na Península da Antártida e no mar de Scotia. As amostras recolhidas (excrementos) revelam a existência de microplásticos em 15%, 28% e 29% para cada espécie, respetivamente.

No caso dos peixes a ingestão de plásticos foi já reportada em centenas de espécies (Azevedo-Santos *et al.* 2019; Markic *et al.*, 2020; Sequeira *et al.*, 2020). Estes estudos permitem inferir que uma alimentação à base de pescado pode trazer consequências nefastas à saúde humana. De acordo com Sequeira *et al.* (2020) os países onde foram mais frequentemente

detectados microplásticos em peixes foram a China, a Itália, a Espanha, a Argentina e os Estados Unidos da América (**Figura 3**).

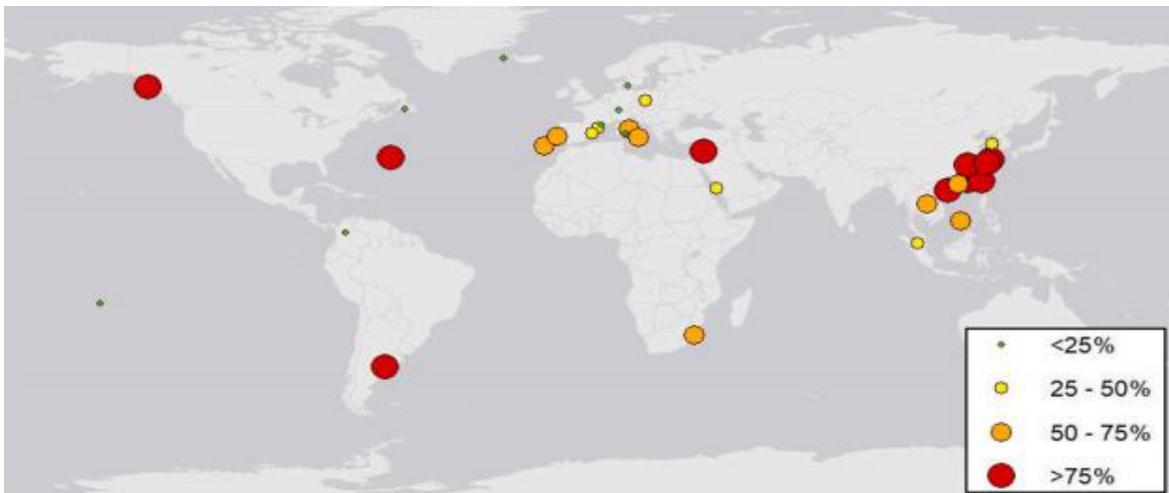


Figura 3. Percentagem de peixe que contém MPs baseado em 4 classes. Retirado do estudo efetuado por Sequeira *et al.*, (2020).

Os microplásticos mais abundantes nos peixes incluídos no estudo de Sequeira *et al.*, (2020) foram as fibras (70%), os fragmentos (15%), os filmes (15%) e os “pellets” (7%). O facto de as fibras e os fragmentos serem os mais encontrados vai de encontro ao que se vê noutros estudos, e isto pode querer dizer que têm uma dispersão maior no planeta (Sá *et al.*, 2018). A prevalência de polímeros como o polietileno, polipropileno e poliestireno confirma esta teoria (PlasticsEurope, 2020). Os microplásticos são observados em espécies de peixes tanto de água salgada como de ambientes de água doce. No caso dos sistemas de aquacultura, devido à importante produção de peixe para consumo humano, é importante avaliar a problemática dos microplásticos nestas estruturas e sistemas (Hanachi *et al.*, 2019).

1.4.2 Emaranhamento

Para além da ingestão, o emaranhamento surge como uma consequência intrínseca do aumento de detritos no oceano. Este fenómeno faz com que pedaços de redes de pesca (Allen *et al.*, 2012), sacos de plástico e outro tipo de lixo fiquem presos, por exemplo, em tartarugas (Orós *et al.*, 2021), em mamíferos marinhos como as baleias (Fader *et al.*, 2021) e em aves marinhas (Costa *et al.*, 2020). No caso particular dos detritos associados às redes de pesca, salienta-se que estas são cada vez mais resistentes à abrasão e isso dificulta a sua degradação fazendo com que durem mais tempo que as fibras naturais. O emaranhamento é potenciado quando as redes se

perdem (Richardson *et al.*, 2019) e a causa de morte de animais marinhos é muitas vezes associado ao emaranhamento acidental (Costa *et al.*, 2020).

A título de exemplo foram registadas 6 mortes por possível emaranhamento em material de pesca num estudo realizado em tartarugas-de-couro (*Dermochelys coriacea*) na região das Ilhas Canárias, Espanha (Orós *et al.*, 2021). Depois do animal se decompor o plástico que o mantinha preso mantém-se em águas abertas e o ciclo repete-se (Derraik, 2002). Emaranhamentos também foram analisados em manatins (*Trichechus manatus*). Os manatins têm má visão, principalmente a curta distância, e como consequência utilizam muito o sentido do toque para reconhecer objetos. Isto leva a uma maior propensão a emaranhamentos (Hieb *et al.*, 2021). A forma que esta espécie tem de se movimentar e procurar alimento é através da identificação com o focinho e com as barbatanas e quando em contacto com detritos marinhos podem ficar presas (Hieb *et al.*, 2021). Esta consequência do comportamento provoca necrose e pode levar à amputação de um membro (Reinert *et al.*, 2017). Para evitar que estes acontecimentos aconteçam é necessário trabalhar no sentido em que existam medidas de mitigação que combatam estas adversidades. Está documentado em trabalhos de investigação que o referido já aconteceu com manatins da Florida, classificados pela IUCN Red List of Threatened Species como “Endangered” (Reinert *et al.*, 2017). Num trabalho de revisão em que foram reportadas mortes de manatins, a ingestão de detritos marinhos e o emaranhamento estavam entre as causas possíveis (Reinert *et al.*, 2017).

1.5 Saúde pública

A saúde humana depende de duas vertentes da exposição ao ambiente marinho. São elas o contato direto, de que são exemplo os banhos e atividades de lazer e o contato indireto como a cadeia de consumo de alimentos marinhos. Shuval (1986) definiu estes contatos como “human infections whose source is the sea”.

À medida que os plásticos se vão degradando e tomando proporções cada vez mais pequenas estes vão entrando mais facilmente nas cadeias tróficas (Browne *et al.*, 2008). Os microplásticos acumulados em ambientes marinhos, quer seja em água salgada ou água doce, são em última instância, ingeridos pelos níveis tróficos mais elevados. Deve-se, este fator, à bioacumulação que ocorre desde os consumidores primários (organismos planctónicos) aos consumidores secundários, numa cascata de efeitos prejudiciais à saúde (Eerkes-Medrano *et al.*,

2015). Os plásticos com tamanhos inferiores a 130 μm têm a capacidade de se infiltrar nas células do tecido humano, acarretando problemas para a saúde (Cox *et al.*, 2019). Existem evidências de que os microplásticos contaminam uma vasta gama de alimentos consumidos pelos humanos como o marisco, açúcares, sais, mel, álcool, bem como água da torneira e de garrafa (Cox *et al.*, 2019). Revelou-se que, anualmente, a maior taxa de consumo e inalação é feita por indivíduos adultos do sexo masculino, seguido de adultos do sexo feminino, crianças do sexo masculino e crianças do sexo feminino (adultos > 19 anos). Num contexto mais específico, diariamente, a taxa de consumo/inalação é 142/170, 126/132, 113/110 e 106/97 partículas por indivíduo, respetivamente (Cox *et al.*, 2019).

É intuitivo dizer que partículas mais pequenas são ingeridas por um leque muito mais vasto de organismos que partículas maiores. Após a ingestão, os microplásticos podem ficar alojados no trato digestivo indefinidamente, ou podem entrar nos tecidos dos organismos e, consequentemente, nos fluídos linfáticos e no sistema circulatório (Rieux *et al.*, 2005; Dris *et al.*, 2015). Se a excreção não for total, a probabilidade de se vir a desenvolver inflamações, problemas de respiração, debilidades nos órgãos e falsa sensação de saciação são acrescidas (Rodrigues, 2017; Lu *et al.*, 2021).

A inalação de microplásticos é tida como a maior contaminação para os adultos enquanto o consumo de água é o maior risco para as crianças. Estudos em humanos confirmaram a existência de microplásticos nas células e tecidos pulmonares (Pauly *et al.*, 1998), causando danos. Para avaliar este fenómeno é preciso ter em consideração que estas partículas entram no trato respiratório via inalação. Os danos causados são, por exemplo, tosse, dispneia e redução da capacidade dos pulmões, levando à formação de reações alérgicas e asma (Wright *et al.*, 2017). Danos provocados por uma má divisão celular estão implícitas aquando da ingestão destes poluentes (Teuten *et al.*, 2009). Devido ao facto de os microplásticos serem hidrofóbicos a imersão nos fluídos não é fácil, mas estes conseguem sob certas circunstâncias penetrar e entrar em contacto com o epitélio, principalmente os nanoplásticos (< 1 μm) por processos de difusão ou transporte ativo (Ruge *et al.*, 2013).

O tempo a que o sistema biológico está sujeito e, consequentemente, o impacto que os microplásticos têm no correto funcionamento de um organismo vivo depende das características tamanho, forma, solubilidade e superfície química. A anatomia e o tipo de interação, seja ela ar-líquido, em fase aquosa ou por células livres são o motor que leva alguns efeitos nocivos a acontecer (Wright *et al.*, 2017).

Os plásticos são substâncias inertes, que não reagem, e que em conjunto com substâncias tóxicas vão causar danos que podem ser irremediáveis. A resistência dos microplásticos à degradação e a facilidade em acumular levam, como já foi dito, a vários processos patológicos desde inflamações à apoptose das células e necrose (Wright *et al.*, 2017). Com isto, a saúde humana e do mundo animal pode ficar comprometida por via de danos nos tecidos e processos de carcinogénese. Outro fator a ter em conta quando se é afetado pela ingestão destas partículas exógenas é que o tipo de polímero também faz parte da equação, uma vez que pode libertar substâncias estranhas ao bom funcionamento de um organismo (Khan *et al.*, 2015; Wright *et al.*, 2017). A interação dos plásticos com a luz e com metais de transição pode levar à libertação de radicais livres que podem ser nocivos à saúde se continuarem a reagir (Wright *et al.*, 2017). Os microplásticos em contacto com os tecidos podem ser transportados e atuar prejudicialmente em várias zonas. Os macrófagos vão intervir de modo que uma possível inflamação seja inibida no início da sua formação (Urban *et al.*, 2000), pelo que alguns processos de fagocitose permitem a expulsão de uma parte dos microplásticos acumulados (Wright *et al.*, 2017).

Tendo em conta os problemas que estas partículas microscópicas trazem à saúde pública surgiu um ranking que avalia se as substâncias químicas presentes nos plásticos são ou não prejudiciais. Concluiu-se que mais de 50% dos componentes químicos utilizados nos plásticos são prejudiciais (Lithner *et al.*, 2011).

1.6 Fatores Económicos

Os plásticos marinhos podem constituir um problema no que diz respeito às atividades económicas, como por exemplo, o turismo, a pesca, a aquacultura, a agricultura, o setor industrial e o transporte. Apesar dos benefícios em utilizar plástico e dos lucros associados, uma forma de combater as perdas económicas nos setores enumerados passa pela educação pública e pela implementação de políticas de gestão (Mofijur *et al.*, 2021). Esta políticas de gestão, acopladas à utilização de ferramentas como o SIG (Sistemas de Informação Geográfica) que permitem o mapeamento remoto da acumulação de microplásticos de modo a localizar, por exemplo, as áreas que necessitam de maior protecção ou de uma intervenção mais urgente.

Na Europa, estima-se que ao consumir marisco se é exposto a 11000 partículas por ano (UNEP, 2016), o que provoca uma falta de segurança alimentar e, por sua vez, uma diminuição na receita de várias atividades hoteleiras. Os microplásticos para além de constituírem um problema

para a saúde pública, também afetam esteticamente a paisagem dos locais turísticos e as condições sanitárias, o que provoca um declínio na visitação de regiões que dependem economicamente deste setor (Ström *et al.*, 2018). Um exemplo ilustrativo disto são os locais de mergulho recreativo. No que se refere a problemas associados ao sector das Pescas, pode haver suspensão de atividade porque o sistema de arrefecimento das embarcações fica danificado com os detritos marinhos (Mofijur *et al.*, 2021), podem ocorrer colisões com objectos de grandes dimensões (contentores) e perdas de material que terão de ser repostos (Aliani *et al.*, 2003; Richardson *et al.*, 2019).

1.7 Reciclagem

Uma gestão pouco rigorosa aliada a uma grande produção, à degradação lenta, à deposição imprópria de lixo por parte da indústria e à agricultura traduz-se no acumular de detritos plásticos no ambiente por centenas de anos (Dris *et al.*, 2015; Mofijur *et al.*, 2021). Por sua vez, as ações de limpeza normalmente acarretam custos económicos elevados.

A monitorização dos microplásticos e a identificação da sua origem podem conduzir à implementação de iniciativas que levem a uma resolução do problema. Existem materiais que são difíceis de reciclar e que podem conter materiais tóxicos. Os tubos feitos em PVC podem fazer parte destes materiais e ao serem usados em construção constituem um possível problema ao transportar água para consumo (Rochman *et al.*, 2013). Conhecer a composição e o tipo de plástico ajuda a promover campanhas de mitigação de forma a reduzir o contínuo acumular de produtos plásticos no meio ambiente (Pequeno *et al.*, 2021).

A gestão de resíduos ainda é pobre (Frias *et al.*, 2014) e insuficiente para atenuar o impacto ambiental. Desta forma, a reciclagem deveria fazer parte da consciencialização ambiental de cada indivíduo, pois faz com que certos objetos tomem novas propriedades e funções sem que haja prejuízo avultado para o ecossistema.

Para além de surgirem cada vez mais estudos científicos sobre a temática dos microplásticos e destes terem contribuído para um melhor conhecimento do problema que enfrentamos nos dias de hoje, os governos estão a lutar para implementar alternativas mais sustentáveis. A Marine Strategy Framework Directive (MSFD) e European Plastics Strategy são ações internacionais que abordam a protecção do ambiente marinho e a problemática do lixo

marinho, incluindo os plásticos (European Commission, 2013; European Commission, 2015). Além disso, a UNCLOS, Convenção das Nações Unidas sobre o direito do mar, também promove iniciativas de combate à poluição marinha (UNCLOS, 1982), bem como a International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL) (MARPOL, 1978).

Os países que assinaram a convenção MARPOL, em 1973, comprometiam-se a controlar o desperdício de plástico que os navios deitavam ao mar (MARPOL, 1978). Todo o tipo de descarte deliberado para o mar é proibido, quer sejam resíduos de navios, plataformas ou estruturas colocadas no oceano. No entanto, esta meta está longe de ser alcançada devido ao facto do consumo continuar a aumentar.

Além das directrizes e regulamentos internacionais, surgiram vários grupos de trabalho e plataformas que visam contribuir para a mitigação do lixo marinho. Salienta-se um conjunto de 47 associações que em 2011 se reuniram e lançaram a “Global Declaration for Solutions on Marine Litter”. Este documento serviu de base para 6 áreas de interesse das quais fazem parte a educação, pesquisa, políticas públicas, boas práticas, contaminação por “pellets” e a reciclagem (Solutions, 2011).

Em Portugal, foi acordado em Conselho de Ministros (2020) que até ao final de 2030 terão de ser seguidas algumas diretrizes para a reciclagem de resíduos de embalagens. A meta mínima para as embalagens de plástico é uma redução de 55%. Apesar da reciclagem e reutilização de plásticos ter vindo a ser considerada uma aposta cada vez mais utilizada para dar uma nova vida a estes produtos, o encaminhamento e processamento em aterros ainda é a primeira opção na União Europeia (Rodrigues, 2017).

1.8 Pesquisa e Inovação

A resolução do problema da poluição por plásticos através da inovação pode ser uma estratégia de mitigação (Sheavly *et al.*, 2007). Com a tecnologia em constante renovação e crescimento têm surgido alternativas como os biopolímeros, ou seja, polímeros naturais formados por matérias-primas de fontes renováveis (celulose e amido). Apresentam propriedades físicas e óticas semelhantes aos polímeros mais usuais (PET) e por isso são uma boa aposta tendo em conta que têm origem em produtos preexistentes (Pinto *et al.*, 2016).

Assim, algumas formas de inovação para combater a poluição incluem a produção de novos plásticos derivados de atividades agrícolas e florestais e plásticos com base biológica (bioplásticos), utilizando a fermentação bacteriana de açúcares e lípidos; a utilização de tecnologia que permita identificar os plásticos e desenvolvimento de sensores automatizados que identifiquem os fluxos de microplásticos (e.g. nos rios e ETARs); a pesquisa relacionada com a reciclagem orgânica e biodegradação e, a produção de embalagens que sejam constituídas por polímeros com mesma cadeia (European Commission, 2020).

1.9 Em Portugal e no Mundo

A costa portuguesa sofre com o impacto dos microplásticos originários de atividades terrestres, devido às descargas nos rios e ao aumento da concentração populacional ao longo do litoral. Atividades piscatórias e o transporte marítimo também tornam a costa vulnerável devido à grande concentração de navios. Na mesma temática há que ter em conta as atividades recreativas desenvolvidas em mar (Martins *et al.*, 2011).

Em Portugal existem já vários estudos relativos à dispersão e concentração de microplásticos (Morét-Ferguson *et al.*, 2010; Frias *et al.*, 2013, 2016; Antunes *et al.*, 2018).

Com isto em mente, os estudos elaborados nesta área mostram que, na plataforma continental do Algarve, a concentração em gramas de sedimento por metro quadrado era 0,01 itens de microplásticos (Frias *et al.*, 2016). Numa outra localização, em Alcobaca, a concentração chegou a 452 gramas por metro quadrado (Frias *et al.*, 2013). Foi registado que 69% dos detritos encontrados ao longo do Norte do oceano Atlântico têm um tamanho que vai desde os 2 milímetros aos 6 milímetros (Morét-Ferguson *et al.*, 2010). Os resultados do estudo de Morét-Ferguson *et al.* (2010) demonstram que o lixo provocado pelo descarte de plástico na costa portuguesa é um problema, nomeadamente, nas partículas mais pequenas.

A nível mundial as densidades de microplásticos (partículas por km²) variam muito tanto entre continentes como no próprio continente (**Figura 4**). Esta distribuição é alusiva à zona costeira, mas em mar aberto o cenário também é preocupante. Os valores variam entre menos de 650 até 93000 partículas por km².

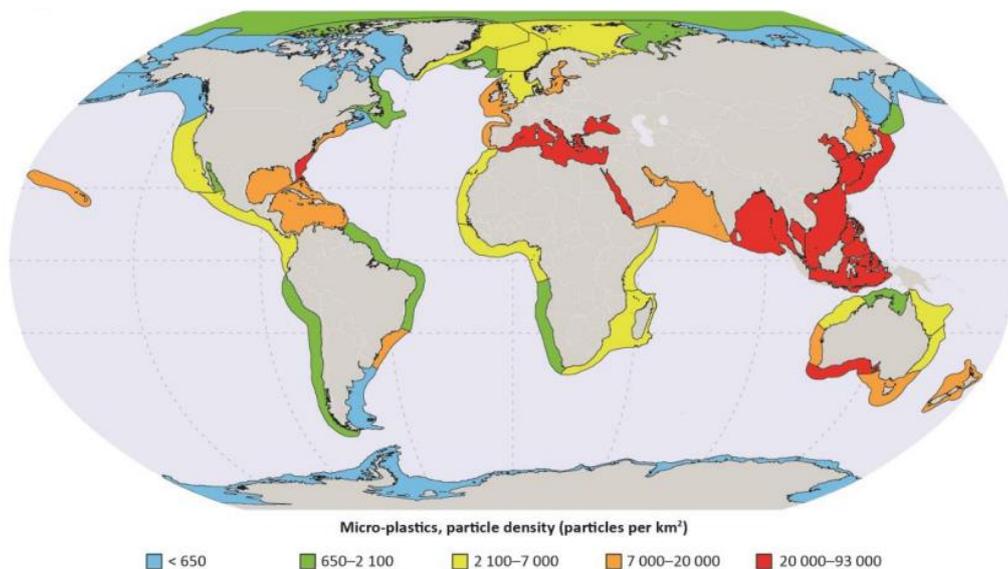


Figura 4. Distribuição relativa da densidade de microplásticos em 64 ecossistemas marinhos. Baseado na densidade populacional costeira, proporção da bacia hidrográfica urbana e densidade de envio (UNEP, 2016).

No fundo oceânico a quantidade de microplásticos é preocupante com as abundâncias a atingir o seu expoente máximo nas 40 fibras plásticas por 50 mL de sedimento aos 2000 metros de profundidade, no norte do Oceano Atlântico. No Mar Mediterrâneo a profundidade para se encontrar um valor semelhante foi muito menor, aos 300 metros, com a abundância a atingir as 35 fibras plásticas por 50 mL de sedimento (Woodall *et al.*, 2014).

1.10 Objetivos

Este trabalho pretende abordar a temática da poluição marinha causada pela atividade antropogénica particularmente no que se refere à presença, diversidade e abundância de microplásticos em zonas costeiras do centro de Portugal. Para atingir este objetivo geral, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar os itens de plástico presentes no sedimento de 4 praias da zona de estudo;
- Caracterizar os itens de plástico presentes na camada superficial da coluna de água do mar recolhida na mesma zona de estudo;

- Avaliar as diferenças espaciais e sazonais nas frequências de microplásticos na zona de estudo e comparar com resultados de outras regiões;
- Inferir sobre os potenciais impactos nos organismos marinhos.

Capítulo 2: Metodología

2.1 Área de estudo

A área de estudo (**Figura 5**) está incluída no Sítio de Importância Comunitária (SIC) Maceda – Praia da Vieira (PTCON0063), pertencente à Rede NATURA 2000. O Sítio é exclusivamente marinho e abrange uma área de 5.026,7398 km², estando delimitada pela Praia da Maceda e a Praia da Vieira, estendendo-se até ao bordo da plataforma continental. Nesta área a plataforma continental é relativamente larga e o talude define-se a partir dos 160 m de profundidade. O Sítio, resultante do projeto LIFE+MarPro, é a primeira área marinha protegida dedicada à conservação do Boto (*Phocoena phocoena*) e do Roaz (*Tursiops truncatus*) em Portugal Continental, apresentando uma elevada densidade de pequenos odontocetes e aves marinhas invernantes (Resolução Conselho de Ministros, 2019). No entanto, esta área apresenta também um elevado esforço por parte da indústria da pesca. Em anexo (**Anexo A**) encontra-se parte do Anexo II da Diretiva Habitats com relevância para a espécie do Boto e do Roaz.



Figura 5. Área de estudo, em Portugal, representada a castanho bem como o Sítio de Importância Comunitária Maceda– Praia da Vieira (PTCON0063).

2.2 Amostragem de água marinha

Com o objetivo de avaliar a presença, quantidade e composição de microplásticos na camada superficial da coluna de água do Sítio de Importância Comunitária (SIC) Maceda-Praia da Vieira, foram realizados 9 arrastos com rede de plâncton na superfície do mar (**Figura 6**), ao longo de transetos pré-definidos, em 2018, numa campanha piloto a bordo do Nereide, uma embarcação pertencente ao Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro (CESAM-UA). No ano de 2019 foi possível realizar uma campanha completa ao longo de transetos pré-definidos representativos de toda a área de estudo, tendo sido efetuados 20 arrastos com rede de plâncton (1 arrasto por transeto). A rede era arrastada durante 15 minutos e a uma velocidade de 2 nós de modo que toda a área da boca da rede ficasse submersa. As localizações e as horas (indicadas pelo GPS) de início e fim de cada arrasto foram registadas. A rede de plâncton utilizada tinha uma malhagem de 250 μm , comprimento de 1,90 m e um diâmetro de boca da rede de 50 cm. A área de distância coberta (m^2) foi obtida através da multiplicação da distância percorrida (m) em cada transecto por 0,5 m de diâmetro da rede. O volume de água filtrado para cada amostragem foi calculado com base na área da abertura da boca da rede utilizada, e na distância percorrida durante o arrasto. Assim, o volume (m^3) de água filtrado por uma rede de plâncton (V) pode ser avaliado através da fórmula:

$$V = A \times D$$

em que: A = área da boca da rede de plâncton (m^2), neste caso correspondente a 0,19635 m^2 , e D = distância percorrida pela rede de plâncton durante a amostragem (m).

Depois de cada arrasto, toda a rede foi lavada a partir do seu exterior, utilizando uma mangueira de convés, de modo a concentrar todos os materiais naturais e artificiais na parte terminal da mesma. De seguida, o crivo de amostragem da rede foi removido, e o seu conteúdo transferido para um frasco de plástico previamente lavado com água crivada, com o auxílio de um esguicho. Os frascos foram devidamente etiquetados com o número do arrasto correspondente e armazenados para futuro processamento em laboratório.



Figura 6. Arrasto da camada superior da coluna de água com rede de plâncton.

2.3 Processamento das amostras de água do mar

No laboratório, o primeiro procedimento consistiu em retirar os pedaços maiores de material biológico (ex. folhas, insetos, algas maiores ou madeira) com pinças metálicas e cuidadosamente lavados com um esguicho com água crivada ($63\ \mu\text{m}$), que foi recolhida de novo no recipiente para evitar a perda de microplásticos. O mesmo procedimento foi efetuado para os plásticos de maiores dimensões presentes nas amostras, no entanto estes foram contados, medidos e armazenados para análise posterior. A etapa seguinte consistiu em passar as amostras num crivo de $63\ \mu\text{m}$, de modo a reduzir o volume das mesmas e eliminar alguma matéria orgânica. A amostra retida no crivo foi novamente transferida para o frasco correspondente, com o auxílio de um esguicho que continha água crivada ($63\ \mu\text{m}$).

2.4 Remoção da matéria orgânica

Como uma grande parte das amostras de sedimento e de água do mar apresentava uma quantidade média ou elevada de matéria orgânica, que torna difícil a deteção dos microplásticos

durante a observação das amostras à lupa, foi realizado um pré-tratamento para digestão da matéria orgânica com solução de KOH a 10% a 1:3 volume de amostra:solução. A solução de KOH a 10% foi preparada com água destilada e a mistura foi colocada em frascos de vidro numa estufa a 50°C durante 1h, seguindo o protocolo de Prata *et al.*, (2019). Após este tratamento, as amostras foram filtradas a vácuo com filtros de fibra de vidro (G693, 1.2 µm/poro e Ø=47 mm), e as paredes do sistema de filtração foram lavadas com um esguicho que continha água crivada de forma a assegurar que todas as partículas seriam recuperadas no filtro. Os filtros foram depois colocados em caixas de Petri devidamente etiquetadas, para secarem num ambiente com temperatura controlada (temperatura ambiente estável) até serem examinados à lupa. Os filtros que continham ainda uma quantidade de matéria orgânica considerável que poderia dificultar a visualização e categorização à lupa, foram submetidos a um tratamento de digestão adicional com uma solução de peróxido de hidrogénio (H₂O₂) a 15%, diluída em água destilada. Assim, cada filtro foi colocado em 20 mL de H₂O₂ a 15% a 1:1 volume de amostra:solução e sujeitos a uma temperatura de 50°C durante 1h (Prata *et al.*, 2019) para oxidar e digerir o material biológico. No fim deste procedimento, os filtros voltaram a ser colocados nas caixas de Petri correspondentes a secar num ambiente com temperatura controlada (temperatura ambiente estável), e foi adicionada água destilada a cada gobelé, seguido de nova filtração a vácuo com filtros de fibra de vidro (G693, 1.2 µm/poro e Ø=47 mm), lavando o gobelé várias vezes com esguicho com água destilada para assegurar a remoção de todos os resíduos. Estes filtros foram também colocados em caixas de Petri devidamente etiquetadas com código correspondente e colocados a secar a temperatura ambiente até serem também observados à lupa.

2.5 Amostragem do sedimento

Recolha de sedimento nas praias para análise da quantidade e composição de microplásticos.

A amostragem de sedimento intertidal foi realizada sazonalmente durante um ano (Primavera, Verão, Outono e Inverno) em 4 praias do Norte-Centro de Portugal: Torrão do Lameiro (Ovar), Areão (Vagos), Costinha (Figueira da Foz) e Canto dos Coelhoos (Leiria), com a finalidade de estimar quantidades de microlixo na areia, assim como a sua composição (tipo de material, forma e cor). Estas quatro praias foram selecionadas de modo a abrangerem e a serem representativas do Sítio de importância comunitária (SIC) Maceda-Praia da Vieira.

Cada amostra consistiu na recolha dos primeiros 5 cm de sedimento de uma unidade de amostragem quadrada de 30 cm por 30 cm (**Figura 7**) (um volume total de aproximadamente 4L) para um frasco de vidro previamente limpo (lavado com água crivada a 63 μm). Em cada praia foram recolhidas 5 a 6 réplicas ao longo da linha de maré alta, espaçadas entre si por uma distância mínima de 5 metros, sendo que em cada amostra/réplica foram registadas as coordenadas da localização. As praias são sistemas dinâmicos, com condições que estão em constante mudança, pelo que na amostragem de sedimento para quantificação de microplásticos, verificou-se que as linhas de maré alta variaram bastante de uma estação para a outra.

2.6 Processamento das amostras de sedimento

Após a recolha e identificação das amostras de sedimento, as mesmas foram colocadas em tabuleiros, numa estufa, a 60°C, entre 24 e 48 horas. Depois da secagem, a amostra foi pesada e foi utilizado apenas 1/3 do peso da areia de cada amostra para o procedimento de separação dos microplásticos por densidades, utilizando uma solução saturada de NaCl (1.2 g/cm³). Neste procedimento, 1,5 L de solução salina saturada (NaCl) foi adicionado a cada frasco, com 500 mL de areia. Posteriormente à agitação do frasco durante 2 minutos e repouso dos mesmos, o sobrenadante foi crivado com um crivo de 63 μm , de maneira a isolar os microplásticos existentes na amostra. Este procedimento foi repetido 3 vezes para cada frasco e, entre cada repetição, o repouso durou uma hora. No fim deste processo, o sobrenadante retido no crivo foi transferido com o auxílio de um esguicho com água crivada para um pequeno frasco, devidamente identificado.

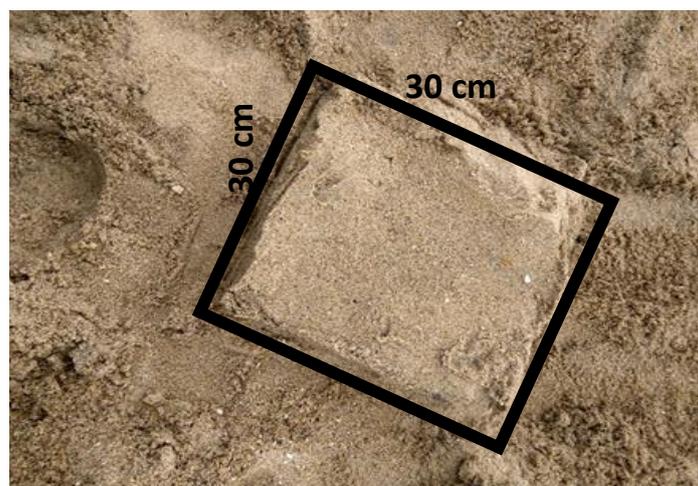


Figura 7. Unidade de amostragem (quadrado 30x30 cm) usada na recolha de sedimento intertidal para a quantificação de microplásticos.

2.7 Controlos e Contaminação

Assegurar a mitigação da contaminação cruzada de microfibras durante a recolha das amostras, quer na praia, quer a bordo de um barco no mar, pode ser bastante difícil. No entanto, todo o equipamento usado na recolha das amostras (ex. Frascos de vidro e de plástico, pás) foi lavado com água crivada a 63 μm , como medida de mitigação para reduzir a contaminação cruzada nas amostras. Na fase de processamento das amostras em laboratório, além do uso de bata de algodão para evitar a contaminação das amostras por microfibras sintéticas da roupa, todo o material usado (ex. frascos de vidro, gobelés, frascos de plástico, pinças metálicas, crivos, caixas de Petri) foi previamente lavado com água crivada (63 μm) e, no caso dos frascos, foram deixados a secar com a abertura para baixo, para que os microplásticos transportados pelo ar não se acumulem no seu interior. Durante todo o tempo de observação de cada amostra à lupa, realizaram-se controlos, para avaliar a contaminação por microfibras sintéticas da roupa ou do ar. Para isso, colocou-se uma placa de Petri perto da lupa exposta ao ar que, no final de cada observação, foi também examinada à lupa para avaliar, e se necessário registar, a presença de microfibras sintéticas provenientes de contaminação exterior. Outras medidas para reduzir a contaminação das amostras na fase de observação das amostras à lupa foram: o uso de bata, a cobertura da caixa de Petri em análise com a respetiva tampa, no caso de ser necessário o afastamento da mesma, e a análise à lupa do material a ser utilizado (placa de Petri, pinça metálica) com o objetivo de verificar se estava livre de contaminação externa por microfibras sintéticas.

2.8 Identificação dos microlíxos

Os microplásticos observados à lupa foram categorizados com base no seu tipo, na sua forma e na sua cor, de acordo com uma classificação de Frias *et al.*, (2018), Gago *et al.*, (2019) e Galgani *et al.*, (2010). Durante a sua observação à lupa, os microplásticos identificados foram também medidos, utilizando para esse efeito a câmara ocular (Dino-Lite (AM-423U)) e o respetivo software DinoCapture 2.0 versão 1.5.28.C.

À soma das partículas das 4 praias de cada estação do ano dividiu-se por 0,09 m^2 para os itens m^{-2} e por 0,0013 m^3 para os itens m^{-3} .

Em anexo encontram-se as tabelas relativas aos 3 critérios analisados, ou seja, o tipo de microlixo, a forma que apresentam e a cor de cada um (**Anexo C, Anexo D e Anexo E**).

2.9 Tratamento de dados

O teste não paramétrico de Mann Whitney foi usado para comparar abundâncias de itens de lixo. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi aplicado para aferir se há ou não diferenças de comprimento entre os 3 grupos de microplásticos (itens m^{-2}), nas 4 praias amostradas. Diferenças significativas entre os diferentes tipos de microplásticos e, conseqüentemente, entre os tamanhos apresentados foram comparados e registados tendo sido utilizado o nível de significância $\alpha = 0.05$. O tratamento estatístico foi efectuado no programa Prism v7.

Capítulo 3: Resultados

3.1 Camada superficial da coluna de água

As amostras da camada superficial da coluna de água foram recolhidas em 2018 e em 2019. Em 2018, os transectos percorridos totalizaram uma distância de 8,43 Km, uma distância média de transecto de 936,33 m (SD=65,70) e permitiram amostrar um volume total de 1454,7 m³ e um volume médio por transecto de 183,86 m³ (SD=12,90) de água (**Tabela 4**). Em 2019, os transectos percorridos totalizaram uma distância de 17,23 km, uma distância média de transecto de 861,44 m (SD=100,59) e permitiram amostrar um volume total de 3382,7 m³ e um volume médio de água por transecto de 169,13 m³ (SD=19,77) (**Tabela 5**).

Tabela 4. Características dos transetos realizados em 2018. Cada transeto está discriminado consoante a distância percorrida (m), área de distância coberta (m²), volume filtrado (m³), número de itens, abundância (itens km⁻²), número de itens por m² e o número de itens por m³. SD = Standard deviation.

| Estação | Distância percorrida (m) | Área de distância coberta (m ²) | Volume Filtrado (m ³) | Nº de itens | Abundância (itens km ⁻²) | Nº itens (m ²) | Nº itens (m ³) |
|---------|--------------------------|---|-----------------------------------|-------------|--------------------------------------|----------------------------|----------------------------|
| 1 | 941 | 470,5 | 184,8 | 43 | 91392 | 0,091392 | 0,232728 |
| 2 | 919 | 459,5 | 180,4 | 127 | 276387 | 0,276387 | 0,703813 |
| 3 | 794 | 397 | 155,9 | 40 | 100755 | 0,100756 | 0,256572 |
| 4 | 929 | 464,5 | 182,4 | 22 | 47362 | 0,047363 | 0,120698 |
| 5 | 1010 | 505 | 198,3 | 78 | 154455 | 0,154455 | 0,393317 |
| 6 | 942 | 471 | 185,0 | 42 | 89171 | 0,089172 | 0,227074 |
| 7 | 1022 | 511 | 200,7 | 160 | 313111 | 0,313112 | 0,797330 |
| 8 | 883 | 441,5 | 173,4 | 91 | 206115 | 0,206116 | 0,524868 |
| 9 | 987 | 493,5 | 193,8 | 73 | 147922 | 0,147923 | 0,376682 |
| Total | 8427 | 4213,5 | 1454,7 | 676 | 1426670 | 1,426675 | 3,632991 |
| Média | 936,33 | 468,17 | 183,86 | 75,11 | 158519 | 0,16 | 0,40 |
| (SD) | (65,70) | (32,85) | (12,90) | (42,62) | 90272,8 | (0,09) | (0,22) |

Em 2018, o número total de microplásticos recolhidos foi de 676 itens e em média foram detectados 75,11 itens (SD=42,62) por transecto (**Tabela 4**). A abundância total de microplásticos foi de 1426670 itens km⁻² variando entre o valor máximo registado no transecto 7 (313111 itens km⁻²) e o valor mínimo registado no transecto 4 (47362 itens km⁻²).

Tabela 5. Características dos transetos realizados em 2019. Cada transeto está discriminado consoante a distância percorrida (m), área de distância coberta (m²), volume filtrado (m³), número de itens, abundância (itens km⁻²), número de itens por m² e o número de itens por m³. SD = Standard deviation.

| Estação | Distância percorrida (m) | Área de distância coberta (m ²) | Volume Filtrado (m ³) | Nº de itens | Abundância (itens km ⁻²) | Nº itens (m ²) | Nº itens (m ³) |
|---------|--------------------------|---|-----------------------------------|-------------|--------------------------------------|----------------------------|----------------------------|
| 1 | 942 | 471 | 185,0 | 7 | 14861 | 0,014862 | 0,037846 |
| 2 | 854 | 427 | 167,7 | 33 | 77283 | 0,077283 | 0,196800 |
| 3 | 756 | 378 | 148,4 | 57 | 150793 | 0,150794 | 0,383992 |
| 4 | 916 | 458 | 179,9 | 28 | 61135 | 0,061135 | 0,155680 |
| 5 | 676 | 338 | 132,7 | 35 | 81967 | 0,103550 | 0,263688 |
| 6 | 1024 | 512 | 201,1 | 17 | 33203 | 0,033203 | 0,084551 |
| 7 | 958 | 479 | 188,1 | 49 | 102296 | 0,102296 | 0,260495 |
| 8 | 930 | 465 | 182,6 | 46 | 98924 | 0,098925 | 0,251909 |
| 9 | 812 | 406 | 159,4 | 175 | 431034 | 0,431034 | 1,097618 |
| 10 | 680 | 340 | 133,5 | 17 | 50000 | 0,050000 | 0,127324 |
| 11 | 875 | 427,5 | 171,8 | 38 | 86857 | 0,086857 | 0,221179 |
| 12 | 902 | 451 | 177,1 | 28 | 62084 | 0,062084 | 0,158096 |
| 13 | 732 | 366 | 143,7 | 26 | 71038 | 0,071038 | 0,180897 |
| 14 | 886 | 443 | 174,0 | 32 | 72234 | 0,072235 | 0,183944 |
| 15 | 868 | 434 | 170,4 | 50 | 115207 | 0,115207 | 0,293372 |
| 16 | 804 | 402 | 157,9 | 22 | 54726 | 0,054726 | 0,139359 |
| 17 | 946 | 473 | 185,7 | 33 | 69767 | 0,069767 | 0,177661 |
| 18 | 790 | 395 | 155,1 | 19 | 48101 | 0,048101 | 1,122489 |
| 19 | 827 | 413,5 | 162,4 | 61 | 147521 | 0,147521 | 0,375659 |
| 20 | 1050 | 525 | 206,2 | 44 | 83809 | 0,083810 | 0,213419 |
| Total | 17228 | 8614 | 3382,72 | 817 | 1912840 | 1,934431 | 4,925977 |
| Média | 861,4 | 430,7 | 169,14 | 40,85 | 95642 | 0,096722 | 0,246299 |
| (SD) | (103,2) | (51,60) | (20,26) | (34,61) | (51,60) | (0,085788) | (0,218458) |

Em 2019, o número total de microplásticos recolhidos foi de 817 itens e em média foram detectados 40,85 itens (SD=34,61) por transecto (**Tabela 5**). A abundância total de microplásticos foi de 1912840 itens km⁻² variando entre o valor máximo registado no transeto 9 (431034 itens km⁻²) e o valor mínimo registado no transeto 1 (14861 itens km⁻²).

Tanto em 2018 como em 2019, foram detectados microplásticos em todos os transetos (Figura 8). É notória a discrepância entre a concentração das fibras relativamente ao restante microlixo. Também os filmes têm uma representação acentuada.

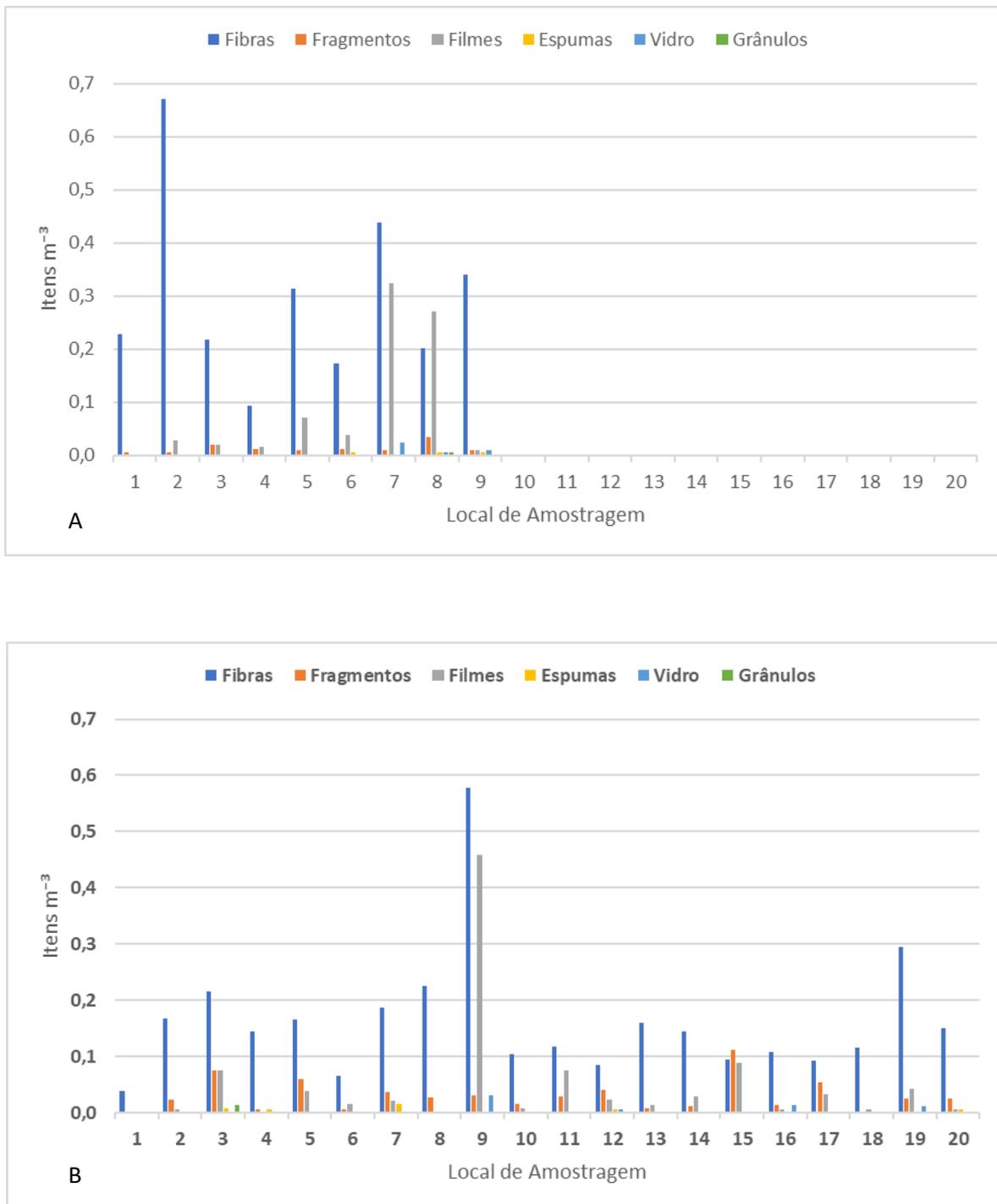


Figura 8. Concentração de microlixo (itens m^{-3}) em águas da camada superficial da coluna de água na área de estudo em 2018 (a) e 2019 (b). A concentração de microlixo está agrupada consoante o local de amostragem (transeto) e o tipo de item.

Tanto em 2018 como em 2019, predominaram os itens de forma alongada (**Figura 9**), seguidos dos itens lisos, mas apenas em alguns transectos em cada um dos anos amostrados.

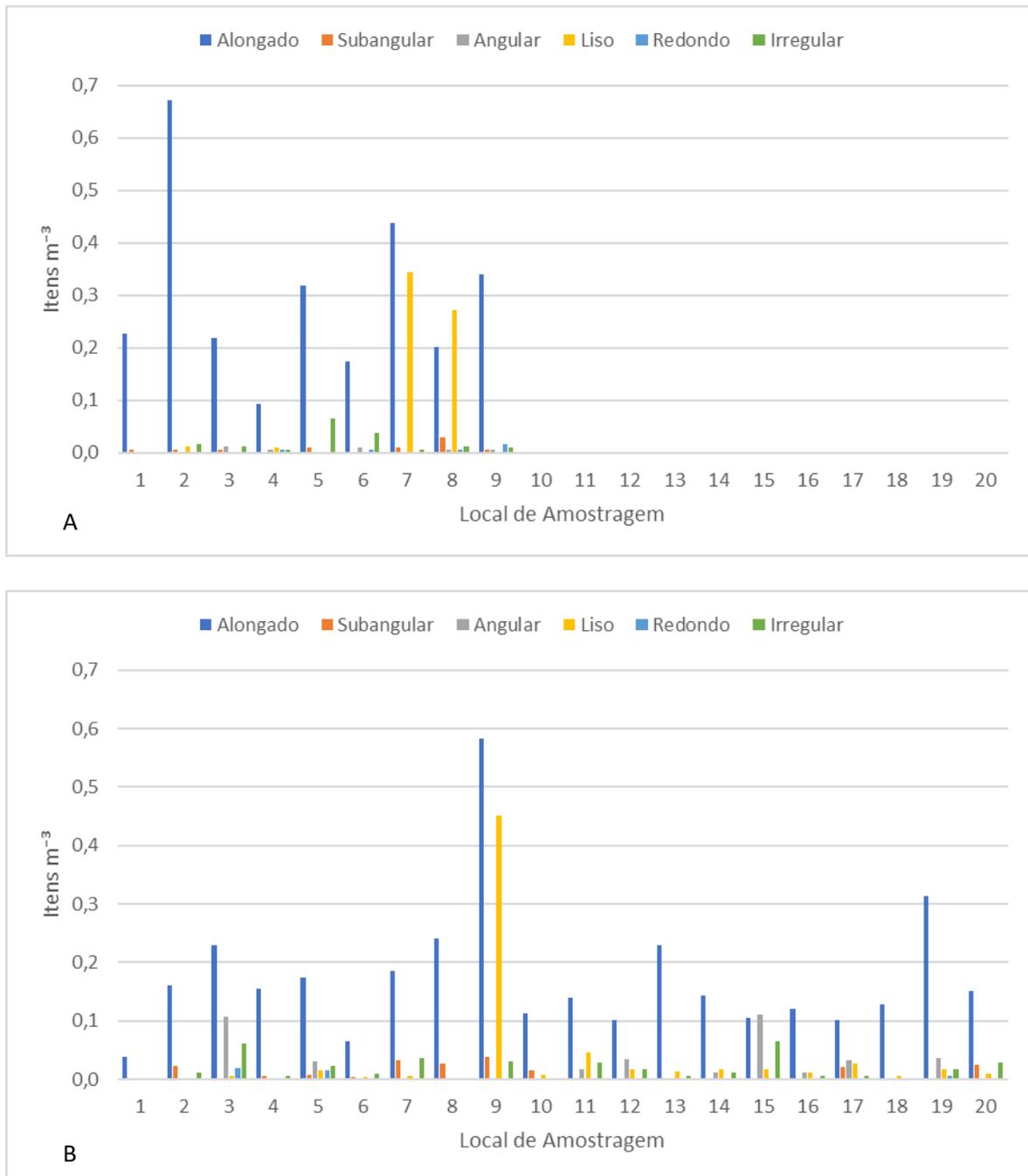


Figura 9. Concentração de microlixo (itens m⁻³) em águas da camada superficial da coluna de água na área de estudo em 2018 (a) e 2019 (b). A concentração de microlixo está agrupada consoante o local de amostragem (transecto) e a forma dos itens.

Tanto em 2018 como em 2019, predominaram os itens de cor preta (**Figura 10**), seguidos dos itens de cor azul, mas apenas em alguns transectos em cada um dos anos amostrados.

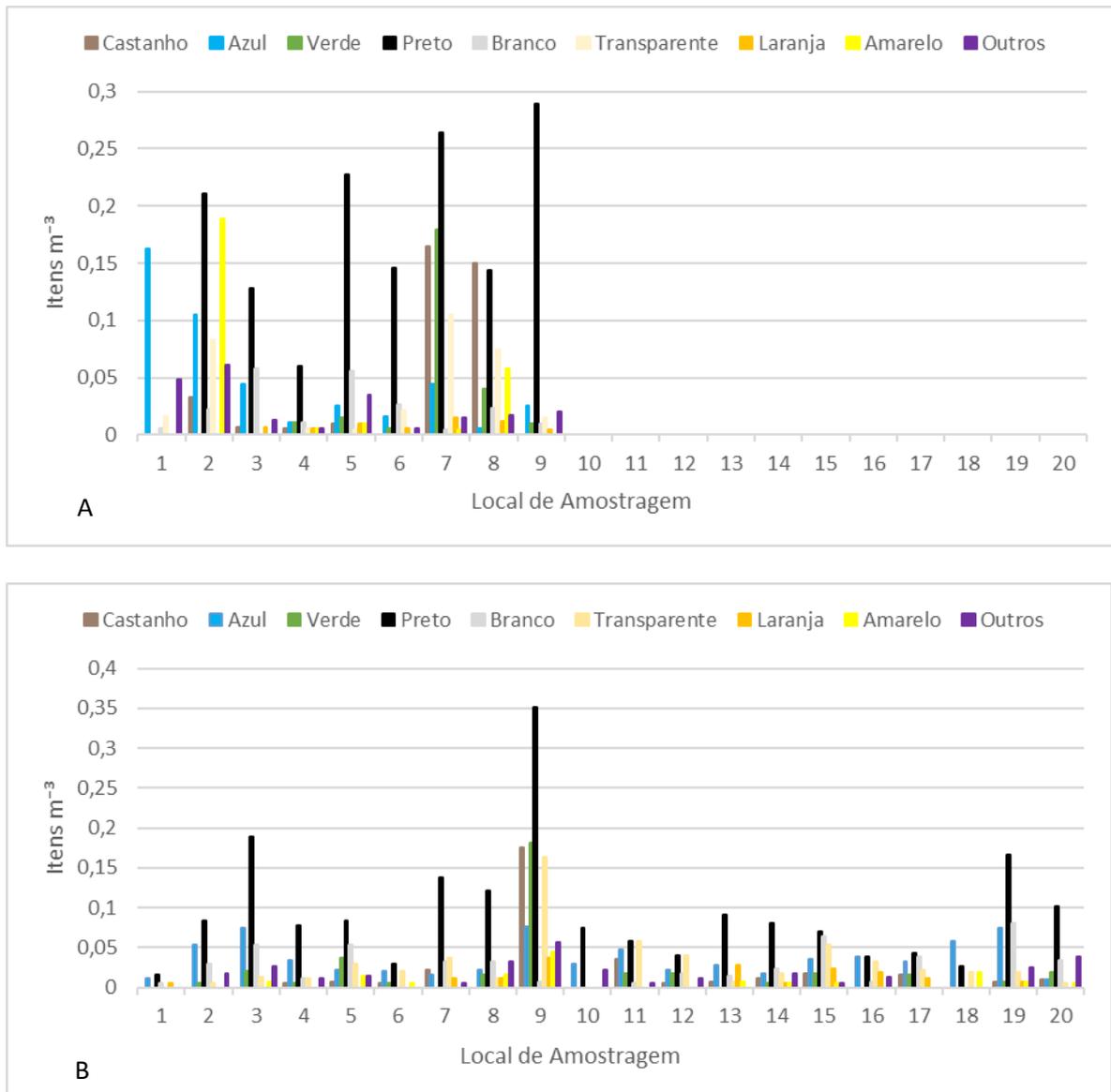


Figura 10. Concentração de microlixo (itens m⁻³) em águas da camada superficial da coluna de água na área de estudo em 2018 (a) e 2019 (b). A concentração de microlixo em cada transecto está agrupada consoante o local de amostragem (transecto) e a cor dos itens.

Em 2018 as concentrações por transecto variaram consideravelmente entre os valores 0 itens m⁻³ e 0,2890 itens m⁻³ nos pretos, 0,0050 itens m⁻³ e 0,0577 itens m⁻³ nos brancos, 0 itens m⁻³ e 0,1046 itens m⁻³ nos transparentes, 0,0054 itens m⁻³ e 0,1623 itens m⁻³ nos azuis, 0 itens m⁻³ e 0,1794 itens m⁻³ nos verdes, 0 itens m⁻³ e 0,1644 itens m⁻³ nos castanhos, 0 itens m⁻³ e 0,1885 itens m⁻³ nos amarelos, 0 itens m⁻³ e 0,0149 itens m⁻³ nos laranjas e 0,0054 itens m⁻³ e

0,0610 itens m^{-3} noutras cores menos abundantes, como por exemplo, opaco, rosa, roxo, cristalino, vermelho, cinzento e multicolor.

Em 2019 as concentrações variaram entre os valores 0,0162 itens m^{-3} e 0,3513 itens m^{-3} nos pretos, 0 itens m^{-3} e 0,0800 itens m^{-3} nos brancos, 0 itens m^{-3} e 0,1631 itens m^{-3} nos transparentes, 0,0097 itens m^{-3} e 0,0753 itens m^{-3} nos azuis, 0 itens m^{-3} e 0,1819 itens m^{-3} nos verdes, 0 itens m^{-3} e 0,1757 itens m^{-3} nos castanhos, 0 itens m^{-3} e 0,0439 itens m^{-3} nos amarelos, 0 itens m^{-3} e 0,0376 itens m^{-3} nos laranjas e 0 itens m^{-3} e 0,0058 itens m^{-3} noutras cores menos abundantes, como por exemplo, opaco, rosa, roxo, cristalino, vermelho, cinzento e multicolor.

No que se refere ao tamanho dos microplásticos (**Figura 11**), em 2018 o comprimento médio foi de (1378 ± 840) μm . A partícula mais pequena media 181 μm (transeto 3) e a partícula maior media 4881 μm (transeto 6). Não foi possível qualquer medição no transeto 1. Em 2019, o comprimento médio dos microplásticos foi de (1623 ± 1002) μm . A partícula mais pequena media 243 μm (transeto 7) e a partícula maior media 4919 μm (transeto 8). Nos transetos 1 e 9 as partículas recolhidas são as que têm um comprimento médio menor relativamente aos restantes transetos.

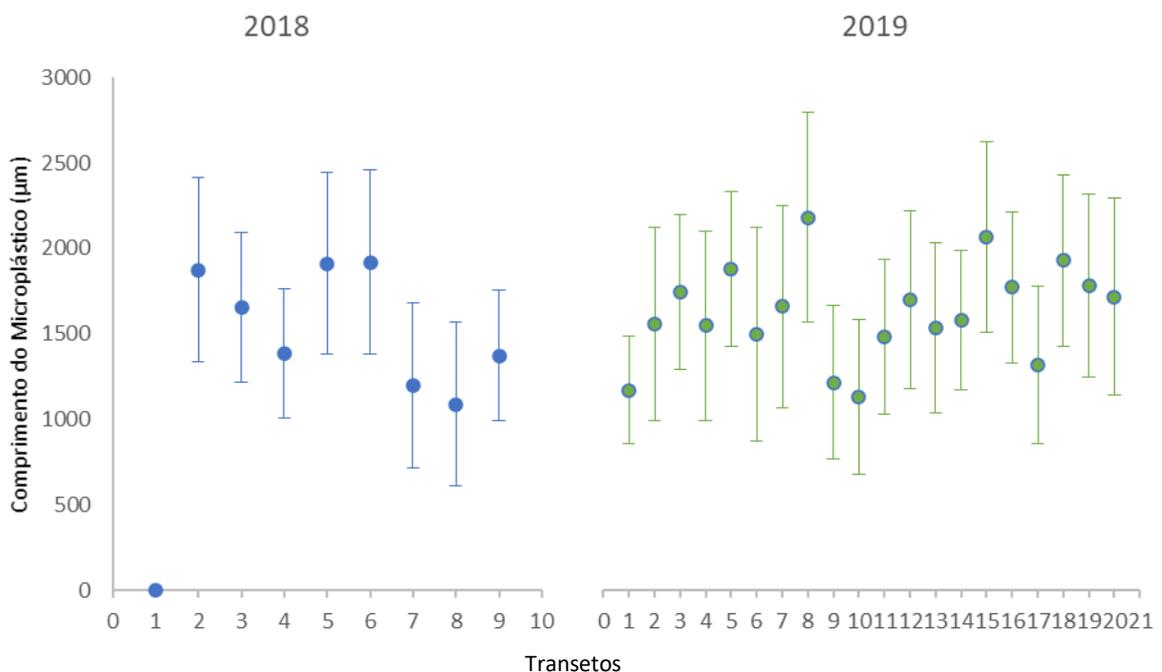


Figura 11. Comprimento médio (μm), com respetivo desvio padrão, dos microplásticos recolhidos no ano de 2018 e no ano de 2019, na costa centro de Portugal.

Comparação dos microplásticos

A maioria das partículas identificadas pertenciam ao grupo das fibras e dos fragmentos, com menos casos observados de espumas, vidros e grânulos. Uma vez que a maioria pertencia ao grupo das fibras, também a forma alongada foi a mais observada, por ser uma característica deste microplástico. A forma subangular e angular também estão bem representadas, visto que estão associadas aos fragmentos e às suas características. A cor mais frequente é o preto, tanto em 2018 como em 2019, havendo uma grande oscilação nas outras cores. As fibras representam cerca de 74% do total de partículas identificadas em 2018 e cerca de 66% em 2019. Já na segunda categoria mais representada os valores correspondem a 22% de filmes em 2018 e 19% em 2019. Na terceira categoria, os fragmentos estão presentes em 3% em 2018 e 12% em 2019.

Análise estatística dos tipos de microplásticos

Não houve diferenças significativas nas concentrações de fibras (itens m^{-3}) na zona correspondente aos transectos 1 a 9 entre os 2 anos amostrados (teste de Mann Whitney, $U=20$, $p=0,077$). Em 2019, uma vez que foi possível amostrar uma área mais alargada, foi avaliada a possibilidade de existirem diferenças de concentrações de fibras entre a área dos transectos 1 a 9 e a área dos transectos 10 a 20. No entanto, não foram detectadas diferenças significativas entre as duas áreas ($U=30$, $p=0,1519$).

3.2 Sedimento das Praias

No que se refere a todos os itens de lixo encontrados nos sedimentos, as maiores percentagens corresponderam a plásticos em todas as praias amostradas (**Tabela 6**) tendo sido detectados alguns itens de outros materiais como vidro, madeira, corda e borracha.

Tabela 6. Percentagens, aproximadas, dos itens de lixo encontrados nos sedimentos.

| | Canto dos Coelhos | Costinha | Areão | Torrão do Lameiro |
|----------|-------------------|-----------|-----------|-------------------|
| Plástico | 498 (98%) | 551 (98%) | 626 (99%) | 601 (99%) |
| Vidro | 6 (1,2%) | 9 (1,6%) | 2 (0,3%) | 6 (1%) |
| Madeira | 1 (0,2%) | 3 (0,5%) | 1 (0,2%) | 1 (0%) |
| Corda | 0 | 0 | 1 (0,2%) | 0 |
| Borracha | 1 (0,2%) | 1 (0,2%) | 0 | 0 |

No que se refere aos itens de plástico, os tamanhos mais prevalentes corresponderam a microplásticos em todas as praias com 97% no Canto dos Coelhos, 95% na Costinha, 94% no Areão e 97% no Torrão do Lameiro (**Tabela 7**).

Tabela 7. Percentagens, aproximadas, dos itens de lixo (macro, meso e micro) encontrados nos sedimentos.

| | Canto dos Coelhos | Costinha | Areão | Torrão do Lameiro |
|-------|-------------------|-----------|-----------|-------------------|
| Macro | 2 (0,4%) | 6 (1,1%) | 9 (1,6%) | 2 (0,4%) |
| Meso | 15 (3%) | 23 (4,3%) | 25 (4,3%) | 13 (2,3%) |
| Micro | 472 (97%) | 501 (95%) | 575 (94%) | 571 (97%) |

As concentrações dos microplásticos foram calculadas para o tipo, forma e cor. De entre todos os microplásticos os selecionados para tratamento de dados foram os 3 mais abundantes. Os cálculos foram feitos para praia e estação do ano. No panorama geral do total de itens m^{-2} a estação do ano que revelou uma maior poluição por microplásticos foi o Verão, exceto na praia do Areão.

Ao longo da análise ao microscópio foram registados vários tipos de microlixo de entre os quais se integram as fibras, os fragmentos, os filmes, as espumas, os grânulos, os “pellets”, a borracha, o vidro, a madeira e bocados de corda. No entanto, o tratamento de dados apenas foi realizado para os 3 tipos de microplásticos mais abundantes.

As fibras são, de entre todos os microplásticos, as partículas mais abundantes nas amostras recolhidas na Primavera, Verão, Outono e Inverno em todas as praias. Relativamente aos fragmentos e filmes a abundância varia consoante a praia, isto quer dizer, não há um tipo que se evidencie em termos percentuais, como no caso das fibras.

Tendo em consideração todas as praias onde se recolheu amostras a média de fibras na Primavera é 148,15 itens m^{-2} , no Verão é 220,93 itens m^{-2} , no Outono é 192,86 itens m^{-2} e no Inverno é 192,35 itens m^{-2} . Os valores significam que a abundância na Primavera é menor que no Inverno, no Inverno é menor que no Outono e no Outono é menor que no Verão. A média de fragmentos na Primavera é 22,96 itens m^{-2} , no Verão é 39,19 itens m^{-2} , no Outono é 31,81 itens m^{-2} e no Inverno é 38,55 itens m^{-2} . Os valores significam que a abundância na Primavera é menor que no Outono, no Outono é menor que no Inverno e no Inverno é menor que no Verão. No caso dos filmes a média na Primavera é 50,09 itens m^{-2} , no Verão é 57,95 itens m^{-2} , no Outono é 53,26 itens m^{-2} e no Inverno é 43,55 itens m^{-2} . Os valores significam que a abundância na Inverno é menor que na Primavera, na Primavera é menor que no Outono e no Outono é menor que no Verão.

Foi possível detectar que na praia do Areão na Primavera o valor de fragmentos foi significativamente mais elevado (Kruskal-Wallis, $F=14,6$, $p=0,0022$) que nas praias da Costinha e do Canto dos Coelhoos (teste de Dunn, $p=0,0075$ e $p=0,0045$, respetivamente). No verão o valor de fibras na praia do Areão foi significativamente menor que nas outras praias (Kruskal-Wallis, $F=9,02$, $p=0,0291$) embora o teste post-hoc de Dunn não revele diferenças significativas (p. ex., $p=0,0551$ em comparação com a praia de Torrão do Lameiro). Apesar da grande variação sazonal dos valores obtidos para cada tipo de microplásticos em cada uma das quatro praias amostradas (**Figura 12**) a análise efectuada não permitiu detectar diferenças significativas entre as amostras.

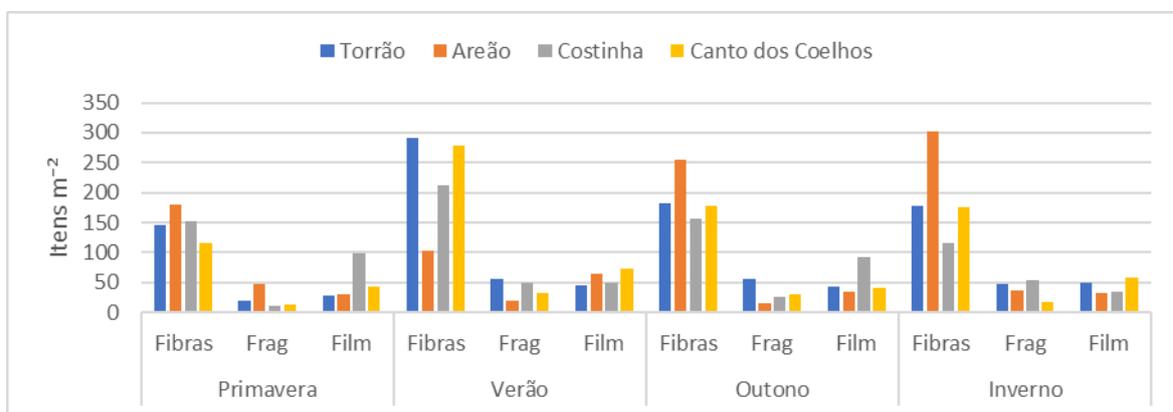


Figura 12. Média das abundâncias das 3 categorias de microplásticos (fibras, fragmentos e filmes) mais representativas no estudo, em itens m⁻², das 4 praias amostradas (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhoos) em cada estação do ano (Primavera, Verão, Outono e Primavera).

Os microplásticos alongados são os microplásticos com maior representação nas amostras recolhidas e analisadas ao microscópio ótico (**Figura 13 e Anexo D**), principalmente porque as fibras fazem parte dos microplásticos mais abundantes e têm características alongadas. A abundância dos itens de forma alongada parece aumentar na medida em que no Verão é menor que no Inverno, no Inverno é menor que na Primavera e na Primavera é menor que no Outono. As abundâncias dos itens de forma subangular, lisa, e irregular variam sazonalmente de diferentes maneiras. Todas as formas foram encontradas nas amostras, à exceção da forma subangular nas amostras do Areão recolhidas no Verão e da forma lisa nas amostras do Torrão do Lameiro recolhidas também no Verão.

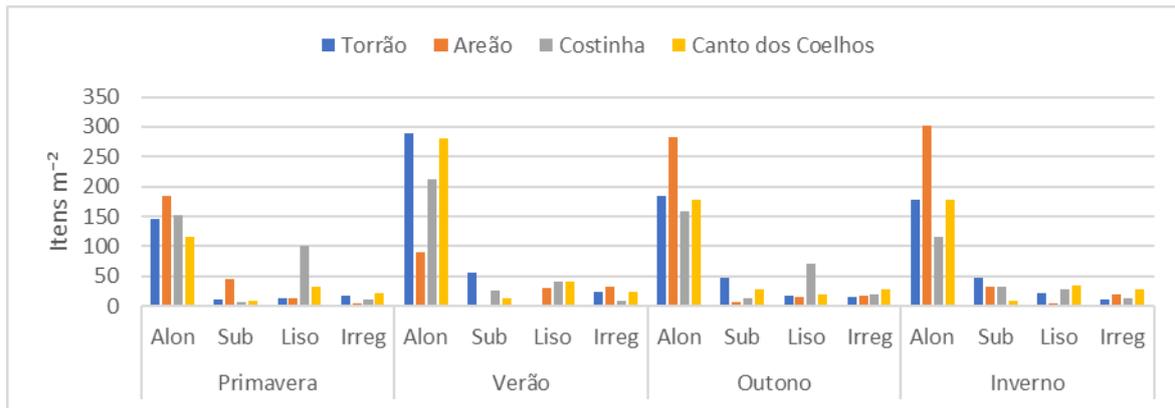


Figura 13. Média das abundâncias das 4 categorias de formas de microplásticos (alongado, subangular, liso e irregular) mais representativas no estudo, em itens m⁻², das 4 praias amostradas (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhos) em cada estação do ano (Primavera, Verão, Outono e Primavera).

No que se refere à cor, é perceptível que o preto e o azul são as cores mais representadas (Figura 14). As estações do ano não parecem influenciar a cor que é exibida.

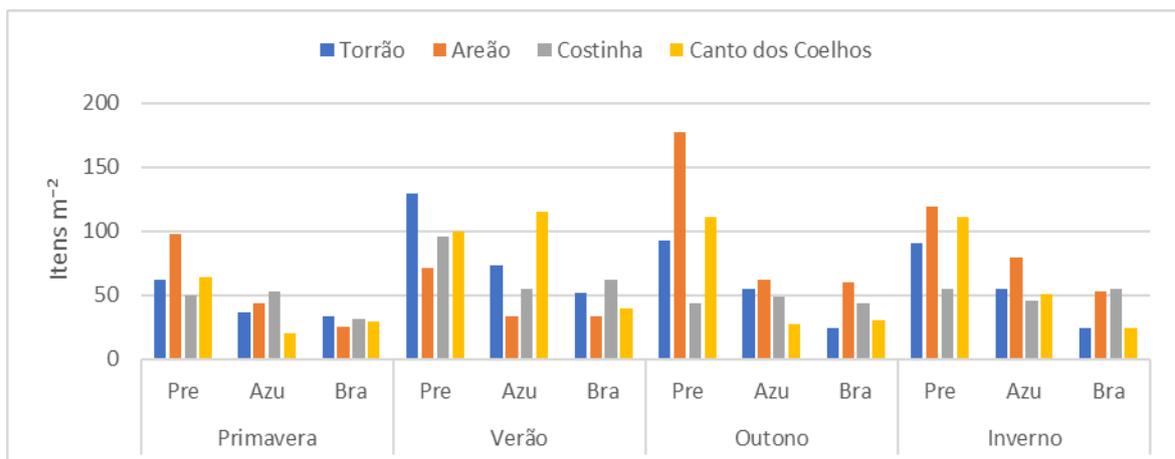


Figura 14. Média das abundâncias das 3 categorias de cores de microplásticos (preto, azul e branco) mais representativas no estudo, em itens m⁻², das 4 praias amostradas (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhos) em cada estação do ano (Primavera, Verão, Outono e Primavera).

Foram encontrados microplásticos com diversos tamanhos sendo que o intervalo de comprimento (μm) com maior número de fibras é $> 1000 \mu\text{m}$ e $\leq 1500 \mu\text{m}$ com $3611 \text{ itens m}^{-2}$ e o menor é $> 0 \mu\text{m}$ e $\leq 200 \mu\text{m}$ com 100 itens m^{-2} . Já nos fragmentos, no intervalo $> 400 \mu\text{m}$ e $\leq 600 \mu\text{m}$ verifica-se o maior número de itens m⁻² (844 itens m^{-2}) e o menor também dos $> 0 \mu\text{m}$ e $\leq 200 \mu\text{m}$ (11 itens m^{-2}). Por fim, nos filmes o maior número de itens m⁻² encontra-se no intervalo $> 400 \mu\text{m}$ e $\leq 600 \mu\text{m}$ ($1622 \text{ itens m}^{-2}$) e o menor em $> 3000 \mu\text{m}$ e $\leq 5000 \mu\text{m}$ (Tabela 8 e Figura 15).

Tabela 8. Abundância de fibras, fragmentos e filmes (itens m^{-2}) associados aos diferentes intervalos de comprimento (μm), nas 4 praias.

| Comprimento | Fibras | Fragmentos | Filmes | Total |
|--------------|--------|------------|--------|-------|
| 0 - 200 | 100 | 11 | 44 | 155 |
| >200 | 1111 | 677 | 833 | 2621 |
| >400 | 1588 | 844 | 1622 | 4054 |
| >600 | 2355 | 455 | 677 | 3487 |
| >800 | 2166 | 211 | 400 | 2777 |
| >1000 | 3611 | 211 | 311 | 4133 |
| >1500 | 2144 | 122 | 211 | 2477 |
| >2000 | 1300 | 77 | 166 | 1543 |
| >2500 | 855 | 88 | 66 | 1009 |
| >3000 | 577 | 22 | 11 | 610 |
| >3500 | 333 | 22 | 22 | 377 |
| >4000 | 222 | 44 | 11 | 277 |
| >4500 - 5000 | 233 | 33 | 11 | 277 |

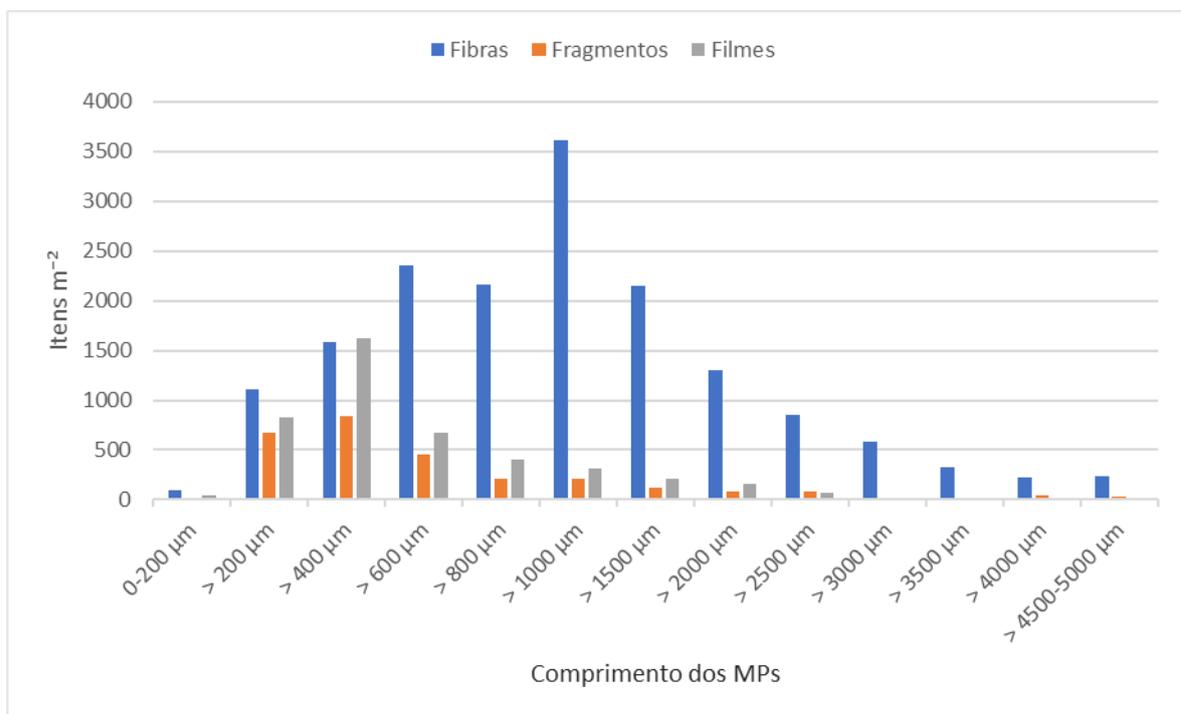


Figura 15. Intervalos de comprimento dos microplásticos (μm) das fibras, fragmentos e filmes (itens m^{-2}), nas praias do Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhoos.

A abundância relativa (**Figura 16**) foi aqui definida como a porcentagem (em proporção) do número de microplásticos num intervalo de comprimento em cada praia.

Na praia do Canto dos Coelhoos as fibras estão abaixo dos 50% apenas no intervalo $\leq 200 \mu\text{m}$ e no intervalo $> 400 \mu\text{m}$ e $\leq 600 \mu\text{m}$. Não foram encontrados fragmentos com os intervalos de comprimento $\leq 200 \mu\text{m}$, > 2000 e $\leq 2500 \mu\text{m}$ e em $> 3500 \mu\text{m}$ e $\leq 4000 \mu\text{m}$, nem filmes com comprimentos $> 3000 \mu\text{m}$ e $\leq 3500 \mu\text{m}$, $> 4000 \mu\text{m}$ e $\leq 5000 \mu\text{m}$.

Na praia do Areão as fibras têm a maior representação percentual, chegando a ter 100% nos 2 últimos intervalos de comprimento. Os fragmentos apresentam um decréscimo (26% a 5%, aproximadamente), em número de itens, à medida que aumenta o comprimento. Nos filmes também se verifica esta tendência (29% a 4%, aproximadamente).

Na praia da Costinha as fibras têm uma abundância mais pequena que os filmes em $> 200 \mu\text{m}$ e $\leq 400 \mu\text{m}$ e em $> 400 \mu\text{m}$ e $\leq 600 \mu\text{m}$, as fibras com 32% e 33%, respetivamente.

Na praia do Torrão do Lameiro verifica-se 100% de fibras em $\leq 200 \mu\text{m}$ e em > 4500 e $\leq 5000 \mu\text{m}$ e uma abundância de fragmentos a ter o seu pico em $> 200 \mu\text{m}$ e $\leq 400 \mu\text{m}$ (35%) e em $> 400 \mu\text{m}$ e $\leq 600 \mu\text{m}$ (30%). Os filmes, à semelhança dos fragmentos, também têm mais abundância relativa (%) nos mesmos intervalos.

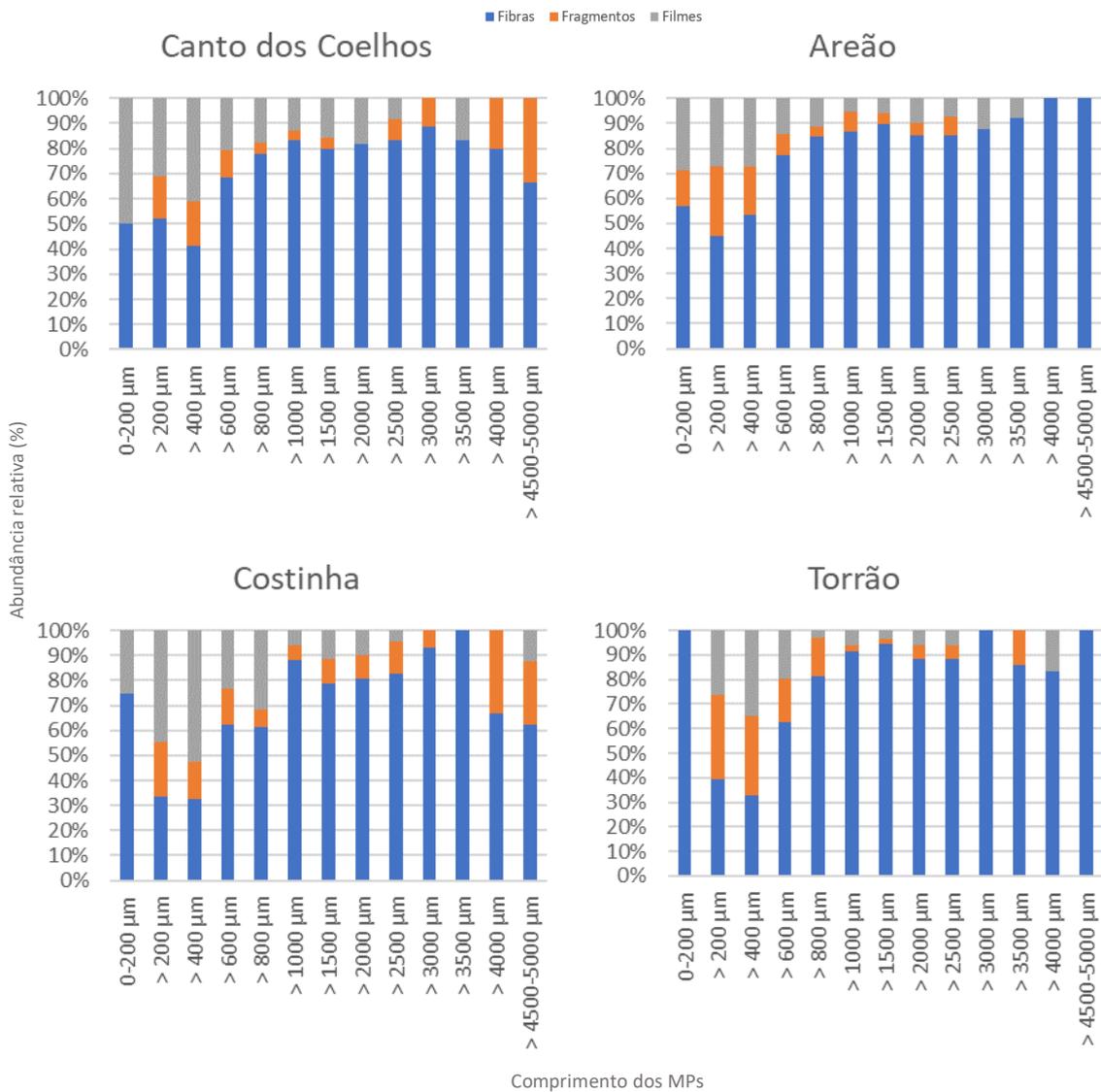


Figura 16. Gráficos com a abundância relativa (%) do comprimento das fibras (azul), fragmentos (laranja) e filmes (cinzento) das praias onde foi feita a amostragem.

A **Tabela 9** apresenta os valores médios em milímetros, com o respetivo desvio padrão e erro padrão, dos microplásticos recolhidos ao longo das quatro praias. Em cada praia foram recolhidas várias amostras ao longo de 5/6 transetos por cada estação do ano, as quais se referem os valores apresentados.

Tabela 9. Média dos comprimentos (μm) das fibras, fragmentos e filmes com o respetivo desvio padrão e erro padrão encontrados nas parias do Areão, Canto dos Coelhos, Costinha e Torrão do Lameiro consoante a estação do ano em que foi feita a recolha.

| | Média Fibras | Desvio Padrão | Erro Padrão | Média Fragmentos | Desvio Padrão | Erro Padrão | Média Filmes | Desvio Padrão | Erro Padrão |
|--------------------------|--------------|---------------|-------------|------------------|---------------|-------------|--------------|---------------|-------------|
| Areão | | | | | | | | | |
| Inverno | 1341 | 175 | 15,00 | 822 | 264 | 64,03 | 660 | 0,160 | 38,81 |
| Outono | 1478 | 264 | 22,47 | 555 | 69 | 24,54 | 540 | 0,207 | 47,48 |
| Primavera | 1219 | 365 | 36,49 | 805 | 578 | 113,4 | 734 | 0,018 | 4,436 |
| Verão | 1392 | 453 | 60,51 | 1028 | 376 | 113,5 | 956 | 0,498 | 90,87 |
| Canto dos Coelhos | | | | | | | | | |
| Inverno | 1214 | 229 | 25,61 | 586 | 264 | 93,32 | 1017 | 0,403 | 79,11 |
| Outono | 1287 | 261 | 32,41 | 823 | 361 | 108,9 | 951 | 0,436 | 116,6 |
| Primavera | 1499 | 620 | 78,08 | 2180 | 1927 | 728,3 | 1172 | 0,704 | 143,7 |
| Verão | 1386 | 211 | 18,85 | 997 | 602 | 155,5 | 751 | 0,419 | 72,93 |
| Costinha | | | | | | | | | |
| Inverno | 1322 | 265 | 36,08 | 1242 | 199 | 40,52 | 1112 | 0,680 | 169,8 |
| Outono | 1271 | 271 | 32,12 | 557 | 241 | 69,49 | 590 | 0,108 | 16,73 |
| Primavera | 1674 | 261 | 28,84 | 902 | 654 | 26,70 | 798 | 0,197 | 27,08 |
| Verão | 1418 | 394 | 39,96 | 1142 | 1016 | 216,7 | 413 | 0,108 | 23,10 |
| Torrão do Lameiro | | | | | | | | | |
| Inverno | 1409 | 190 | 21,15 | 1072 | 931 | 20,32 | 434 | 0,155 | 33,14 |
| Outono | 1368 | 102 | 11,23 | 627 | 133 | 26,57 | 946 | 0,489 | 109,3 |
| Primavera | 1413 | 337 | 37,50 | 660 | 310 | 93,48 | 683 | 0,305 | 78,64 |
| Verão | 1646 | 391 | 31,23 | 1053 | 835 | 152,5 | 662 | 0,241 | 48,13 |

As fibras pertencem à categoria de microplásticos que têm maior comprimento médio, todos acima de 1000 μm . Salvo algumas exceções, os fragmentos apresentam comprimento médio superior aos filmes encontrados.

Capítulo 4: Discussão

No que se refere a sedimentos de zonas costeiras em Portugal, estudos anteriores tinham já reportado que a concentração de microplásticos é bastante mais elevada que a referente a macroplásticos ou mesoplásticos (Martins, 2011; Martins *et al.*, 2011). Além disso, a distribuição dos detritos de menores dimensões em zonas costeiras foi, até recentemente, menos estudada que a distribuição de detritos maiores (e.g. Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012), justificando a necessidade de aumentar os estudos focados na caracterização de abundâncias de microplásticos em qualquer compartimento do ambiente. Nesse sentido, os objetivos principais deste estudo foram alcançados - investigar a presença e a diversidade de microplásticos marinhos em sedimento de praias (Areão, Canto dos Coelhoos, Costinha e Torrão do Lameiro) e em água do mar na costa centro de Portugal. Os microplásticos apareceram em todas as amostras analisadas com uma grande abundância.

4.1 Camada superficial da coluna de água

No presente estudo, o número de microplásticos registados tanto em 2018 (676 itens) como em 2019 (817 itens) é bastante similar aos valores reportados para a Ria de Vigo em 2017 com 677 microplásticos, embora, em termos de abundâncias, os valores mensais tenham variado entre 5,9 itens km^{-2} (Agosto) e 55 itens km^{-2} (Outubro) (Carretero *et al.*, 2022), representando valores bastante menores que os estimados para a área do presente estudo.

Já no sudeste da Baía de Biscaia, no Verão de 2018 foi detectada uma abundância máxima de 26,384,897 itens Km^{-2} em 132 amostras e na Primavera de 2018, a abundância máxima foi 568,359 itens Km^{-2} em 44 amostras (Mendoza *et al.*, 2020). Estes valores encontram-se na mesma ordem de grandeza dos resultados do presente estudo na costa centro de Portugal baseado em 55 amostras. Salienta-se que um estudo realizado no Golfo de Gabes, sudeste do Mar Mediterrâneo, revela uma concentração média de 63,739 itens Km^{-2} (Zayen *et al.*, 2020) enquanto a abundância média do presente estudo na costa centro de Portugal foi superior 158,518 itens Km^{-2} em 2018 e 95,642 itens Km^{-2} em 2019.

Em 2018 o comprimento médio dos microplásticos variou entre 1089 μm e 1912 μm e em 2019 o comprimento médio dos microplásticos variou entre 1130 μm e 2067 μm . Estes valores parecem enquadrar-se em geral nos detectados mais a norte na Ria de Vigo por Carretero *et al.*, (2022) em que mais de 30% dos microplásticos encontravam-se entre 2000 μm e 5000 μm e, aproximadamente, 18% encontravam-se entre 1000 μm e 2000 μm .

Das amostras recolhidas, em 2018 e 2019, os microplásticos apresentaram uma maior abundância total para as formas alongadas e lisas. Isto deve-se às características das fibras e dos filmes, que apresentam estas formas com grande frequência. As cores mais abundantes em ambos os anos foi o preto e o azul o que também está de acordo com o estudo de Carretero *et al.*, (2022) em que as fibras eram maioritariamente pretas (81%). Embora no presente estudo as fibras tenham predominado, um estudo realizado no nordeste da Baía de Brest revelou que os microplásticos recolhidos eram maioritariamente fragmentos (53%) sendo que as fibras representavam apenas 25% (Mendoza *et al.*, 2020).

Nas amostras de água analisadas, as fibras apresentaram as maiores abundâncias registadas. As fibras podem ter origem em vários processos e as lavagens das roupas podem ser uma forma da ampla distribuição e da abundância destes microplásticos no SIC Maceda - Praia da Vieira por serem derivadas dos têxteis, assim como das pescas que possuem um cariz importante para o setor económico da região centro. A prevalência das fibras é uma constante em vários estudos. Uma campanha no sudeste da China identificou que na superfície do oceano na área amostrada existiam 89,47% de fibras, o que poderia resultar de vários factores incluindo efeitos hidrográficos (Wang *et al.*, 2022), lavagens de têxteis (Ross *et al.*, 2021), etc.

Os microplásticos são, muitas vezes, confundidos com alimento por parte das espécies marinhas (Vlietstra *et al.*, 2002). Uma vez que as percentagens de fibras são tão elevadas nas amostras analisadas no presente estudo (acima dos 75% em 2018 e 66% em 2019), e que os microplásticos se podem encontrar em toda a coluna de água, é possível admitir que são ingeridos por toda a cadeia trófica. O upwelling serve de meio de transporte dos microplásticos da zona batipelágica (1000 m a 4000 m) (Wang *et al.*, 2022), para a zona superficial. O zooplâncton que sobe na coluna de água serve de alimento a muitas espécies transferindo os microplásticos ingeridos num processo denominado bioacumulação e biomagnificação (Rogdakis *et al.*, 2010; Nor *et al.*, 2014; Medellín-Mora *et al.*, 2018; Montero *et al.*, 2022). De facto, diversos estudos apresentam uma relação entre microplásticos e zooplâncton (Kuehr *et al.*, 2021), em várias áreas do planeta, incluindo a Macaronésia (Herrera *et al.*, 2020) e o Mar Mediterrâneo (Pedrotti *et al.*, 2016).

O mesmo acontece em níveis tróficos superiores. Wang *et al.*, (2021) reporta microplásticos ingeridos por vermes de areia, moluscos, crustáceos e peixes, havendo uma relação positiva para a transferência entre espécies. Em Portugal, a presença de microplásticos foi detectada em mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*), moluscos (*Scrobicularia plana*), poliquetas

(*Marphysa sanguinea*), carapaus (*Trachurus trachurus*) e cavalas (*Scomber colias*) retiradas de Porto Covo, Figueira da Foz e Sesimbra (Pequeno *et al.*, 2021). Na nossa área de estudo, tendo em conta a estimativa da abundância de microplásticos, é de esperar que os detritos marinhos sejam detetados em todos os níveis tróficos.

A área monitorizada no presente estudo coincide com o SIC Maceda - Praia da Vieira, sendo uma área marinha dedicada à protecção de cetáceos, principalmente do Boto (*Phocoena phocoena*) e do Roaz (*Tursiops truncatus*), devido aos seus estatutos de conservação. Até ao momento, desconhece-se qual pode ser o efeito dos microplásticos na saúde dos indivíduos e das populações destes cetáceos. No Mar do Norte e no Mar Báltico, Philipp *et al.*, (2021) estudaram amostras intestinais de boto e a grande maioria dos indivíduos apresentavam microplásticos no seu trato gastrointestinal (dos 30 indivíduos analisados, 28 continham microplásticos). No entanto, na Holanda, a análise de 654 conteúdos estomacais de Boto revelaram a presença de detritos plásticos em apenas 7% das amostras, o que parece indicar a necessidade da utilização de um protocolo mais específico (Franeker *et al.*, 2018). Relativamente ao Roaz (*Tursiops truncatus*), o trato gastrointestinal foi investigado na América do Norte, o que revelou a existência de microplásticos (principalmente fibras) em todas as 7 amostras (Battaglia *et al.*, 2020).

Além dos predadores de topo, também a população Humana é afectada pela ubiquidade dos microplásticos. Muitos alimentos que consumimos contêm microplásticos na sua constituição. No estudo de Bai *et al.*, (2022) as fibras foram o detrito mais abundante nos vários itens alimentares analisados e a cor azul a mais frequente. Segundo estes autores, o consumo humano de partículas plásticas ocorre na ordem de $1,42 \times 10^5$ a $1,54 \times 10^5$ partículas por pessoa (**Tabela 10**), o equivalente a 50 sacos de plástico por ano (tamanho: 0.04 mm \times 250 mm \times 400 mm, densidade: 0.98 g cm⁻³).

Tabela 10. Ingestão máxima anual de alimentos com MPs, para a população em geral (em Bai *et al.*, 2022).

| Alimentos | | Fornecedores (Kg/capita/ano) | Abundância de MPs (partículas/Kg) | Ingestão de MPs (capita/ano/partículas) |
|-------------|------------------|---------------------------------|---------------------------------------|--|
| Bebidas | Cerveja | 25,14 | 35,8 | $9,01 \times 10^2$ |
| | Água engarrafada | 730 | $1,04 \times 10^2$ | $7,56 \times 10^4$ |
| | Leite | 87,99 | 23,2 | $2,05 \times 10^3$ |
| | Vinho | 3,12 | $2,56 \times 10^3 - 5,86 \times 10^3$ | $8,00 \times 10^3 - 1,83 \times 10^4$ |
| | Outros | 6,61 | 0 – 7 | 0 – 46,3 |
| Condimentos | Açúcar | 27,79 | $6,74 \times 10^2$ | $1,87 \times 10^4$ |
| | Sais | 1,825 | $2 - 6,81 \times 10^2$ | $3,65 - 1,24 \times 10^3$ |
| Mel | - | 0,23 | $1,09 \times 10^2$ | 25,0 |
| Frango | - | 15,18 | 4,0 – 18,7 | $60,7 - 2,84 \times 10^2$ |
| Marisco | - | 20,39 | $1,81 \times 10^3$ | $3,69 \times 10^4$ |
| Total | - | - | - | $1,42 \times 10^5 - 1,54 \times 10^5$ |

Estudos realizados em peixes de águas portuguesas mostram maior abundância de fibras em detrimento de fragmentos e “pellets” (Bessa *et al.*, 2018; Lopes *et al.*, 2020). Microplásticos foram também detectados em vários organismos, incluindo cavalas (*Scomber colias*) recolhidas no centro de Portugal (Pequeno *et al.*, 2021). Outros trabalhos têm já reportado a presença de plásticos em itens utilizados para consumo Humano no Atlântico (Herrera *et al.*, 2019; Barboza *et al.*, 2020; Maaghloud *et al.*, 2020).

4.2 Sedimento das Praias

No que se refere às partículas de maior tamanho encontradas nas amostras de sedimento no presente estudo, identificámos 99 mesoplásticos e macropásticos, correspondendo a 1100 itens m^{-2} . Pieper *et al.* (2015) quantificou a abundância de detritos marinhos (tamanhos de 2 a 30 cm) na ilha do Faial, Açores, sendo que os resultados indicaram uma variação entre 0 e 1,940 itens m^{-2} . Foram encontrados plásticos, vidros, produtos derivados da indústria têxtil e metais. Todos estes detritos também foram identificados no presente estudo, no entanto, com abundâncias menores.

A avaliação de microplásticos em amostras de sedimento, as suas fontes e destinos, são preocupações já bem identificadas em todo o planeta (ver Browne *et al.* 2011). Presentemente, existem valores de abundância média de detritos em sedimento de praias para muitos pontos do

Planeta (ver Bagaev *et al.*, 2021), incluindo para o Mar Negro (Bai *et al.*, 2022), costa da África do Sul (Nel 2015) e algumas praias do distrito de Aveiro em Portugal (Prata *et al.*, 2020; Chouchene *et al.*, 2021) que se localizam dentro da área considerada no presente estudo. No Mar Báltico a abundância média foi 3155 ± 1308 itens m^{-2} (Esiukova *et al.*, 2020) e o tamanho das fibras, fragmentos e filmes variou entre 500 μm e 5000 μm . Na costa centro de Portugal, onde este estudo teve lugar, as médias foram consideravelmente inferiores. Nas praias de Fernando de Noronha e Trindade (Sul *et al.*, 2014; Monteiro *et al.*, 2018) as abundâncias são também superiores às das 4 praias portuguesas em estudo.

Em Portugal, Antunes *et al.* (2018) avaliou 11 praias da costa portuguesa e verificou que 99% dos itens recolhidos eram plásticos. Dos itens encontrados, 68% eram partículas inferiores a 5 mm e, neste conjunto de microplásticos, os “pellets” (79%) apresentaram maior número junto a áreas industriais e os fragmentos (14%) junto a portos de pesca. A abundância de “pellets” observados em Antunes *et al.*, (2018) foi elevada o que leva a inferir que o comprimento dos microplásticos também foi. Em concordância, no presente estudo na costa centro de Portugal, 99% dos itens eram plásticos e 94% eram microplásticos, sendo que o intervalo de comprimento com maior número de itens m^{-2} integra-se entre 1000 μm e 2000 μm . Este intervalo de comprimentos com maior número de itens também vai de encontro ao estudo de Rodrigues *et al.*, (2020).

No que se refere aos tipos de microplásticos, no estudo de Desforges *et al.*, (2014) o número de fibras correspondeu a, aproximadamente, 75% das partículas identificadas. No presente estudo, foi obtido um valor um pouco inferior, mais concretamente 70%. De facto, as fibras plásticas representam o microplástico com maior percentagem de incidência nas praias seleccionadas no presente estudo na costa centro de Portugal. Já os fragmentos e os filmes não revelam um padrão em que se possa inferir que um é mais abundante que outro. A proximidade com áreas urbanas e praias com fortes hidrodinâmicas, de que é exemplo o Torrão do Lameiro, fazem com que os fragmentos acumulem com facilidade (Antunes *et al.*, 2018). Além disso, outros factores como a presença de indústrias plásticas, e também a densidade populacional e as chuvas (**Tabela 11**) podem influenciar a variação da acumulação destes contaminantes (Rios-Mendoza *et al.*, 2021). As drenagens em bacias hidrográficas podem de facto influenciar a acumulação de detritos levando a uma maior acumulação de microplásticos nos meses de Inverno/Outono (Antunes *et al.*, 2018). No entanto, os resultados obtidos no presente estudo mostram que no mês de Outubro a abundância é menor, pelo que outros factores como algumas atividades

antropogénicas deverão influenciar a abundância de microplásticos sazonalmente nas praias portuguesas (Carretero *et al.*, 2022).

Nas 4 praias do presente estudo, a Primavera revelou ser a estação do ano em que menos detritos plásticos por m² foram identificados, salvo no caso dos filmes, em que a menor abundância foi registada no Inverno. Por outro lado, o Verão foi a estação do ano em que a abundância dos detritos (fibras, fragmentos e filmes) foi maior. O número de navios ancorados, bem como as fábricas de produção têxtil e de plásticos e a força dos ventos podem ter um impacto considerável na abundância. A dominância dos ventos de norte no fim da Primavera/início de Verão pode estar relacionada com a variação de abundância de detritos na costa oeste Portuguesa. Além disso, a diferença entre zona urbana e zona rural é um fator que foi investigado em Hayes *et al.*, (2021) e que revelou, que a atividade antropogénica provoca a contaminação dos locais urbanos a uma velocidade superior aos locais rurais e afastados. No presente estudo, nenhuma das praias está localizada em zonas demasiadamente urbanizadas, mas todas são utilizadas intensivamente por turistas durante o Verão. No estudo de Xia *et al.*, (2021) a maior abundância de microplásticos em sedimento também teve lugar na estação seca e não na estação das chuvas, facto que pode estar relacionado com o escoamento e velocidade da água no local.

Um estudo realizado em 3 locais do rio Douro (zona rural, zona de tratamento de efluentes e doca), revelou que a maior concentração de microplásticos foi encontrada nas proximidades da doca e a menor concentração foi perto da zona rural (Prata *et al.*, 2021).

Tabela 11. Locais de amostragem (Torrão do Lameiro, Areão, Costinha e Canto dos Coelhoos) e fatores que podem influenciar a acumulação: densidade populacional (habitante km⁻²), bacia hidrográfica (Km²) e número de indústrias de produção de plásticos (ver bibliografia).

| Praias | Concelho | Densidade populacional (hab. km ⁻²) | Bacia hidrográfica (km ²) | Indústrias plásticas |
|--------------------|-----------------|--|---------------------------------------|-------------------------|
| Torrão do Lameiro | Ovar | 368,9 | 300,7 | 48 |
| Areão | Vagos | 139,4 | 331,5 | 21 |
| Costinha | Figueira da Foz | 155,4 | 6645 | 51 |
| Canto dos Coelhoos | Leiria | 117,1 | 398 | 26 |

No que se refere à acumulação de microplásticos no sedimento e aos seus possíveis efeitos no biota marinho, há ainda a referir que esta acumulação pode contribuir para um aumento de temperatura por metro quadrado. Tendo em conta o conhecimento existente dos

locais de nidificação das tartarugas, um aumento da temperatura iria influenciar um maior nascimento de fêmeas, o que comprometeria a sobrevivência da espécie a longo prazo (Maurer *et al.*, 2021).

Dificuldades nos métodos

As redes (nylon, manta e plâncton) para recolha de amostras na coluna de água têm características distintas no que diz respeito à malhagem e, conseqüentemente, facilitam uma amostragem mais específica tendo em conta o objetivo do trabalho a desempenhar (Dris *et al.*, 2015; Vermaire *et al.*, 2017). As redes de plâncton aprisionam detritos num intervalo entre 0,1 e 0,5 mm correspondente à abertura da malha (Sebille *et al.*, 2015). A utilização de diferentes malhagens poderá levar a subestimar ou sobrestimar alguns tamanhos de partículas.

Quando se analisam os microplásticos ao microscópio surge, por vezes, a dificuldade em distinguir e quantificar o tipo de microplástico devido ao facto de não ser bem perceptível (luz, ampliação). Com o passar do tempo têm surgido várias técnicas que permitem a identificação em várias vertentes (tamanho e tipo de polímero) (Shruti *et al.*, 2022). Desta forma, seria uma boa prática proceder à análise espectroscópica sempre que possível (Ross *et al.*, 2021), embora esta análise possa produzir resultados enviesados se a monitorização for realizada por observadores múltiplos (Sun *et al.*, 2022).

A triagem dos microplásticos é um trabalho bastante moroso, particularmente se as amostras têm um alto conteúdo de matéria orgânica. O método discutido por Erni-Cassola *et al.*, (2017) no que diz respeito à identificação de microplásticos inclui um protocolo para a detecção de microplásticos com comprimentos entre 20 μm e 1000 μm usando o corante vermelho do Nilo (Cole, 2016; Shim *et al.*, 2016), a microscopia de fluorescência e o auxílio de um software de análise de imagens para determinar o comprimento dos microplásticos (ImageJ). Este procedimento visa automatizar o processo em laboratório e o tempo despendido, tendo em conta o baixo custo do corante vermelho do Nilo. Todavia, apesar da eficácia do processo, nem todas as partículas com fluorescência são microplásticos (Shruti *et al.*, 2022). Uma revisão sobre vários métodos para a extração de microplásticos foi conduzida por Shruti *et al.*, (2022) onde estão compiladas 56 publicações. Para cada tipo de amostra (ar, água engarrafada, poeira, etc.) há um componente orgânico que permite a remoção de matéria orgânica. Atualmente a digestão da

matéria orgânica é, na sua maioria, feita recorrendo a HNO_3 , H_2O_2 , KOH , ou NaOH e a identificação por espectroscopia (Bai *et al.*, 2022).

A utilização de SEM (Scanning Electron Microscopy) possibilita a identificação de detritos com tamanhos a variarem entre as nanopartículas e as micropartículas com melhor resolução (Schwaferts *et al.*, 2019). No entanto, as amostras demoram a ser preparadas e o consumo de tempo é uma desvantagem (Bai *et al.*, 2022). Existem outros métodos para complementar a identificação visual, como por exemplo, o SEM-EDX e LSCM (Bai *et al.*, 2022).

Capítulo 5: Conclusão

Este estudo contribuiu para caracterizar os itens de plástico presentes no sedimento de 4 praias, bem como na parte superficial da coluna de água do mar numa área com estatuto de conservação. Os valores de abundância obtidos servirão como valores de referência para futuras comparações, e assim poderemos avaliar se o problema dos microplásticos se está a agravar ou se as medidas de mitigação estão a produzir bons resultados.

Como trabalho futuro, seria importante identificar o tipo de microlixo encontrado nas amostras detectadas no presente estudo através de técnicas como a espectroscopia, de forma a investigar o tipo de polímero e assim identificar a proveniência dos microplásticos.

Determinar a origem de um microplástico é importantíssimo, uma vez que é possível criar estratégias de mitigação adaptadas ao seu carácter primário ou secundário. Organizações intergovernamentais, instituições não governamentais e a comunidade científica assim como outras partes interessadas deverão continuar a trabalhar neste sentido.

É importante ter em mente que as quantidades de plásticos encontrados nos oceanos variam geograficamente. Os impactos podem ser tanto maiores quanto pior for a gestão de resíduos, a quantidade de setores e fatores sociais e económicos. Os organismos marinhos, como reportado, têm sofrido com o impacto da poluição e é essencial prevenir que estes acontecimentos continuem não só pelo bem da saúde pública, mas pelo bom funcionamento dos ecossistemas e planeta.

Capítulo 6: Bibliografía

- ABIPLAST. (2016). Indústria Brasileira de Plásticos Processados e Reciclados - Perfil 2016. In *Associação Brasileira da Indústria do Plástico*. 43.
- Aliani, S., Griffa, A., & Molcard, A. (2003). Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 46(9), 1142–1149. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00192-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00192-9)
- Alimi, O. S., Farner Budarz, J., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2018). Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. *Environmental Science and Technology*, 52(4), 1704–1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>
- Allen, R., Jarvis, D., Sayer, S., & Mills, C. (2012). Entanglement of grey seals *Halichoerus grypus* at a haul out site in Cornwall, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), 2815–2819. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.005>
- Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L. A., Hiemstra, P. S., Vijver, M. G., & Mauad, T. (2020). An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? *Science of the Total Environment*, 749, 141676. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141676>
- Andersson, E. (2014). Micro plastics in the oceans and their effect on the marine fauna. *Sveriges Lantbruksuniversitet*, 1–14. <http://stud.epsilon.slu.se/6634/>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- Antunes, J., Frias, J., & Sobral, P. (2018). Microplastics on the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 131(April), 294–302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.025>
- Ashton, K., Holmes, L., & Turner, A. (2010). Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11), 2050–2055. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.014>
- Bagaev, A., Esiukova, E., Litvinyuk, D., Chubarenko, I., Veerasingam, S., Venkatachalapathy, R., &

- Verzhevskaya, L. (2021). Investigations of plastic contamination of seawater, marine and coastal sediments in the Russian seas: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(25), 32264–32281. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14183-z>
- Bai, C. L., Liu, L. Y., Hu, Y. Bin, Zeng, E. Y., & Guo, Y. (2022). Microplastics: A review of analytical methods, occurrence and characteristics in food, and potential toxicities to biota. *Science of the Total Environment*, 806, 150263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150263>
- Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, 185, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.007>
- Barboza, L. G. A., Lopes, C., Oliveira, P., Bessa, F., Otero, V., Henriques, B., Raimundo, J., Caetano, M., Vale, C., & Guilhermino, L. (2020). Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of the Total Environment*, 717, 134625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>
- Barnes, D. K. A. (2005). Remote islands reveal rapid rise of southern hemisphere, sea debris. *TheScientificWorldJournal*, 5, 915–921. <https://doi.org/10.1100/tsw.2005.120>
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Battaglia, F. M., Beckingham, B. A., & McFee, W. E. (2020). First report from North America of microplastics in the gastrointestinal tract of stranded bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Pollution Bulletin*, 160(June), 111677. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111677>
- Bessa, F., Barría, P., Neto, J. M., Frias, J. P. G. L., Otero, V., Sobral, P., & Marques, J. C. (2018). Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 128(January), 575–584. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>
- Besseling, E., Quik, J. T. K., Sun, M., & Koelmans, A. A. (2017). Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental Pollution*, 220, 540–548.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>

- Blair, R. M., Waldron, S., Phoenix, V., & Gauchotte-Lindsay, C. (2017). Micro- and Nanoplastic Pollution of Freshwater and Wastewater Treatment Systems. In *Springer Science Reviews* (Vol. 5, Issues 1–2). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/s40362-017-0044-7>
- Bowley, J., Baker-Austin, C., Porter, A., Hartnell, R., & Lewis, C. (2020). Oceanic Hitchhikers – Assessing Pathogen Risks from Marine Microplastic. *Trends in Microbiology*, *xx(xx)*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.06.011>
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *178*, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*, *42*(13), 5026–5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). *Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide : Sources and Sinks*.
- Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2013). Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. In *Current Biology* (Vol. 23, Issue 23). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>
- Carlton, J. T., & Geller, J. B. (1993). Ecological Roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, *261*(5117), 78–82. <https://doi.org/10.1126/science.261.5117.78>
- Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, *91*, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Carretero, O., Gago, J., Filgueiras, A. V., & Viñas, L. (2022). The seasonal cycle of micro and meso-plastics in surface waters in a coastal environment (Ría de Vigo, NW Spain). *Science of the Total Environment*, *803*, 150021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150021>

- Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., & McDermid, K. J. (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1708–1713. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.032>
- Cauwenberghe, L. V., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Cauwenberghe, L. V., Vanreusel, A., Mees, J., & Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, 495–499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>
- Chouchene, K., Prata, J. C., da Costa, J., Duarte, A. C., Rocha-Santos, T., & Ksibi, M. (2021). Microplastics on Barra beach sediments in Aveiro, Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 167(October 2020). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112264>
- Cole, M. (2016). A novel method for preparing microplastic fibers. *Scientific Reports*, 6(October), 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep34519>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 62, Issue 12). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Collard, F., & Ask, A. (2021). Plastic ingestion by Arctic fauna: A review. *Science of the Total Environment*, 786, 147462. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147462>
- Conselho de Ministros. (2020). PRESIDÊNCIA DO CONSELHO DE MINISTROS. Resolução do Conselho de Ministros 59/2001. *Diário Da República - I Série-B*, 2, 3179–3182.
- Costa, J., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. P. (2017). *Microplastics - Occurrence , Fate and Behaviour in the Environment*. 75, 2017. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.004>
- Costa, R. A., Sá, S., Pereira, A. T., Ângelo, A. R., Vaqueiro, J., Ferreira, M., & Eira, C. (2020). Prevalence of entanglements of seabirds in marine debris in the central Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 161(October). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111746>
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science and Technology*, 53(12), 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>

- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Desforges, J. P. W., Galbraith, M., & Ross, P. S. (2015). Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 320–330. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>
- Desforges, J. W., Galbraith, M., Dangerfield, N., & Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 79, Issues 1–2). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
- Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Tassin, B., Laforsch, C., Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., & Galgani, F. (2015). Beyond the ocean: Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. In *Environmental Chemistry, CSIRO Publishing*.
- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 1–25. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Engler, R. E. (2012). The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental Science and Technology*, 46(22), 12302–12315. <https://doi.org/10.1021/es3027105>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, 9(12), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution*

- Bulletin*, 77(1–2), 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A., & Rifman, S. (2013). Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 68(1–2), 71–76. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.021>
- Erni-Cassola, G., Gibson, M. I., Thompson, R. C., & Christie-Oleza, J. A. (2017). Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 μ m) in Environmental Samples. *Environmental Science and Technology*, 51(23), 13641–13648. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04512>
- Esiukova, E., Khatmullina, L., Lobchuk, O., Grave, A., Kilesa, A., Haseler, M., Zyubin, A., & Chubarenko, I. (2020). From macro to micro: dataset on plastic contamination along and across a sandy tide-less coast (the Curonian Spit, the Baltic Sea). *Data in Brief*, 30. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105635>
- Eunomia. (2016). *Plastics in the Marine Environment*. June, 13. Disponível em: www.eunomia.co.uk. (Consultado em Setembro de 2021)
- European Commission. (2013). Guidance on Monitoring Marine Litter. JRC SCIENTIFIC AND POLICY REPORTS, 128. <https://doi.org/10.2788/99475>
- European Commission. (2015). A European Strategy for Plastics. In *European Commission* (Issue July). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- European Commission. (2020). *A European Strategy for Plastics in a Circular Economy*. 24.
- Fader, J. E., Elliott, B. W., & Read, A. J. (2021). The Challenges of Managing Depredation and Bycatch of Toothed Whales in Pelagic Longline Fisheries: Two U.S. Case Studies. *Frontiers in Marine Science*, 8(February). <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.618031>
- Fragão, J., Bessa, F., Otero, V., Barbosa, A., Sobral, P., Waluda, C. M., Guímaro, H. R., & Xavier, J. C. (2021). Microplastics and other anthropogenic particles in Antarctica: Using penguins as biological samplers. *Science of the Total Environment*, 788, 147698. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147698>
- Franeker, J. A. V., Bravo Rebolledo, E. L., Hesse, E., Ijsseldijk, L. L., Kühn, S., Leopold, M., & Mielke, L. (2018). Plastic ingestion by harbour porpoises *Phocoena phocoena* in the Netherlands: Establishing a standardised method. *Ambio*, 47(4), 387–397.

<https://doi.org/10.1007/s13280-017-1002-y>

- Frias, J. P. G. L., Antunes, J. C., & Sobral, P. (2013). Local marine litter survey - A case study in Alcobaca municipality, Portugal. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 13(2), 169–179. <https://doi.org/10.5894/rgci395>
- Frias, J. P. G. L., Gago, J., Otero, V., & Sobral, P. (2016). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Marine Environmental Research*, 114(2016), 24–30. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.12.006>
- Frias, J. P. G. L., Otero, V., & Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research*, 95, 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.001>
- Frias, J., Pagter, E., Nash, R., O'Connor, I., Carretero, O., Filgueiras, A., Viñas, L., Gago, J., Antunes, J., Bessa, F., Sobral, P., Goruppi, A., Tirelli, V., Pedrotti, M. L., Suaria, G., Aliani, S., Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., Palazzo, L., Lucia, G. A., Camedda, A., Muniategui, S., Grueiro, G., Fernandez, V., Andrade, J., Dris, R., Laforsch, C., Scholz-Böttcher, B. M., & Gerds, G. (2018). Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. *JPI-Oceans BASEMAN Project*, May, 33. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36256.89601/1>
- Fries, E., Deki, H., Willmeyer, J., Nuelle, M., & Remy, D. (2013). *Environmental Science Processes & Impacts scanning electron microscopy †*. <https://doi.org/10.1039/c3em00214d>
- Gago, J., Filgueiras, A., Pedrotti, M. L., Caetano, M., & Firas, J. (2019). *Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater. JPI-Oceans BASEMAN project. January*, 96. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14181.45282>
- Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., Goraguer, H., Latrouite, D., Andral, B., Cadiou, Y., Mahe, J. C., Poulard, J. C., & Nerisson, P. (1995b). Litter on the sea floor along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6), 516-527. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00234-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00234-9)
- Galgani, F., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Janssen, C., Galgani, F., Fleet, D., Franeker, J. Van, Katsanevakis, S., & Maes, T. (2010). Marine Strategy Framework Directive: Task Group 10 Report Marine Litter. In *Group* (Issue 31210). <https://doi.org/10.2788/86941>
- Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution*

- Bulletin*, 92(1–2), 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- García-Gómez, J. C., Garrigós, M., & Garrigós, J. (2021). Plastic as a Vector of Dispersion for Marine Species With Invasive Potential. A Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9(May). <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.629756>
- GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment". *Reports and Studies GESAMP*, 90(December), 96. issn: 1020-4873%5Cnhttp://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/GESAMP_microplastics_full_study.pdf
- Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., & MacLeod, M. (2017). Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1–2), 292–302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.062>
- Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., El Hadri, H., Grassl, B., & Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030–1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>
- Gilman, E., Musyl, M., Suuronen, P., Chaloupka, M., Gorgin, S., Wilson, J., & Kuczenski, B. (2021). Highest risk abandoned, lost and discarded fishing gear. *Scientific Reports*, 11(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86123-3>
- Gündoğdu, S. (2017). *High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey High level of micro-plastic pollution in the Iskenderun Bay NE Levantine coast of Turkey Türkiye ' nin k uzeydoğu Levant k ıyısındaki İskenderun Körfezi ' nde y üksek. December*. <https://doi.org/10.12714/egejfas.2017.34.4.06>
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948–952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
- Hanachi, P., Karbalaeei, S., Walker, T. R., Cole, M., & Hosseini, S. V. (2019). Abundance and properties of microplastics found in commercial fish meal and cultured common carp (Cyprinus carpio). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(23), 23777–23787.

<https://doi.org/10.1007/s11356-019-05637-6>

- Harrison, J., P., Schratzberger, M., Sapp, M., & Osborn, A., M. (2014). Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *Science*, *175*(4027), 1240–1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>
- Hayes, A., Kirkbride, P., & Leterme, S. C. (2021). Variation in polymer types and abundance of microplastics from two rivers and beaches in Adelaide, South Australia. *Marine Pollution Bulletin*, *172*(August), 112842. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112842>
- Herrera, A., Raymond, E., Martínez, I., Álvarez, S., Canning-Clode, J., Gestoso, I., Pham, C. K., Ríos, N., Rodríguez, Y., & Gómez, M. (2020). First evaluation of neustonic microplastics in the Macaronesian region, NE Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, *153*(March), 110999. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110999>
- Herrera, A., Štindlová, A., Martínez, I., Rapp, J., Romero-Kutzner, V., Samper, M. D., Montoto, T., Aguiar-González, B., Packard, T., & Gómez, M. (2019). Microplastic ingestion by Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the Canary Islands coast. *Marine Pollution Bulletin*, *139*(January), 127–135. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.022>
- Hess, N. A., Ribic, C. A., & Vining, I. (1999). Benthic marine debris, with an emphasis on fishery-related items, surrounding Kodiak Island, Alaska, 1994-1996. *Marine Pollution Bulletin*, *38*(10), 885–890. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00087-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00087-9)
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, *46*(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Hieb, E. E., Eniang, E. A., Keith-Diagne, L. W., & Carmichael, R. H. (2021). In-Water Bridge Construction Effects on Manatees with Implications for Marine Megafauna Species. *Journal of Wildlife Management*, *85*(4), 674–685. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22030>
- Hoarau, L., Ainley, L., Jean, C., & Ciccione, S. (2014). Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from by-catches in the South-West Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, *84*(1–2), 90–96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.031>
- Hoegh-Guldberg, O., Cai, R., Poloczanska, E., Brewer, P., Sundby, S., Hilmi, K., Fabry, V., & Jung, S. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, *September 2014*, 1655–1734.

- Hoellein, T., Rojas, M., Pink, A., Gasior, J., & Kelly, J. (2014). Anthropogenic litter in urban freshwater ecosystems: Distribution and microbial interactions. *PLoS ONE*, *9*(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098485>
- Huang, Y., He, T., Yan, M., Yang, L., Gong, H., Wang, W., Qing, X., & Wang, J. (2021). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment. *Journal of Hazardous Materials*, *416*(May), 126168. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126168>
- Hurley, R. R., Woodward, J. C., & Rothwell, J. J. (2017). Ingestion of Microplastics by Freshwater Tubifex Worms. *Environmental Science and Technology*, *51*(21), 12844–12851. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03567>
- INE. (2013). Instituto Nacional de Estatística. Densidade populacional. Disponível em: https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&userLoadSave=Load&userTableOrder=9956&tipoSeleccao=1&contexto=pq&selTab=tab1&submitLoad=true&xlang=pt. (Consultado em Outubro de 2021)
- Infoempresas. (2021). Indústrias plásticas. Disponível em: <https://infoempresas.jn.pt/>. (Consultado em Outubro de 2021)
- Ioakeimidis, C., Fotopoulou, K. N., Karapanagioti, H. K., Geraga, M., Zeri, C., Papathanassiou, E., Galgani, F., & Papatheodorou, G. (2016). The degradation potential of PET bottles in the marine environment: An ATR-FTIR based approach. *Scientific Reports*, *6*(October 2015), 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep23501>
- Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Marine Pollution*, *347*(6223), 768-. <https://science.sciencemag.org/CONTENT/347/6223/768.abstract>
- Khan, F. R., Syberg, K., Shashoua, Y., & Bury, N. R. (2015). Influence of polyethylene microplastic beads on the uptake and localization of silver in zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Pollution*, *206*, 73–79. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.06.009>
- Kuehr, S., Diehle, N., Kaegi, R., & Schlechtriem, C. (2021). Ingestion of bivalve droppings by benthic invertebrates may lead to the transfer of nanomaterials in the aquatic food chain. *Environmental Sciences Europe*, *33*(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00473-3>
- Kühn, S., Rebolledo, E., Bravo, L., & Franeker, J. A. van. (2019). Deleterious effects of litter on marine life. In *Environmental Science and Technology* (Vol. 53, Issue 9).

- <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01360>
- Lambert, S. (2013). *Environmental Risk of Polymer and their Degradation Products*. May, 1–198. <http://etheses.whiterose.ac.uk/4194/>
- Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., & Sillanpää, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, 133, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Law, K. L. (2010). Plastic Accumulation in the North. *Science*, 329(September), 1185–1188.
- Lee, H., Joon, W., & Kwon, J. (2014). Science of the Total Environment Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. In *Science of the Total Environment, The* (Vols. 470–471). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.023>
- LeiriaPolis. (2001). Bacia hidrográfica. Disponível em: <https://www.cm-leiria.pt/uploads/document/file/260/48430.pdf>. (Consultado em Outubro de 2021)
- Lithner, D., Larsson, A., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*, 409(18), 3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>
- Löder, M. G. J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C., & Gerdts, G. (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 12(5), 563–581. <https://doi.org/10.1071/EN14205>
- Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., & Garrido, S. (2020). Microplastic ingestion and diet composition of planktivorous fish. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 103–112. <https://doi.org/10.1002/lol2.10144>
- Lu, K., Lai, K. P., Stoeger, T., Ji, S., Lin, Z., Lin, X., Chan, T. F., Fang, J. K.-H., Lo, M., Gao, L., Qiu, C., Chen, S., Chen, G., Li, L., & Wang, L. (2021). Detrimental effects of microplastic exposure on normal and asthmatic pulmonary physiology. *Journal of Hazardous Materials*, 416(May), 126069. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126069>
- Luo, H., Liu, C., He, D., Xu, J., Sun, J., Li, J., & Pan, X. (2022). Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity

- and biofilm under aging conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 423(PA), 126915. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126915>
- Maaghloud, H., Houssa, R., Ouansafi, S., Bellali, F., El Bouqdaoui, K., Charouki, N., & Fahde, A. (2020). Ingestion of microplastics by pelagic fish from the Moroccan Central Atlantic coast. *Environmental Pollution*, 261. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114194>
- Majer, A. P., Vedolin, M. C., & Turra, A. (2012). Plastic *pellets* as oviposition site and means of dispersal for the ocean-skater insect Halobates. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1143–1147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.029>
- Markic, A., Gaertner, J. C., Gaertner-Mazouni, N., & Koelmans, A. A. (2020). Plastic ingestion by marine fish in the wild. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(7), 657–697. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1631990>
- MARPOL. (1978). *Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (MARPOL 73/78)* (Vol. 1973). https://www.fd.unl.pt/docentes_docs/ma/jc_MA_26322.pdf
- Marques, N. N. (2017). *Dinâmica oceânica no espaço marítimo português: caracterização de massas de água e circulação oceânica*. (Dissertação de mestrado, Escola Naval). 212.
- Martins J. V. F. (2011). *Caracterização de Resíduos Plásticos na Costa Portuguesa – Será um Microproblema?* (Dissertação de mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa). Disponível em: <http://hdl.handle.net/10362/5824>
- Martins, J. & Sobral, P. (2011). Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size?. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2649-265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.028>
- Masó, M., Garcés, E., Pagès, F., & Camp, J. (2003). Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Scientia Marina*, 67(1), 107–111. <https://doi.org/10.3989/scimar.2003.67n1107>
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic resin *pellets* as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science and Technology*, 35(2), 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>
- Maurer, A. S., Seminoff, J. A., Layman, C. A., Stapleton, S. P., Godfrey, M. H., & Reiskind, M. O. B. (2021). Population Viability of Sea Turtles in the Context of Global Warming. *BioScience*,

- 71(8), 790–804. <https://doi.org/10.1093/biosci/biab028>
- McDermid, K. J., & McMullen, T. L. (2004). Quantitative analysis of small-plastic debris on beaches in the Hawaiian archipelago. *Marine Pollution Bulletin*, 48(7–8), 790–794. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.10.017>
- Medellín-Mora, J., Escribano, R., Schneider, W., Correa-Ramírez, M., & Campos, N. (2018). Spatial variability of zooplankton community structure in Colombian Caribbean waters during two seasons. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 688–708. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33401>
- Mendoza, A., Osa, J. L., Basurko, O. C., Rubio, A., Santos, M., Gago, J., Galgani, F., & Peña-Rodríguez, C. (2020). Microplastics in the Bay of Biscay: An overview. *Marine Pollution Bulletin*, 153(October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110996>
- Miller, E., Sedlak, M., Lin, D., Box, C., Holleman, C., Rochman, C. M., & Sutton, R. (2021). Recommended best practices for collecting, analyzing, and reporting microplastics in environmental media: Lessons learned from comprehensive monitoring of San Francisco Bay. *Journal of Hazardous Materials*, 409(December 2020), 124770. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124770>
- Mofijur, M., Ahmed, S. F., Rahman, S. M. A., Arafat Siddiki, S. Y., Islam, A. B. M. S., Shahabuddin, M., Ong, H. C., Mahlia, T. M. I., Djavanroodi, F., & Show, P. L. (2021). Source, distribution and emerging threat of micro- and nanoplastics to marine organism and human health: Socio-economic impact and management strategies. *Environmental Research*, 195(January), 110857. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110857>
- Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 238, 103–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.096>
- Montero, D., Rimoldi, S., Torrecillas, S., Rapp, J., Moroni, F., Herrera, A., Gómez, M., Fernández-Montero, Á., & Terova, G. (2022). Impact of polypropylene microplastics and chemical pollutants on European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) gut microbiota and health. *Science of the Total Environment*, 805, 150402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150402>
- Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

- Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., & Reddy, C. M. (2010). The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(10), 1873–1878. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.020>
- Nor, M., N. H., & Obbard, J. P. (2014). Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, *79*(1–2), 278–283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025>
- Nel, H. A., & Froneman, P. W. (2015). A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, *101*(1), 274–279. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.043>
- Olivatto, G. P., Carreira, R., Tornisielo, V. L., & Montagner, C. C. (2018). Microplastics: Contaminants of global concern in the Anthropocene. *Revista Virtual de Química*, *10*(6), 1968–1989. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>
- Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., & Guilhermino, L. (2013). Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, *34*, 641–647. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.019>
- Orós, J., Camacho, M., Calabuig, P., Rial-Berriel, C., Montesdeoca, N., Déniz, S., & Luzardo, O. P. (2021). Postmortem investigations on leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) stranded in the Canary Islands (Spain) (1998–2017): Evidence of anthropogenic impacts. *Marine Pollution Bulletin*, *167*(December 2020), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112340>
- Pauly, J. L., Stegmeier, S. J., Allaart, H. A., Cheney, R. T., Zhang, P. J., Mayer, A. G., & Streck, R. J. (1998). Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue. *Cancer Epidemiology Biomarkers and Prevention*, *7*(5), 419–428.
- Pedrotti, M. L., Petit, S., Elineau, A., Bruzard, S., Crebassa, J. C., Dumontet, B., Martí, E., Gorsky, G., & Cózar, A. (2016). Changes in the floating plastic pollution of the mediterranean sea in relation to the distance to land. *PLoS ONE*, *11*(8), 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161581>

- Pequeno, J., Antunes, J., Dhimmer, V., Bessa, F., & Sobral, P. (2021). Microplastics in Marine and Estuarine Species From the Coast of Portugal. *Frontiers in Environmental Science*, 9(February), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.579127>
- Pereira, F. C. (2014). Microplásticos no ambiente marinho: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de *pellets* plásticos. 144.
- Philipp, C., Unger, B., Ehlers, S. M., Koop, J. H. E., & Siebert, U. (2021). First Evidence of Retrospective Findings of Microplastics in Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) From German Waters. *Frontiers in Marine Science*, 8(May). <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.682532>
- Pieper, C., Ventura, M. A., Martins, A., & Cunha, R. T. (2015). Beach debris in the Azores (NE Atlantic): Faial Island as a first case study. *Marine Pollution Bulletin*, 101(2), 575–582. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.056>
- Pinto, J., Santos, P. S. M., Duarte, A. C., & Rocha-santos, T. (2016). Science of the Total Environment (Nano) plastics in the environment – Sources , fates and effects. In *Science of the Total Environment, The* (Vols. 566–567). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>
- Plano Nacional da Água. SIG Região de Aveiro. Bacia hidrográfica. Disponível em: http://sig.regiaodeaveiro.pt/website/ambiria/PMAgua_Area%20Intervencao_Cap4-1.pdf. (Consultado em Outubro de 2021).
- PlasticsEurope. (2020). *Plastics – the Facts 2020 : An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Association of Plastics Manufacturers. 64.
- Prata, J. C., Godoy, V., da Costa, J. P., Calero, M., Martín-Lara, M. A., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Microplastics and fibers from three areas under different anthropogenic pressures in Douro river. *Science of the Total Environment*, 776, 145999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145999>
- Prata, J. C., Reis, V., Paço, A., Martins, P., Cruz, A., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Effects of spatial and seasonal factors on the characteristics and carbonyl index of (micro)plastics in a sandy beach in Aveiro, Portugal. *Science of the Total Environment*, 709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135892>
- Prata, J. C., Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and

- detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Reinert, T. R., Spellman, A. C., & Bassett, B. L. (2017). Entanglement in and ingestion of fishing gear and other marine debris by Florida manatees, 1993 to 2012. *Endangered Species Research*, 32(1), 415–427. <https://doi.org/10.3354/esr00816>
- Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D. K. A., Thums, M., Wilcox, C., Hardesty, B. D., & Pattiaratchi, C. (2014). Millimeter-sized marine plastics: A new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. In *PLoS ONE* (Vol. 9, Issue 6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100289>
- Reisser, J., Slat, B., Noble, K., Du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M., De Sonnevile, J., Becker, T., & Pattiaratchi, C. (2015). The vertical distribution of buoyant plastics at sea: An observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences*, 12(4), 1249–1256. <https://doi.org/10.5194/bg-12-1249-2015>
- Resolução Conselho de Ministros. (2019). PRESIDÊNCIA DO CONSELHO DE MINISTROS. Resolução do Conselho de Ministros 27/2021. *Diário Da República - I Série-B*, 27, 5–13.
- Richardson, K., Hardesty, B. D., & Wilcox, C. (2019). Estimates of fishing gear loss rates at a global scale: A literature review and meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 20(6), 1218–1231. <https://doi.org/10.1111/faf.12407>
- Rieux, A., Ragnarsson, E. G. E., Gullberg, E., Pr eat, V., Schneider, Y. J., & Artursson, P. (2005). Transport of nanoparticles across an in vitro model of the human intestinal follicle associated epithelium. *European Journal of Pharmaceutical Sciences*, 25(4–5), 455–465. <https://doi.org/10.1016/j.ejps.2005.04.015>
- Rios-Mendoza, L. M., Ontiveros-Cuadras, J. F., Leon-Vargas, D., Ruiz-Fernández, A. C., Rangel-García, M., Pérez-Bernal, L. H., & Sanchez-Cabeza, J. A. (2021). Microplastic contamination and fluxes in a touristic area at the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 170(June). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112638>
- Rochman, C., Browne, M., Halpern, B., Hentschel, B. T., Hoh, E., Karapanagioti, H. K., Rios-Mendoza, L. M., Takada, H., Teh, S., & Thompson, R. C. (2013). Classify Plastic Waste as hazardous. *Nature*, 494, 169–171. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/494169a>
- Rochman, C. M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A.,

- McIlwraith, H., Munno, K., Frond, H. De, Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S. B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L. M., Zhu, X., Giles, R. K., Hamilton, B. M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A., & Hung, C. (2019). Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 703–711. <https://doi.org/10.1002/etc.4371>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Rodrigues, D., Antunes, J., Otero, V., Sobral, P., & Costa, M. H. (2020). Distribution Patterns of Microplastics in Seawater Surface at a Portuguese Estuary and Marine Park. *Frontiers in Environmental Science*, 8(December), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.582217>
- Rodrigues, J. P., Duarte, A. C., Santos-Echeandía, J., & Rocha-Santos, T. (2019). Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 111, 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.038>
- Rodrigues, M. O. (2017). Impactos dos microplásticos em sistemas de água. (Dissertação de mestrado, Universidade de Aveiro). Disponível em: <http://hdl.handle.net/10773/21469>
- Rogdakis, Y., Ramfos, A., Koukou, K., Dimitriou, E., & Katselis, G. (2010). Feeding habits and trophic level of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in the Messolonghi-Etoliko lagoons complex (Western Greece). *Journal of Biological Research*, 13(February 2017), 13–26.
- Ross, P. S., Chastain, S., Vassilenko, E., Etemadifar, A., Zimmermann, S., Quesnel, S. A., Eert, J., Solomon, E., Patankar, S., Posacka, A. M., & Williams, B. (2021). Pervasive distribution of polyester fibres in the Arctic Ocean is driven by Atlantic inputs. *Nature Communications*, 12(1), 4–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20347-1>
- Ruge, C. C., Kirch, J., & Lehr, C. M. (2013). Pulmonary drug delivery: From generating aerosols to overcoming biological barriers-therapeutic possibilities and technological challenges. *The Lancet Respiratory Medicine*, 1(5), 402–413. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(13\)70072-9](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(13)70072-9)
- Ryan, P. G. (2018). Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Marine Pollution Bulletin*, 135(June), 159–164. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.057>

- Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of the Total Environment*, *645*, 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
- Schlining, K., von Thun, S., Kuhn, L., Schlining, B., Lundsten, L., Jacobsen Stout, N., Chaney, L., & Connor, J. (2013). Debris in the deep: Using a 22-year video annotation database to survey marine litter in Monterey Canyon, central California, USA. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, *79*, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2013.05.006>
- Schwaferts, C., Niessner, R., Elsner, M., & Ivleva, N. P. (2019). Methods for the analysis of submicrometer- and nanoplastic particles in the environment. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, *112*, 52–65. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.014>
- Sebillé, V., E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., Van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., & Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, *10*(12), 124006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>
- Sequeira, I. F., Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Worldwide contamination of fish with microplastics: A brief global overview. *Marine Pollution Bulletin*, *160*(July), 111681. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111681>
- Sheavly, S. B., & Register, K. M. (2007). Marine debris & plastics: Environmental concerns, sources, impacts and solutions. *Journal of Polymers and the Environment*, *15*(4), 301–305. <https://doi.org/10.1007/s10924-007-0074-3>
- Shim, W. J., Song, Y. K., Hong, S. H., & Jang, M. (2016). Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*, *113*(1–2), 469–476. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.049>
- Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., Roy, P. D., & Kuttralam-Muniasamy, G. (2022). Analyzing microplastics with Nile Red: Emerging trends, challenges, and prospects. *Journal of Hazardous Materials*, *423*(August 2021). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127171>
- Solutions, M. L. (2011). *Declaration of the Global Plastics Associations for Solutions on Marine Litter Declaration of the Global Plastics Associations for Solutions on Marine Litter*. 5.
- Ström, G., Albiñ, A., Jinnerot, T., Boqvist, S., Andersson-Djurfeldt, A., Sokerya, S., Osbjör, K., San,

- S., Davun, H., & Magnusson, U. (2018). Manure management and public health: Sanitary and socio-economic aspects among urban livestock-keepers in Cambodia. *Science of the Total Environment*, *621*, 193–200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.254>
- Su, L., Cai, H., Kolandhasamy, P., Wu, C., Rochman, C. M., & Shi, H. (2018). Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. *Environmental Pollution*, *234*, 347–355. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.075>
- Sul, J. A. I., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, *185*, 352–364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Sun, Q., Li, J., Wang, C., Chen, A., You, Y., Yang, S., Liu, H., Jiang, G., Wu, Y., & Li, Y. (2022). Research progress on distribution, sources, identification, toxicity, and biodegradation of microplastics in the ocean, freshwater, and soil environment. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, *16*(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1429-z>
- Sustainability, N. (2021). Ending marine pollution. *Nature Sustainability*, *4*(6), 459. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00734-2>
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. aki, & Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, *69*(1–2), 219–222. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.12.010>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., & Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Thiel, M., Hinojosa, I., & Macaya, E. (2003). Floating debris of coastal waters of SE Pacific Chile. *Marine Pollution Bulletin*, *46*, 224–231.
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Saal, F. S. V., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: Current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal*

- Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2153–2166.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>
- Todd, P. A., Ong, X., & Chou, L. M. (2010). Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Biodiversity and Conservation*, 19(4), 808–809.
<https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422039>
- Turra, A., Manzano, A. B., Dias, R. J. S., Mahiques, M. M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., & Moreira, F. T. (2014). Three-dimensional distribution of plastic *pellets* in sandy beaches: Shifting paradigms. *Scientific Reports*, 4, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep04435>
- Uhrin, A. V., & Schellinger, J. (2011). Marine debris impacts to a tidal fringing-marsh in North Carolina. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2605–2610.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.006>
- UNCLOS. (1982). United Nations Convention on the Law of the Sea. *Ocean Development and International Law*, 26(4), 0–202. <https://doi.org/10.1080/00908329509546068>
- UNEP. (2020). Understanding the State of the Ocean: A Global Manual on Measuring SDG 14.1.1, SDG 14.2.1 and SDG 14.5.1. UNEP, Nairobi, Kenya.
- Universidade de Évora. (2015). Bacia hidrográfica. Disponível em: http://www.rhpdm.uevora.pt/rivermondego_pt.html. (Consultado em Outubro de 2021)
- Vermaire, J. C., Pomeroy, C., Herczegh, S. M., Haggart, O., & Murphy, M. (2017). Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *Facets*, 2(1), 301–314. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0070>
- Viršek, M. K., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., & Kržan, A. (2016). Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *Journal of Visualized Experiments : JoVE*, 118, 1–9. <https://doi.org/10.3791/55161>
- Vlietstra, L. S., & Parga, J. A. (2002). Long-term changes in the type, but not amount, of ingested plastic particles in short-tailed shearwaters in the southeastern Bering Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 945–955. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00130-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00130-3)
- Wagner, M., & Lambert, S. (2018). *Freshwater Microplastics - The Handbook of Environmental Chemistry* 58. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>
- Wang, F., Wu, H., Wu, W., Wang, L., Liu, J., An, L., & Xu, Q. (2021). Microplastic characteristics in

- organisms of different trophic levels from Liaohe Estuary, China. *Science of the Total Environment*, 789, 148027. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148027>
- Wang, W., Ge, J., & Yu, X. (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189(November 2019), 109913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109913>
- Wang, X., Zhu, L., Liu, K., & Li, D. (2022). Prevalence of microplastic fibers in the marginal sea water column off southeast China. *Science of the Total Environment*, 804, 150138. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150138>
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., & Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4). <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science and Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Xia, F., Yao, Q., Zhang, J., & Wang, D. (2021). Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. *Environmental Pollution*, 286(May), 117403. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117403>
- Zayen, A., Sayadi, S., Chevalier, C., Boukthir, M., Ben Ismail, S., & Tedetti, M. (2020). Microplastics in surface waters of the Gulf of Gabes, southern Mediterranean Sea: Distribution, composition and influence of hydrodynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 242(April), 106832. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106832>
- Zhang, Y., Pu, S., Lv, X., Gao, Y., & Ge, L. (2020). Global trends and prospects in microplastics research: A bibliometric analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 400(May), 123110. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123110>

Capítulo 7: Anexos

Anexo A

22. 7. 92

Official Journal of the European Communities

No L 206/23

| |
|---|
| CARNIVORA |
| <i>Canidae</i> |
| * <i>Canis lupus</i> (Spanish populations: only those south of the Duero; Greek populations: only those south of the 39th parallel) |
| <i>Ursidae</i> |
| * <i>Ursus arctos</i> |
| <i>Mustelidae</i> |
| <i>Lutra lutra</i> |
| <i>Mustela lutreola</i> |
| <i>Felidae</i> |
| <i>Lynx lynx</i> |
| * <i>Lynx pardina</i> |
| <i>Phocidae</i> |
| <i>Halichoerus grypus</i> (V) |
| * <i>Monachus monachus</i> |
| <i>Phoca vitulina</i> (V) |
| ARTIODACTYLA |
| <i>Cervidae</i> |
| * <i>Cervus elaphus corsicanus</i> |
| <i>Bovidae</i> |
| <i>Capra aegagrus</i> (natural populations) |
| * <i>Capra pyrenaica pyrenaica</i> |
| <i>Ovis ammon musimon</i> (natural populations — Corsica and Sardinia) |
| <i>Rupicapra rupicapra balcanica</i> |
| * <i>Rupicapra ornata</i> |
| CETACEA |
| <i>Tursiops truncatus</i> |
| <i>Phocoena phocoena</i> |
| REPTILES |
| TESTUDINATA |
| <i>Testudinidae</i> |
| <i>Testudo hermanni</i> |
| <i>Testudo graeca</i> |
| <i>Testudo marginata</i> |
| <i>Cheloniidae</i> |
| * <i>Caretta caretta</i> |
| <i>Emydidae</i> |
| <i>Emys orbicularis</i> |
| <i>Mauremys caspica</i> |
| <i>Mauremys leprosa</i> |
| SAURIA |
| <i>Lacertidae</i> |
| <i>Lacerta monticola</i> |
| <i>Lacerta schreiberi</i> |
| <i>Gallotia galloti insulanagae</i> |
| * <i>Gallotia simonyi</i> |
| <i>Podarcis lilfordi</i> |
| <i>Podarcis pityusensis</i> |
| <i>Scincidae</i> |
| <i>Chalcides occidentalis</i> |
| <i>Gekkonidae</i> |
| <i>Phyllodactylus europaeus</i> |
| OPHIDIA |
| <i>Colubridae</i> |
| <i>Elaphe quatuorlineata</i> |
| <i>Elaphe situla</i> |

Figura 17. Parte da Diretiva 92/43/EEC para a conservação natural dos habitats e da fauna e flora selvagens. Figura nesta imagem a espécie *Phocoena phocoena* (Boto) e *Tursiops truncatus* (Roaz) relevantes no Sítio de Importância Comunitária (SIC) Maceda - Praia da Vieira.

Anexo B**Tabela 12.** Tipo de Microlixo.

| | |
|-----------|----------------------|
| “Pellet” | Corda ou filamento |
| Fragmento | Microesfera |
| Fibra | Esponja |
| Filme | Borracha |
| Styrofoam | Outro (vidro, metal) |

Tabela 13. Formas para os “pellets”.

| | |
|-------------|-------------|
| Cilíndricos | Ovóide |
| Discos | Esferulóide |
| Liso | |

Tabela 14. Formas para os fragmentos.

| | |
|-------------|----------------|
| Arredondado | Subarredondado |
| Redondo | Angular |

Tabela 15. Formas no geral.

| | |
|-----------|-------------------|
| Irregular | Áspero |
| Alongado | Arestas quebradas |
| Degradado | |

Tabela 16. Categorias para o critério da cor.

| Multicolor | Transparente |
|--------------------|--------------|
| Opaco (baço/fosco) | Castanho |
| Cinzento | Tan |
| Laranja | Verde |
| Branco creme | Amarelo |
| Vermelho | Rosa |
| Branco | Cristalino |
| Azul | Salmão |
| Preto | Outro |

Anexo C

Tabela 17. Concentrações para cada tipo de MP (fibras, fragmentos e filmes) (média itens m⁻² ± SD), (média itens Kg⁻¹ ± SD) e (média itens m⁻³ ± SD), respetivamente, em cada praia, na Primavera, Verão, Outono e Inverno.

| | Fibras | | Fragmentos | | | Filmes | | | Total MP | | | |
|-------------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|------------------|---------------|---------------|----------------|
| Primavera | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 145,8 ± 31,44 | 11,13 ± 2,499 | 9899,2 ± 2148,8 | 20,17 ± 12,86 | 1,480 ± 1,034 | 1377,8 ± 878,81 | 27,50 ± 22,81 | 2,647 ± 1,680 | 1879,2 ± 1559,1 | 193,8 ± 39,65 | 16,00 ± 2,452 | 13157 ± 2679,5 |
| Areão | 179,2 ± 64,39 | 11,60 ± 4,521 | 12155 ± 4369,3 | 47,83 ± 43,60 | 3,198 ± 2,943 | 3257,5 ± 2957,1 | 31,17 ± 16,19 | 2,094 ± 1,084 | 2129,7 ± 1106,9 | 264,5 ± 104,7 | 17,25 ± 7,146 | 17919 ± 7076,0 |
| Costinha | 151,3 ± 20,48 | 3,128 ± 0,489 | 10275 ± 1400,2 | 11,00 ± 12,00 | 0,223 ± 0,245 | 751,50 ± 823,23 | 97,67 ± 73,57 | 1,967 ± 1,341 | 6641,2 ± 4974,2 | 277,3 ± 90,69 | 5,645 ± 1,529 | 18797 ± 6145,4 |
| Canto dos Coelhos | 116,3 ± 52,31 | 2,482 ± 1,156 | 7894,2 ± 3550,8 | 12,83 ± 8,280 | 0,273 ± 0,182 | 876,50 ± 565,78 | 44,00 ± 35,47 | 0,934 ± 0,743 | 3007,0 ± 2425,1 | 173,5 ± 77,15 | 3,986 ± 1,426 | 11779 ± 5223,7 |
| Verão | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 290,3 ± 158,1 | 18,55 ± 9,811 | 19674 ± 10701 | 55,17 ± 62,19 | 3,598 ± 4,076 | 3759,2 ± 4226,6 | 46,00 ± 37,37 | 2,975 ± 2,400 | 3132,2 ± 2535,04 | 392,0 ± 188,0 | 25,36 ± 12,10 | 26566 ± 12712 |
| Areão | 103,2 ± 46,97 | 2,128 ± 0,920 | 7017,2 ± 3178,2 | 19,80 ± 22,50 | 0,417 ± 0,434 | 1353,0 ± 1541,0 | 64,00 ± 31,78 | 1,160 ± 0,772 | 4360,4 ± 2153,12 | 175,2 ± 34,69 | 4,092 ± 0,990 | 11879 ± 2341,6 |
| Costinha | 212,8 ± 44,12 | 11,99 ± 3,173 | 14436 ± 2979,1 | 48,60 ± 32,09 | 2,632 ± 1,510 | 3307,6 ± 2166,1 | 48,60 ± 33,92 | 2,597 ± 1,569 | 3307,6 ± 2292,91 | 330,6 ± 72,64 | 18,25 ± 3,191 | 22405 ± 4913,2 |
| Canto dos Coelhos | 277,4 ± 138,7 | 18,83 ± 10,01 | 18796 ± 9406,0 | 33,20 ± 39,32 | 2,288 ± 2,740 | 2255,0 ± 2658,1 | 73,20 ± 52,49 | 4,933 ± 3,558 | 4961,6 ± 3550,62 | 384,0 ± 206,0 | 26,35 ± 14,46 | 26015 ± 13951 |
| Outono | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 177,4 ± 110,8 | 10,77 ± 3,096 | 12330 ± 3081,8 | 55,20 ± 60,66 | 3,269 ± 3,546 | 3759,0 ± 4118,2 | 44,00 ± 38,89 | 2,617 ± 2,358 | 3007,2 ± 2658,4 | 281,8 ± 109,1 | 16,78 ± 6,828 | 19097 ± 7378,5 |
| Areão | 301,8 ± 116,3 | 19,41 ± 14,79 | 17292 ± 11373 | 15,40 ± 16,70 | 0,731 ± 0,674 | 1052,0 ± 1140,2 | 34,80 ± 28,20 | 2,507 ± 2,265 | 2380,5 ± 1926,8 | 337,4 ± 163,5 | 22,53 ± 15,72 | 22857 ± 11071 |
| Costinha | 115,0 ± 41,32 | 9,776 ± 4,471 | 10676 ± 4913,1 | 26,40 ± 16,68 | 1,657 ± 1,033 | 1804,0 ± 1140,1 | 93,00 ± 155,1 | 5,697 ± 9,426 | 6315,6 ± 10508 | 288,6 ± 213,0 | 17,81 ± 12,86 | 19548 ± 14424 |
| Canto dos Coelhos | 175,2 ± 95,32 | 8,960 ± 1,710 | 12030 ± 1372,4 | 30,25 ± 22,68 | 1,473 ± 1,064 | 2067,0 ± 1550,3 | 41,25 ± 16,50 | 2,080 ± 0,816 | 2819,0 ± 1128,0 | 246,8 ± 28,93 | 12,80 ± 1,727 | 16729 ± 1977,3 |
| Inverno | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 179,6 ± 108,14 | 8,453 ± 5,010 | 12030 ± 7500,1 | 46,20 ± 29,52 | 2,267 ± 1,511 | 3157,4 ± 2017,8 | 48,60 ± 41,97 | 2,402 ± 2,163 | 3307,6 ± 2843,3 | 275,0 ± 170,0 | 13,70 ± 7,800 | 18646 ± 11494 |
| Areão | 295,2 ± 123,76 | 18,61 ± 6,912 | 20451 ± 7875,1 | 37,40 ± 22,81 | 2,396 ± 1,475 | 2556,0 ± 1559,0 | 33,00 ± 17,39 | 2,120 ± 1,075 | 2255,0 ± 1189,0 | 377,4 ± 154,9 | 23,53 ± 9,413 | 25563 ± 10486 |
| Costinha | 119,4 ± 43,31 | 7,503 ± 3,027 | 7819,2 ± 2793,1 | 53,00 ± 44,66 | 3,424 ± 2,864 | 3608,6 ± 3026,1 | 35,20 ± 26,26 | 2,302 ± 1,788 | 2405,6 ± 1795,0 | 230,6 ± 66,96 | 14,99 ± 5,116 | 15639 ± 4523,9 |
| Canto dos Coelhos | 148,6 ± 124,22 | 11,44 ± 6,676 | 11879 ± 6454,9 | 17,60 ± 12,54 | 1,127 ± 0,846 | 1202,4 ± 857,06 | 57,40 ± 41,11 | 3,584 ± 2,367 | 3909,2 ± 2783,0 | 250,8 ± 95,56 | 16,74 ± 6,855 | 16992 ± 6459,0 |

Anexo D

Tabela 18. Concentrações para cada forma de MP (alongado, subangular, liso e irregular) (média itens $m^{-2} \pm SD$), (média itens $kg^{-1} \pm SD$) e (média itens $m^{-3} \pm SD$), respetivamente, em cada praia, na Primavera, Verão, Outono e Inverno.

| | Alongado | | Subangular | | Liso | | Irregular | | | | | |
|-------------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|
| Primavera | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 145,8 ± 31,44 | 11,13 ± 2,499 | 10025 ± 2361,8 | 11,00 ± 9,840 | 0,621 ± 0,634 | 751,33 ± 672,16 | 12,83 ± 12,85 | 0,951 ± 1,044 | 876,67 ± 878,72 | 16,50 ± 9,200 | 1,470 ± 1,030 | 1127,0 ± 629,17 |
| Areão | 184,7 ± 69,57 | 11,72 ± 4,508 | 12656 ± 4741,4 | 44,17 ± 37,11 | 2,950 ± 2,481 | 3007,0 ± 2516,1 | 12,83 ± 17,62 | 0,863 ± 1,188 | 876,83 ± 1024,3 | 5,500 ± 9,290 | 0,362 ± 0,598 | 375,67 ± 628,69 |
| Costinha | 153,2 ± 22,45 | 3,166 ± 0,521 | 10401 ± 1535,0 | 7,330 ± 8,980 | 0,147 ± 0,175 | 500,83 ± 613,52 | 101,5 ± 99,19 | 2,026 ± 1,829 | 6891,7 ± 6698,2 | 11,00 ± 9,840 | 0,228 ± 0,207 | 751,33 ± 672,16 |
| Canto dos Coelhos | 116,3 ± 52,31 | 2,482 ± 1,156 | 7894,2 ± 3550,2 | 11,00 ± 8,280 | 0,200 ± 0,190 | 626,00 ± 565,64 | 33,00 ± 34,79 | 0,690 ± 0,710 | 2255,0 ± 2378,0 | 22,00 ± 6,960 | 0,467 ± 0,140 | 1503,0 ± 475,61 |
| Verão | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 288,5 ± 154,6 | 18,44 ± 9,587 | 9899,2 ± 2148,8 | 55,17 ± 62,19 | 3,598 ± 4,076 | 3759,2 ± 4226,6 | 25,67 ± 30,06 | 1,664 ± 1,934 | 1754,0 ± 2054,5 | 23,83 ± 12,86 | 1,538 ± 0,801 | 1628,3 ± 879,12 |
| Areão | 90,60 ± 39,66 | 2,128 ± 0,920 | 12530 ± 4723,5 | | | | 30,80 ± 18,07 | 0,540 ± 0,432 | 2104,6 ± 1235,7 | 33,00 ± 34,79 | 0,619 ± 0,699 | 2255,2 ± 2377,8 |
| Costinha | 212,8 ± 44,12 | 11,99 ± 3,173 | 10401 ± 1535,0 | 26,40 ± 18,41 | 1,420 ± 0,969 | 1803,8 ± 1258,3 | 41,80 ± 28,47 | 2,236 ± 1,360 | 2856,6 ± 1946,5 | 8,800 ± 14,34 | 0,471 ± 0,726 | 601,20 ± 980,00 |
| Canto dos Coelhos | 279,6 ± 135,7 | 18,97 ± 9,815 | 7894,2 ± 3550,8 | 13,20 ± 9,200 | 0,903 ± 0,646 | 901,60 ± 628,81 | 39,80 ± 41,95 | 2,687 ± 2,772 | 2706,2 ± 2843,1 | 24,20 ± 21,16 | 1,650 ± 1,480 | 1653,6 ± 1446,2 |
| Outono | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 184,0 ± 45,50 | 10,89 ± 3,062 | 19548 ± 10462 | 46,40 ± 36,35 | 2,748 ± 2,142 | 3157,2 ± 2459,5 | 17,60 ± 19,98 | 1,062 ± 1,235 | 1202,6 ± 1365,6 | 15,40 ± 18,41 | 0,916 ± 1,092 | 1052,2 ± 1257,9 |
| Areão | 281,8 ± 168,2 | 19,41 ± 14,79 | 6165,0 ± 2679,4 | 6,600 ± 9,840 | 0,273 ± 0,407 | 450,80 ± 672,11 | 15,40 ± 12,54 | 0,703 ± 0,570 | 10520 ± 857,11 | 17,60 ± 16,70 | 1,318 ± 1,871 | 1202,4 ± 1140,2 |
| Costinha | 159,6 ± 75,61 | 9,911 ± 4,644 | 14436 ± 2979,1 | 13,20 ± 18,07 | 0,818 ± 1,108 | 901,80 ± 1235,3 | 70,80 ± 116,9 | 4,336 ± 7,115 | 4811,6 ± 7931,9 | 19,80 ± 38,42 | 1,215 ± 2,357 | 1353,2 ± 2626,2 |
| Canto dos Coelhos | 177,3 ± 20,45 | 8,960 ± 1,710 | 18947 ± 9199,4 | 27,49 ± 26,19 | 1,320 ± 1,256 | 1879,3 ± 1789,8 | 19,25 ± 13,84 | 0,950 ± 0,711 | 1315,3 ± 945,78 | 27,50 ± 14,20 | 1,417 ± 0,753 | 1879,0 ± 970,83 |
| Inverno | | | | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 177,4 ± 110,8 | 8,453 ± 5,010 | 12030 ± 7500,1 | 46,40 ± 36,35 | 2,275 ± 1,856 | 3157,2 ± 2459,5 | 22,00 ± 31,11 | 1,117 ± 1,656 | 1503,2 ± 2126,8 | 11,00 ± 15,56 | 0,537 ± 0,787 | 751,60 ± 1063,0 |
| Areão | 301,8 ± 116,3 | 18,61 ± 6,912 | 20451 ± 7875,2 | 33,00 ± 20,58 | 2,106 ± 1,315 | 2255,2 ± 1406,7 | 4,400 ± 9,840 | 0,269 ± 0,602 | 300,60 ± 672,16 | 19,80 ± 9,200 | 1,273 ± 0,548 | 1352,6 ± 629,17 |
| Costinha | 115,0 ± 41,32 | 7,503 ± 3,027 | 7819,2 ± 2793,1 | 33,00 ± 25,80 | 2,115 ± 1,623 | 2255,2 ± 1763,3 | 28,60 ± 29,72 | 1,883 ± 2,009 | 1954,4 ± 2031,6 | 13,20 ± 14,34 | 0,882 ± 0,982 | 901,80 ± 980,03 |
| Canto dos Coelhos | 177,4 ± 95,18 | 11,57 ± 6,645 | 12030 ± 6446,2 | 8,800 ± 14,34 | 0,581 ± 0,975 | 601,20 ± 980,03 | 35,20 ± 12,05 | 2,243 ± 0,632 | 2405,4 ± 823,77 | 28,60 ± 16,68 | 1,800 ± 0,940 | 1954,2 ± 1140,5 |

Anexo E

Tabela 19. Concentrações para cada cor de MP (preto, azul e branco) (média itens m⁻² ± SD), (média itens Kg⁻¹ ± SD) e (média itens m⁻³ ± SD), respetivamente, em cada praia, na Primavera, Verão, Outono e Inverno.

| | Preto | | | Azul | | | Branco | | |
|--------------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|-----------------|
| Primavera | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 62,50 ± 31,93 | 4,899 ± 2,812 | 4260,2 ± 2161,8 | 36,67 ± 24,76 | 3,260 ± 1,849 | 2505,7 ± 1692,7 | 33,00 ± 18,41 | 2,684 ± 1,663 | 2255,2 ± 1258,0 |
| Areão | 97,83 ± 36,23 | 6,381 ± 2,288 | 6641,0 ± 2444,0 | 44,00 ± 13,91 | 2,965 ± 0,985 | 3007,0 ± 951,21 | 25,67 ± 15,03 | 1,235 ± 0,918 | 1753,7 ± 1027,4 |
| Costinha | 49,67 ± 31,31 | 1,026 ± 0,646 | 3382,8 ± 2113,3 | 51,33 ± 23,51 | 1,113 ± 0,505 | 3633,7 ± 1607,0 | 31,17 ± 16,19 | 0,653 ± 0,342 | 2129,7 ± 1106,9 |
| Canto dos Coelhoos | 64,50 ± 28,68 | 1,360 ± 0,590 | 4385,3 ± 1926,5 | 20,17 ± 20,18 | 0,445 ± 0,456 | 1377,8 ± 1379,6 | 29,33 ± 23,76 | 0,620 ± 0,500 | 2004,5 ± 1624,2 |
| Verão | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 129,2 ± 99,24 | 8,227 ± 6,206 | 8771,3 ± 6719,3 | 73,67 ± 31,33 | 4,752 ± 1,971 | 5012,0 ± 2108,7 | 51,5 ± 43,63 | 3,330 ± 2,760 | 3508,2 ± 2957,1 |
| Areão | 70,80 ± 37,51 | 1,461 ± 0,700 | 4811,4 ± 2527,4 | 33,00 ± 32,07 | 0,747 ± 0,626 | 2255,0 ± 2192,4 | 33,00 ± 24,60 | 0,709 ± 0,473 | 2255,2 ± 1681,2 |
| Costinha | 95,20 ± 32,14 | 5,364 ± 2,014 | 6465,6 ± 2166,0 | 55,00 ± 33,90 | 3,144 ± 1,861 | 3759,2 ± 2317,4 | 61,60 ± 33,55 | 3,453 ± 1,971 | 4210,2 ± 2293,3 |
| Canto dos Coelhoos | 99,60 ± 62,23 | 6,813 ± 4,412 | 6766,4 ± 4220,1 | 115,2 ± 44,81 | 7,823 ± 3,243 | 7819,0 ± 3035,7 | 39,60 ± 31,69 | 2,689 ± 2,243 | 2706,4 ± 2166,2 |
| Outono | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 93,00 ± 35,76 | 5,529 ± 2,257 | 6315,2 ± 2413,0 | 55,20 ± 41,49 | 3,307 ± 2,529 | 3759,0 ± 2813,1 | 24,20 ± 19,68 | 1,402 ± 1,086 | 1653,4 ± 1345,2 |
| Areão | 177,4 ± 150,1 | 10,52 ± 10,03 | 12030 ± 10158 | 61,80 ± 41,95 | 3,457 ± 2,933 | 4210,0 ± 2843,4 | 59,80 ± 81,91 | 3,670 ± 5,758 | 4059,4 ± 5540,5 |
| Costinha | 44,00 ± 28,04 | 2,757 ± 1,730 | 3007,2 ± 1916,8 | 48,40 ± 19,98 | 3,024 ± 1,239 | 3307,1 ± 1366,1 | 44,00 ± 22,00 | 2,765 ± 1,405 | 3007,0 ± 1504,0 |
| Canto dos Coelhoos | 110,8 ± 20,45 | 5,602 ± 1,315 | 7518,3 ± 1372,6 | 27,50 ± 22,90 | 1,333 ± 1,027 | 1879,3 ± 1565,0 | 30,25 ± 16,50 | 1,493 ± 0,774 | 2067,0 ± 1128,0 |
| Inverno | | | | | | | | | |
| Torrão do Lameiro | 90,80 ± 79,94 | 4,272 ± 3,612 | 6165,0 ± 5406,0 | 55,20 ± 53,69 | 2,606 ± 2,399 | 3758,8 ± 3645,1 | 24,20 ± 23,85 | 1,254 ± 1,269 | 1653,6 ± 1630,0 |
| Areão | 119,4 ± 74,80 | 7,306 ± 4,304 | 8119,8 ± 5054,7 | 79,20 ± 14,34 | 5,129 ± 0,954 | 5413,4 ± 980,49 | 53,00 ± 41,00 | 3,122 ± 2,678 | 3608,6 ± 2782,8 |
| Costinha | 55,00 ± 31,11 | 3,640 ± 2,133 | 3759,0 ± 2127,0 | 46,20 ± 28,47 | 2,923 ± 1,683 | 3157,4 ± 1946,5 | 55,00 ± 24,60 | 3,616 ± 1,766 | 3759,0 ± 1681,5 |
| Canto dos Coelhoos | 110,6 ± 55,45 | 7,219 ± 3,769 | 7518,2 ± 3759,2 | 50,60 ± 16,68 | 3,296 ± 1,173 | 3458,2 ± 1140,5 | 24,20 ± 25,08 | 1,578 ± 1,682 | 1653,8 ± 1714,3 |