

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Estudo da composição e abundância de microplásticos no
registo sedimentar da lagoa da Fajã dos Cubres – Açores**

Rodrigo Botelho Arruda

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Dissertação orientada por:
Isabel Maria Madaleno Domingos
Pedro Miguel Valente Mendes Raposeiro

2025

Agradecimentos

Gostaria de expressar a minha profunda gratidão a todas as pessoas que, de forma direta ou indireta, contribuíram e tornaram possível a realização deste trabalho.

Aos meus pais, familiares e amigos, o meu agradecimento mais sincero. A vossa presença constante, apoio incondicional e palavras de incentivo em momentos mais difíceis foram essenciais para que eu chegasse até aqui.

Ao professor José Lino Costa, docente da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, e à professora Ana Costa, docente da Universidade dos Açores, agradeço profundamente pelo apoio e orientação no início desta jornada. As vossas contribuições foram fundamentais tanto para a definição do tema da dissertação como para o seu desenvolvimento inicial.

Aos meus orientadores, Pedro Miguel Valente Mendes Raposeiro, investigador auxiliar do Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos - Pólo Açores, e Isabel Maria Madaleno Domingos, docente da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, deixo o meu agradecimento mais sincero. O vosso acompanhamento dedicado, orientação crítica e incentivo constante ao longo deste processo foram cruciais para o êxito do meu trabalho. A vossa *expertise* e paciência foram fontes contínuas de motivação.

Ao Martin Souto e Félix Castillo (Universidade dos Açores), agradeço a colaboração e apoio durante a fase de recolha das amostras, assim como o auxílio em diversas outras etapas deste projeto.

À Doutora Carla Nunes, docente no Departamento de Química e Bioquímica da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, deixo o meu agradecimento pelo apoio num passo fundamental à realização deste trabalho.

Aos diversos funcionários das instituições envolvidas, que, de alguma forma prestaram assistência de forma atenciosa, deixo o meu agradecimento. A vossa ajuda em determinados momentos foi valiosa.

A todos, o meu sincero muito obrigado. Cada um de vocês teve um papel fundamental no sucesso desta jornada e no meu crescimento pessoal e académico.

Resumo

O presente estudo investiga a composição e abundância de partículas de microplástico no registo sedimentar da Lagoa da Fajã dos Cubres, localizada nos Açores. A investigação justifica-se pela crescente preocupação com a contaminação por microplásticos em ecossistemas costeiros e pela escassez de dados sobre a sua presença em lagoas insulares, particularmente neste arquipélago. Para tal, foram desenvolvidas e adaptadas metodologias de extração e quantificação de partículas de microplástico, combinando oxidação com peróxido de hidrogénio e separação por densidade. As partículas extraídas foram caracterizadas quanto ao tamanho, cor e tipologia, tendo sido analisada a variação temporal da sua concentração.

Os resultados evidenciam um aumento da deposição de partículas de microplástico a partir da década de 1980, com um pico de abundância em 1988. As fibras representam a fração dominante (94% das partículas identificadas), sugerindo uma origem maioritariamente associada a atividades humanas, tais como a lavagem de têxteis e a degradação de redes de pesca. As partículas transparentes e azuis foram as mais frequentes, refletindo padrões típicos da contaminação por plásticos em ambientes costeiros.

Os dados obtidos destacam o papel das lagoas costeiras como reservatórios eficazes de microplásticos e sublinham a necessidade de monitorização contínua e políticas de mitigação para minimizar os impactos ambientais associados. Este estudo fornece informações essenciais no apoio à gestão ambiental local, permitindo a definição de medidas específicas de monitorização e mitigação para a Lagoa da Fajã dos Cubres, contribuindo assim para a preservação sustentável deste ecossistema costeiro insular.

Palavras-chave: Lagoas Costeiras, Poluição Costeira, Lixo Marinho, Ecossistemas Insulares, Monitorização Ambiental

Abstract

This study investigates the composition and abundance of microplastic particles in the sedimentary record of the Fajã dos Cubres Lagoon, located in the Azores. The research is justified by the growing concern regarding microplastic contamination in coastal ecosystems and the lack of data on their presence in island lagoons, particularly in this archipelago. To address this, methodologies for the extraction and quantification of microplastic particles were developed and adapted, combining hydrogen peroxide oxidation and density separation. The extracted particles were characterized in terms of size, color, and typology, and the temporal variation of their concentration was analysed.

The findings reveal a significant increase in the deposition of microplastic particles since the 1980s, peaking in 1988. Fibers are the dominant fraction (94% of the identified particles), suggesting a predominantly origin linked to human activities such as textile washing and the degradation of fishing nets. Transparent and blue particles were the most frequent, reflecting typical plastic pollution patterns in coastal environments.

The data highlight the role of coastal lagoons as effective reservoirs of microplastics and underline the need for continuous monitoring and mitigation policies to minimise associated environmental impacts. This study provides essential information to support local environmental management, enabling the definition of specific monitoring and mitigation measures for the Fajã dos Cubres Lagoon, thereby contributing to the sustainable preservation of this coastal insular ecosystem.

Keywords: Coastal Lagoons, Coastal Pollution, Marine Litter, Island Ecosystems, Environmental Monitoring

Índice

<i>Agradecimentos</i>	III
<i>Resumo</i>	IV
<i>Abstract</i>	V
<i>Índice de figuras</i>	VIII
<i>1. Introdução</i>	2
1.1. Poluição por microplásticos: origens, impactos e relevância.....	3
1.2. Importância das lagoas costeiras.....	5
1.3. Paleolimnologia como ferramenta de reconstrução ambiental.....	6
1.4. Objetivos	6
<i>2. Metodologia</i>	9
2.1. Área de estudo	9
2.2. Amostragem.....	12
2.3. Trabalho laboratorial	13
2.3.1. Extração da amostra	13
2.3.2. Digestão e triagem da amostra	13
2.3.3. Triagem das partículas de microplástico	15
2.3.4. Determinação de matéria orgânica no sedimento.....	16
2.4. Tratamento de dados.....	16
2.4.1. Modelo de idade	16
2.4.2. Relação entre microplásticos e idade das amostras	17
2.4.3. Concentração de microplásticos no sedimento	17
<i>3. Resultados</i>	19
3.1. Datação do <i>core</i> CW 2023.....	19
3.2. Concentração de microplásticos no sedimento.....	20
3.3. Caracterização das partículas de microplásticos.....	21
<i>4. Discussão</i>	30

5. <i>Considerações finais</i>	35
6. <i>Referências bibliográficas</i>	37
<i>Anexos</i>	<i>IX</i>
Anexo A – Profundidade sedimentar (cm) e correspondente datação cronológica obtida através do modelo de idade linear para a Lagoa da Fajã dos Cubres.	X
Anexo B - Resultados dos testes metodológicos para a determinação da quantidade ideal de peróxido de hidrogénio e solução hipersalina para extração de microplásticos.....	XI
Anexo B1 - Resultados dos testes metodológicos para a determinação da quantidade ideal de peróxido de hidrogénio	XI
Anexo B2 - Resultados dos testes metodológicos para a determinação da quantidade ideal de solução hipersalina	XI

Índice de figuras

Figura 1.1 - Produção global de plástico ao longo do tempo. A linha azul representa a produção entre 1950 e 2019, e a linha vermelha representa a previsão da produção entre 2020 e 2050. Fonte: Rouch (2024).	2
Figura 1.2 - Principais fontes de microplásticos a nível global. Adaptado de Boucher e Friot (2017). ..	3
Figura 2.1 - Lagoa da Fajã dos Cubres, Ilha de São Jorge. O localizador de cor vermelha indica o ponto de extração do core sedimentar. O muro construído em 1951 encontra-se destacado a amarelo.	10
Figura 2.2 - Core de gravidade com as amostras obtidas, devidamente acondicionado na posição vertical.	12
Figura 2.3 – Exemplo de uma partícula de microplástico identificada nos sedimentos da Lagoa da Fajã dos Cubres.	15
Figura 3.1 - Perfis de perda por ignição (LOI - Loss on Ignition) dos cores CW2023 (esquerda) e CW2019 (centro) com a respetiva datação em profundidade. Perfil do tipo de diatomáceas presentes no core CW2019 (direita). A linha vermelha a tracejado representa a construção do muro em 1951.	19
Figura 3.2 - Número de partículas de microplástico por cm ³ presentes no core CW 2023 para os anos entre 1934 e 2023	21
Figura 3.3 - Distribuição percentual do tipo de partículas de microplástico detetados no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.	22
Figura 3.4 - Número de partículas por tipo (fibra, feixe de fibras, pellet, fragmento), identificadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.	23
Figura 3.5 - Distribuição percentual da cor das partículas de microplástico detetadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.	24
Figura 3.6 - Número de partículas por cor (verde, preto, roxo, azul, vermelho, transparente), identificadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.	26
Figura 3.7 - Tamanho médio, mínimo e máximo das partículas de microplástico detetadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.	28

Introdução

1. Introdução

O plástico, material amplamente presente na sociedade contemporânea, emerge como uma das principais fontes de poluição ambiental. Desde a segunda metade do século XX, momento no qual ocorreu a massificação da produção deste material, os plásticos reconfiguraram a cultura material global, assim como os vestígios que serão deixados para as futuras gerações. A poluição causada pelo plástico, particularmente nos oceanos e ambientes costeiros, onde se estima que sejam descartadas mais de 8 milhões de toneladas anualmente, constitui uma problemática ambiental crescente, a qual exige uma resposta urgente e eficaz. O plástico de uso único, em particular, tem contribuído significativamente para a degradação dos ecossistemas costeiros a nível mundial (Van Rensburg et al., 2020).

A ampla adoção dos plásticos de uso único deve-se, em grande parte, à sua facilidade de uso, baixo custo e versatilidade. Por estes motivos, tornaram-se uma parte integrante de um diverso leque de produtos do quotidiano, como embalagens, talheres, garrafas, palhinhas e sacos, entre outros. A facilidade associada à sua produção, assim como a sua durabilidade contribuíram para o seu sucesso, particularmente na indústria de consumo e alimentação, a qual prioriza conveniência e custos reduzidos. Contudo, a popularidade deste material apresenta implicações ambientais significativas, uma vez que a maior parte dos produtos de plástico de uso único é imediatamente descartada após uma única utilização (Jambeck et al., 2015).

A produção de plástico a nível mundial tem registado um crescimento exponencial desde a década de 1950, atingindo 368 milhões de toneladas em 2019, e a previsão é de que continue a aumentar, podendo alcançar 800 milhões de toneladas anuais até 2050 (figura 1.1). A produção de plásticos triplicou nas últimas três décadas, e as projeções indicam que, até 2035, a quantidade acumulada de resíduos plásticos poderá ser equivalente à quantidade de peixes nos oceanos, destacando assim a necessidade do desenvolvimento e criação de ações com o objetivo de mitigar os impactos ambientais resultantes (Rouch, 2024).

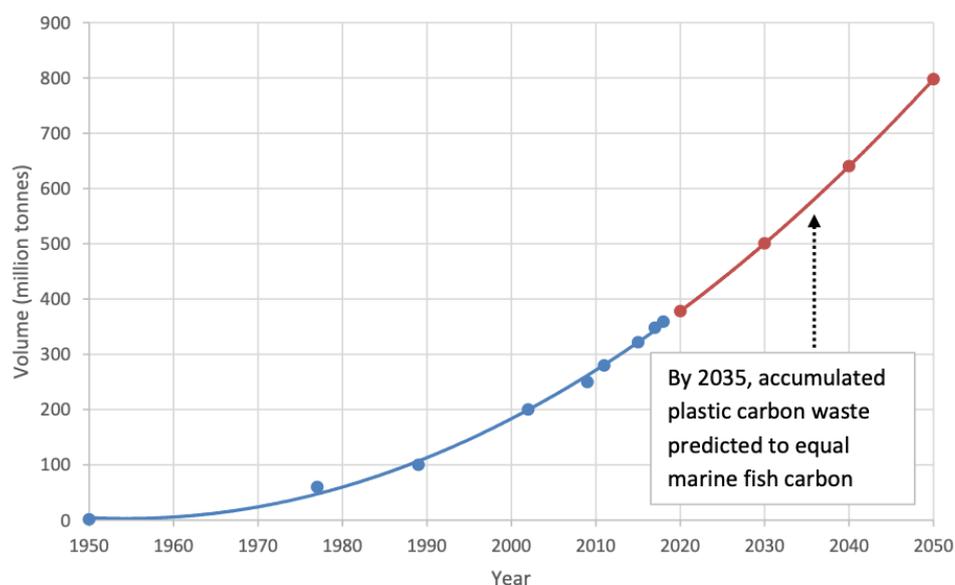


Figura 1.1 - Produção global de plástico ao longo do tempo. A linha azul representa a produção entre 1950 e 2019, e a linha vermelha representa a previsão da produção entre 2020 e 2050. Fonte: Rouch (2024).

1.1. Poluição por microplásticos: origens, impactos e relevância

Devido às suas características que favorecem uma vasta gama de aplicações, o plástico é amplamente utilizado em diversas atividades comerciais e domésticas, tanto em ambientes terrestres como marinhos. As fontes mais significativas de microplásticos encontram-se representadas na figura 1.2, com base em dados provenientes de estudos recentes. De acordo com os estudos analisados, as perdas e emissões de microplásticos foram avaliadas a nível global, destacando-se sete fontes principais identificada: pneus, tecidos sintéticos, revestimentos marinhos, marcações rodoviárias, produtos de cuidados pessoais, *pellets* plásticas e poeira urbana (Boucher e Friot, 2017). A quantificação precisa dessas fontes é crucial para uma compreensão mais aprofundada dos impactos globais da poluição por microplásticos, sendo também fundamental para o desenvolvimento de políticas eficazes de mitigação.

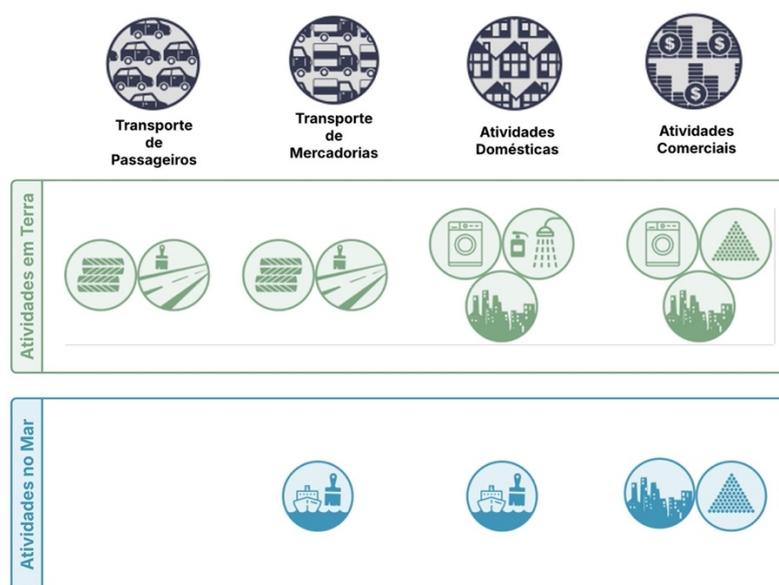


Figura 1.2 - Principais fontes de microplásticos a nível global. Adaptado de Boucher e Friot (2017).

Os microplásticos são definidos como partículas de plástico que possuem um tamanho inferior a 5 milímetros de diâmetro (Andrady, 2017). Estes classificam-se como primários ou secundários, dependendo da sua origem e do processo de formação. Os microplásticos primários referem-se a partículas de plástico que são fabricadas com o objetivo de ter dimensões microscópicas, como é o caso das microesferas presentes em produtos de cosmética, produtos de limpeza ou materiais de abrasão industrial (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Estes microplásticos são libertados diretamente no ambiente durante o uso de produtos ou por serem descartados inadequadamente, sem que passem por um processo de degradação. Por outro lado, os microplásticos secundários resultam da fragmentação de plásticos maiores, como sacos ou garrafas de plástico, os quais se desintegram ao longo do tempo devido a processos de abrasão, degradação e oxidação, tornando-se em partículas microscópicas. Estes processos são influenciados por fatores ambientais, como a exposição à luz solar e à ação das ondas nos ecossistemas marinhos e costeiros, contribuindo para a acumulação e dispersão desses contaminantes no ambiente (Andrady, 2017). Ambos os tipos de microplásticos representam uma ameaça ambiental, com impactos negativos sobre a biodiversidade marinha e os ecossistemas aquáticos.

A distribuição e presença de microplásticos no meio ambiente tem vindo a aumentar substancialmente nas últimas décadas, afetando uma vasta gama de ecossistemas terrestres e marinhos. Estudos indicam que os microplásticos estão presentes em quase todos os ambientes aquáticos do planeta, desde oceanos abertos até a regiões polares, passando por rios, lagos e até águas subterrâneas. A dispersão dos

microplásticos é facilitada por processos de transporte atmosférico, correntes oceânicas e transporte fluvial, que contribuem para a sua disseminação a nível global. Além disso, a acumulação de microplásticos nas zonas costeiras e em áreas de águas pouco profundas é particularmente notável (Cózar et al., 2014).

Os microplásticos, por possuírem reduzido tamanho e estarem presentes em diversos ecossistemas aquáticos e terrestres, representam uma ameaça para a biodiversidade e ecossistemas. Estas partículas podem ser ingeridas por uma vasta gama de organismos, abrangendo desde zooplâncton até vertebrados marinhos, causando obstruções no trato gastrointestinal, alterações no comportamento e, em alguns casos, morte (Thompson et al., 2004). Os microplásticos, podem ainda, funcionar como vetores para contaminantes químicos, como metais pesados e produtos químicos tóxicos, que se acumulam na superfície das partículas, exacerbando os efeitos tóxicos para os organismos que os consomem. O impacto ambiental dos microplásticos é ainda ampliado pelo seu ciclo de vida prolongado, uma vez que estes materiais não se biodegradam facilmente, persistindo no meio ambiente durante longos períodos (Kye et al., 2023).

De forma a combater a poluição provocada pelo microplásticos, e de acordo com o relatório do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 2021), têm sido implementadas diversas legislações e iniciativas internacionais. A União Europeia, através da Estratégia para os Plásticos na Economia Circular (2018), adotou medidas para reduzir a poluição por plásticos e promover a sua reciclagem, incluindo ações específicas contra microplásticos. Destaca-se neste contexto a Diretiva (UE) 2019/904, que proíbe a utilização de plásticos de uso único. Além disso, convenções internacionais, como a Convenção de Basileia, têm incentivado a adoção de políticas mais rigorosas a fim de controlar os resíduos plásticos e microplásticos nos oceanos. A resolução da ONU sobre os plásticos no meio ambiente (2019) reforça, igualmente, a necessidade de ações coordenadas a nível global para mitigar os impactos desses poluentes.

A crescente preocupação com a degradação dos ecossistemas marinhos tem impulsionado o desenvolvimento de políticas ambientais e estratégias de monitorização da qualidade ambiental do meio marinho. Neste âmbito, a Diretiva-Quadro Estratégia Marinha, designada por DQEM (Diretiva 2008/56/CE), transposta para o ordenamento jurídico nacional através do Decreto-Lei n.º 108/2010, de 13 de outubro, visa alcançar ou manter o Bom Estado Ambiental do meio marinho, promovendo uma abordagem integrada e sustentável da gestão dos mares e oceanos. Esta diretiva contempla 11 descritores na avaliação do estado ambiental, entre os quais se inclui o Descritor 10 – Lixo marinho. A sua implementação obrigou à elaboração de estratégias para as águas marinhas sob jurisdição dos Estados Membros, que deveriam ter em conta as especificidades dessas águas. Portugal elaborou quatro estratégias marinhas, uma das quais inclui a subdivisão dos Açores.

Em locais isolados, como o Ártico e outras regiões remotas, a presença de microplásticos tem sido uma preocupação crescente, uma vez que estes poluentes acabam por atingir ecossistemas aparentemente imunes à contaminação humana (Bergmann et al., 2022). Apesar de sua origem muitas vezes distante, os microplásticos são transportados por correntes oceânicas, vento e outros processos naturais, chegando até ambientes costeiros isolados, como lagoas costeiras. Estes ecossistemas, caracterizados pela sua sensibilidade e pela limitada troca de água, oferecem uma excelente oportunidade para monitorizar a acumulação de microplásticos e compreender a dinâmica desses poluentes em regiões afastadas das fontes de poluição convencional.

O arquipélago dos Açores, situado entre dois grandes continentes no meio do Oceano Atlântico, é um exemplo notável de uma região remota. Apesar da crescente atenção dedicada ao problema dos

microplásticos, verifica-se que a maioria dos estudos realizados até ao momento se focou principalmente na análise da camada superficial da coluna de água ou na quantificação de lixo marinho flutuante e costeiro, em detrimento da componente sedimentar. Diversos estudos (e.g., Rodríguez e Pham, 2017; Pham et al., 2020; Rodríguez et al., 2020; Pieper et al., 2021; Amorim et al., 2024) abordam, sobretudo, a caracterização do lixo marinho na camada superficial da coluna de água, nas praias ou nos fundos marinhos, oferecendo uma perspetiva climatológica ou socioeconómica da poluição por plásticos no arquipélago. Nava et al. (2023) por sua vez, oferecem uma visão mais abrangente sobre a presença de microplásticos em ecossistemas aquáticos, embora sem detalhar especificamente a componente sedimentar em contextos locais.

Face ao exposto, verifica-se ainda uma clara lacuna de informação no que diz respeito à acumulação de microplásticos nos sedimentos dos Açores, particularmente em ambientes lagunares e de baixa energia, onde os processos de deposição podem apresentar dinâmicas distintas face aos sistemas mais expostos. Neste contexto, o presente trabalho propõe colmatar essa lacuna, fornecendo novos dados sobre a abundância e composição de microplásticos em sedimentos, contribuindo assim para uma avaliação inicial mais robusta das lagoas costeiras dos Açores.

Considerando o exposto, a presença de microplásticos no arquipélago dos Açores, e especificamente na Lagoa da Fajã dos Cubres, coloca questões cruciais sobre a dispersão global desses poluentes e os efeitos que podem ter em ecossistemas costeiros isolados e vulneráveis. A investigação sobre como esses poluentes chegam a ambientes afastados das fontes tradicionais de contaminação, como as lagoas costeiras, é fundamental para entender a progressão e os impactos da poluição por microplásticos. Assim, a pergunta de investigação que orienta este estudo é se a Lagoa da Fajã dos Cubres pode servir como uma "sentinela" para a acumulação de microplásticos, e como é que esta contaminação por microplásticos se distribui ao longo dos sedimentos deste ecossistema.

1.2. Importância das lagoas costeiras

As lagoas costeiras são ecossistemas altamente produtivos que atuam como zonas de transição entre os ambientes marinho e terrestre. Estes ecossistemas suportam uma elevada biodiversidade, proporcionando habitats essenciais para diversas espécies aquáticas e aves migratórias, muitas das quais dependem destes habitats para reprodução, alimentação e refúgio (Wit, 2011). Além disso, as lagoas costeiras atuam como filtros naturais, eliminando poluentes e nutrientes excessivos provenientes da agricultura e da urbanização, contribuindo assim para a melhoria da qualidade da água. A vegetação aquática desempenha um papel crucial na captura e armazenamento de carbono, ajudando a mitigar os impactos das alterações climáticas (Pendleton et al., 2012).

Do ponto de vista económico e social, as lagoas costeiras são essenciais para várias atividades humanas. A pesca artesanal e a aquacultura dependem diretamente da integridade ecológica destes ecossistemas. Muitas lagoas costeiras estão também fortemente associadas ao turismo, particularmente o ecoturismo, que beneficia da biodiversidade e dos serviços de ecossistema proporcionados por estas áreas (Mahrad et al., 2022). A conservação dessas zonas é, portanto, crucial não apenas para a biodiversidade, mas também para as economias locais que delas dependem.

Apesar da sua importância ecológica e socioeconómica, as lagoas costeiras enfrentam diversas ameaças, como a poluição, a urbanização e os efeitos das alterações climáticas. A crescente pressão antropogénica compromete a sua funcionalidade ecológica, exigindo a implementação de políticas de gestão integrada eficazes para garantir a sua preservação e sustentabilidade (Massarelli et al., 2023)

As lagoas costeiras, devido à limitada troca de água, baixa profundidade e elevada pressão antropogénica, são altamente suscetíveis à poluição resultante da acumulação de microplásticos. Assim, embora estes sistemas sejam reconhecidos como um dos ecossistemas mais produtivos e ecologicamente importantes, essenciais do ponto de vista socioeconómico, os efeitos da poluição por microplásticos representam uma ameaça substancial à manutenção das suas funções ecológicas e serviços (Garcés-Ordóñez et al., 2022). Estes ambientes aquáticos desempenham um papel fundamental, não apenas em termos da sua elevada biodiversidade e interconectividade ecológica, mas também enquanto fonte crucial de água doce. Deste modo, é fundamental que as políticas ambientais integrem estratégias de mitigação face à poluição por microplásticos, assegurando a preservação e a resiliência destas áreas, com vista à sua sustentabilidade a longo prazo. No entanto, apesar do aumento dos estudos sobre a distribuição atual de microplásticos, o conhecimento sobre a sua evolução histórica permanece limitado.

1.3. Paleolimnologia como ferramenta de reconstrução ambiental

No contexto do presente trabalho, a paleolimnologia surge como uma ferramenta particularmente valiosa. Esta disciplina baseia-se na análise de sedimentos acumulados ao longo do tempo em ambientes aquáticos, permitindo a reconstrução das condições ambientais passadas. Através da interpretação de indicadores biológicos, geoquímicos e sedimentológicos, é possível identificar alterações naturais e antrópicas nos ecossistemas (Smol et al., 2002). A sua aplicação ao estudo da poluição por microplásticos permite a reconstrução histórica da presença e acumulação destes contaminantes em ambientes sedimentares, como lagos e lagoas costeiras (Ruiz-Fernández et al., 2024).

Os microplásticos, devido à sua persistência no ambiente e ao seu transporte por processos hidrodinâmicos, tendem a acumular-se nos sedimentos de lagos, lagoas costeiras e outros sistemas lênticos, onde ficam preservados em camadas sucessivas de deposição, que funcionam como arquivos naturais da atividade antropogénica. Através da análise dessas camadas sedimentares, é possível detetar microplásticos em períodos anteriores à sua identificação por métodos analíticos convencionais, fornecendo assim dados valiosos sobre a origem, intensidade e progressão da poluição plástica, permitindo inferir ligações com alterações socioeconómicas, padrões de consumo e políticas ambientais (García-Rodríguez et al., 2022). Esta abordagem fornece paleoregistros cruciais para a compreensão dos padrões históricos de contaminação e para a avaliação dos impactos associados às atividades antropogénicas.

1.4. Objetivos

O objetivo geral deste estudo é avaliar a presença e distribuição de microplásticos no registo sedimentar da Lagoa da Fajã dos Cubres, na Ilha de São Jorge, com o intuito de compreender a dinâmica da contaminação por microplásticos neste ecossistema costeiro. Este estudo visa, assim, contribuir para o conhecimento da evolução temporal da poluição plástica e fornecer dados essenciais para a monitorização em regiões costeiras isoladas.

Com base nesse contexto, os objetivos específicos do estudo são:

- A. Avaliar a presença, abundância e distribuição de microplásticos no registo sedimentar da Lagoa da Fajã dos Cubres, na Ilha de São Jorge (Açores), com o intuito de compreender a evolução temporal da contaminação por microplásticos num ecossistema costeiro isolado e sensível.

- B. Caracterizar as partículas de microplástico quanto ao tipo morfológico, cor e dimensão. A classificação destas partículas é essencial para realizar uma análise abrangente dos impactos ambientais dos microplásticos na lagoa e compreender as suas implicações ecológicas.
- C. Desenvolver uma metodologia para a extração e quantificação de microplásticos em sedimentos, passível de ser replicável em outras lagoas costeiras dos Açores.

Esta dissertação procura não apenas quantificar e caracterizar os microplásticos na Lagoa da Fajã dos Cubres, mas também adaptar metodologias que possam ser aplicadas em futuros estudos sobre a poluição por microplásticos noutros ambientes costeiros do arquipélago dos Açores, contribuindo para a melhoria da gestão ambiental costeira nesta região.

Metodologia

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

A Lagoa da Fajã dos Cubres, apresentada na figura 2.1, localiza-se na Costa Norte da Ilha de São Jorge, uma das nove ilhas que formam o arquipélago dos Açores, situado no Oceano Atlântico e na área biogeográfica da Macaronésia. A lagoa situa-se na Fajã do Cubres, uma unidade geomorfológica com uma área de aproximadamente 34 hectares. A Fajã foi formada resultante da acumulação de detritos resultantes de movimentos de massa das falésias circundantes, que atingem alturas superiores a 600 metros (Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2005).

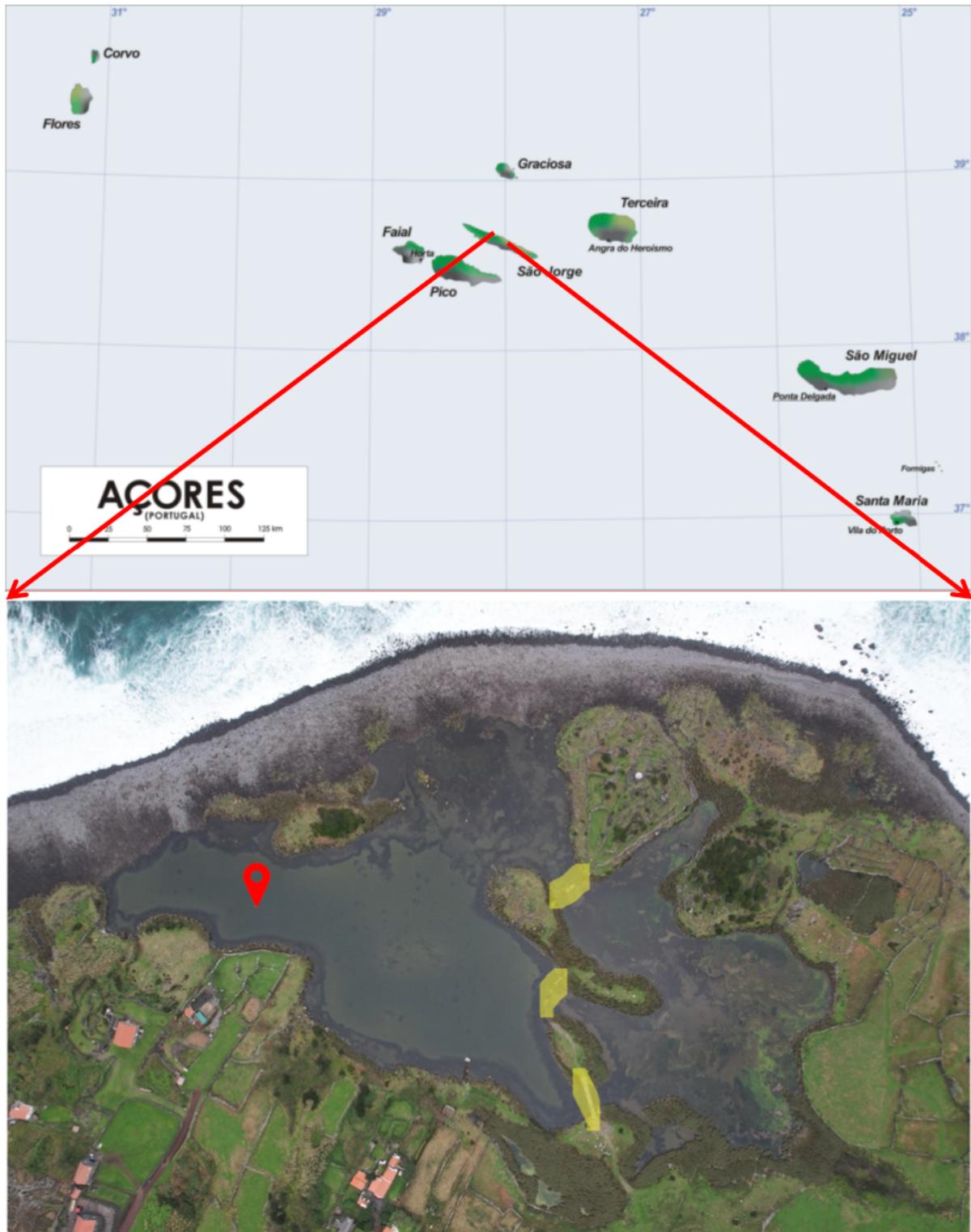


Figura 2.1 - Lagoa da Fajã dos Cubres, Ilha de São Jorge. O localizador de cor vermelha indica o ponto de extração do *core* sedimentar. O muro construído em 1951 encontra-se destacado a amarelo.

A Lagoa da Fajã dos Cubres é separada do Oceano Atlântico por uma barreira, com uma altura de 4,3 metros acima do nível médio do mar. Esta barreira é composta por pedras roladas sobre um leito de cascalho, e a interação entre a lagoa e o oceano ocorre predominantemente por percolação, ou seja, a troca de água entre os dois sistemas ocorre por infiltração através da barreira. A barreira possui uma

largura de 30 metros e uma extensão de 900 metros, cobrindo uma área total de 27.000 m² e um volume de 58.000 m³ (Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2005).

As águas da lagoa são salobras, resultando da combinação de água doce proveniente de fontes subterrâneas e água do mar. A alimentação da lagoa ocorre através de diversas fontes hídricas, incluindo a infiltração de águas subterrâneas provenientes das planícies centrais da ilha, a percolação de águas oceânicas através da barreira e o galgamento de água durante eventos de tempestade. O corpo da lagoa tem uma área aproximada de 30.400 m² e um volume de 29.000 m³, com uma profundidade média de 2,6 metros. A amplitude das marés na lagoa é de 0,03 metros, e a taxa de renovação da água é de cerca de 3% (Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2005).

Ecologicamente, a lagoa oferece habitats essenciais para diversas espécies endémicas, únicas no território português, e serve como uma importante área para a reprodução e passagem de aves migratórias. Esta função ecológica contribui para a biodiversidade regional, sendo um local de relevância para a conservação da fauna e flora locais. Do ponto de vista sociocultural, a Fajã dos Cubres tem um impacto significativo na comunidade local e na população da ilha, sendo o local de realização de uma importante celebração religiosa na ilha. (Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2005).

O uso do solo nas proximidades da Lagoa da Fajã dos Cubres segue um padrão de agricultura e pastagem, fortemente influenciado pela acessibilidade da área e pelo contexto demográfico da região. A Fajã dos Cubres possui acesso pavimentado, o que facilita a presença de atividades agrícolas, como a pastagem e outras práticas agrícolas, que dominam a paisagem. Este uso do solo reflete as necessidades da população local e a integração da área na economia regional (Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2005).

A Lagoa da Fajã dos Cubres encontra-se inserida numa rede de áreas protegidas que visam preservar os ecossistemas únicos e a biodiversidade da região. Entre as principais proteções ambientais que abrangem a lagoa, destacam-se a sua classificação como Zona Húmida de Importância Internacional pela Convenção de Ramsar (Código 3PT015), desde 2005; a inclusão na Rede Natura 2000, integrando a Zona Especial de Conservação da Costa Nordeste e Ponta do Topo (Código PTJOR0014), estabelecida em 2000; e a sua integração na Área de Paisagem Protegida das Fajãs do Norte, que faz parte das 13 unidades de gestão do Parque Natural da Ilha de São Jorge, protegida desde 2008. Essas classificações asseguram a conservação da biodiversidade local e a gestão sustentável do território (Porteiro, 2011).

A área de estudo constitui um ecossistema complexo e ecologicamente significativo, com funções cruciais a nível regional. As suas características geomorfológicas e hidrológicas proporcionam condições únicas para a conservação de espécies endémicas e para a passagem de aves migratórias, além de desempenharem um papel importante na regulação dos fluxos hídricos e na proteção da costa. Assim, a compreensão detalhada das características físicas e hidrológicas deste sítio é essencial para a gestão sustentável da área e para a implementação de políticas de conservação adequadas, que garantam a proteção do ecossistema e a continuidade das funções ecológicas vitais para a região (Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, 2005).

A Lagoa da Fajã dos Cubres, localizada na ilha de São Jorge, é um exemplo de ecossistema costeiro na região, o qual oferece uma oportunidade única para estudar a presença e distribuição de microplásticos. Este local isolado, com um ecossistema costeiro único e sensível, pode servir como "sentinela" para a acumulação de microplásticos, dado o seu ecossistema vulnerável e a sua localização remota. O estudo das partículas presentes nesta lagoa e em outras semelhantes pode fornecer dados valiosos sobre a dinâmica de transporte e acumulação de microplásticos, além de ajudar a compreender os impactos

ambientais em ecossistemas lagunares. Assim, o estudo da poluição por microplásticos em ambientes isolados, como é o caso da Lagoa da Fajã dos Cubres pode contribuir significativamente para uma compreensão mais abrangente da dispersão global dos microplásticos e das suas interações com ecossistemas costeiros frágeis.

2.2. Amostragem

A amostragem foi realizada no dia 30 de novembro de 2023, tendo sido previamente planeada com base em previsões meteorológicas que indicavam condições de tempo estável e mais calmo para esse período. Esta escolha visou minimizar o risco de galgamento resultante de tempestades (vento e agitação marítima), um fenómeno que poderia causar a perturbação da camada superior do sedimento e comprometer a integridade do registo sedimentar.

Utilizou-se um barco insuflável (Honwave T32) equipado com um motor elétrico (Minnlota 55) para alcançar o ponto de extração das amostras (38°38'33.43''N; 27°58'2.37''W). Este ponto, assinalado por uma boia de identificação, corresponde ao local onde, em 2019, foi previamente recolhido um *core* sedimentar que serviu de base para a definição de um modelo de idade, constituindo assim uma referência cronológica para o presente estudo. Uma vez atingido o local previamente selecionado para a amostragem, o *core* de gravidade Uwitec (diâmetro de 90 milímetros) foi cuidadosamente posicionado na água, de forma lenta e controlada, até atingir o fundo.

Uma vez alcançada a profundidade pretendida (superior a um metro), procedeu-se à recolha do *core* de gravidade Uwitec, de forma lenta e controlada e assegurando que o tubo de PVC se mantivesse na posição vertical. Quando o orifício na base do tubo se aproximou da superfície, selou-se o mesmo recorrendo a uma tampa de vácuo, e transportou-se o *core* de gravidade, em posição vertical, para terra (figura 2.2).



Figura 2.2 - *Core* de gravidade com as amostras obtidas, devidamente acondicionado na posição vertical.

O registo sedimentar foi acondicionado de forma a evitar perturbações, sendo a água da zona superior do tubo de PVC removida, o orifício superior selado com uma tampa de vácuo e as extremidades isoladas com fita isoladora. O tubo foi colocado num recipiente adequado para o transporte aéreo, garantindo a estabilidade da amostra durante a deslocação.

2.3. Trabalho laboratorial

As lagoas costeiras apresentam características particulares, como a variação da salinidade, a presença de matéria orgânica em decomposição e a constante interação entre águas doces e salgadas (Garrido et al., 2011), o que dificulta a aplicação de metodologias previamente utilizadas em solos de outros ecossistemas.

Durante todo o processo laboratorial, adaptado de Vaughan et al. (2017), o espaço esteve fechado, evitando correntes de ar. Foi utilizada em todo o processo uma bata de laboratório assim como luvas de nitrilo descartáveis. Foi também utilizada roupa de cor forte de forma que se ocorresse contaminação fosse perceptível a sua fonte. Para todos os materiais utilizados evitou-se a utilização de plástico, assim como se cobriram todos os materiais utilizados sempre que possível de forma a evitar a contaminação por partículas presentes no espaço. Estas contaminações foram controladas recorrendo a um filtro de celulose nitrato com poros de 0,65 mm colocado no interior de uma placa de Petri, a qual estava na área de trabalho utilizada e só era aberta durante processos incluídos na presente metodologia.

2.3.1. Extração da amostra

Iniciou-se o processo laboratorial com a pesagem de 49 balões de Erlenmeyer vazios e com tampa, devidamente identificados com o número do centímetro da amostragem. Seguiu-se então o processo de extração da amostra, com o tubo de PVC contendo a amostra colocado na posição vertical e recorrendo-se a um extrator.

Excluiu-se o primeiro centímetro da amostra devido à presença de sedimentos perturbados. Para a profundidade compreendida entre 1 e 50 centímetros, o processo foi realizado centímetro a centímetro.

Com o auxílio do extrator, extraiu-se um centímetro de profundidade da amostra. Utilizou-se uma espátula canaleta de forma a retirar uma quantidade de amostra, a qual foi colocada num balão de Erlenmeyer identificado com o respetivo centímetro de profundidade da amostra e de seguida fechado, de modo a evitar contaminação. A restante parte da amostra do centímetro correspondente foi colocada num saco com fecho zip, devidamente identificado, para posterior análise de perda por ignição.

Todos os balões de Erlenmeyer foram novamente pesados, desta vez contendo a amostra húmida. Cada balão foi então colocado numa estufa a 70 °C, onde permaneceu por 48 horas para secagem. Após este período, os balões contendo agora a amostra seca, foram novamente pesados de modo a registar o peso da amostra seca.

2.3.2. Digestão e triagem da amostra

De forma a otimizar a extração das partículas de microplásticos presentes no registo sedimentar, foram testadas diferentes quantidades de peróxido de hidrogénio e solução hipersalina saturada (Anexo B). O objetivo deste procedimento experimental foi identificar a quantidade ideal de cada reagente. A seleção da quantidade de peróxido de hidrogénio teve por base a reação que garantisse uma extração eficiente das partículas, mantendo a integridade da amostra e controlando a intensidade do processo oxidativo. Por sua vez, a definição da quantidade de solução hipersalina saturada baseou-se na capacidade de

separar os microplásticos da matéria inorgânica residual, adaptando-se às características específicas do sistema em estudo.

Recorreu-se à oxidação com peróxido de hidrogénio (H_2O_2) com uma concentração de 33% para digerir a matéria orgânica devido à sua ampla utilização e eficácia em contextos semelhantes (Alves et al., 2023). O processo de oxidação com peróxido de hidrogénio é amplamente reconhecido na literatura pela sua capacidade de promover reações de oxidação de forma controlada e eficiente, sendo frequentemente utilizada em estudos que envolvem compostos orgânicos e materiais sensíveis à oxidação (Schrank et al., 2022). Para o sistema lagunar costeiro, esta abordagem demonstrou ser a mais apropriada, uma vez que oferece condições ideais para a promoção da reação desejada, atendendo às especificidades do estudo e garantindo a obtenção de resultados consistentes e reproduzíveis.

Utilizando um procedimento adaptado de Rani et al. (2023) e Zobkov et al. (2020), e de forma a garantir uma digestão oxidativa o mais eficiente possível foi necessário que a amostra seca de sedimento contivesse grânulos de menor dimensão, tendo para tal sido utilizada uma vareta de vidro de modo a fragmentar os grânulos de sedimento. A cada centímetro de amostra, foram adicionados 3 mililitros de peróxido de hidrogénio. Em algumas situações, foi necessário misturar a amostra recorrendo à vareta de vidro de forma a controlar a reação. Após este procedimento, cada amostra foi novamente colocada na estufa por 48 horas para secar.

Dando continuidade ao procedimento adaptado de Rani et al. (2023) e Zobkov et al. (2020), a amostra foi, novamente desfragmentada recorrendo à vareta de vidro para garantir a redução dos grãos de sedimento e melhorar a eficiência da digestão. A cada centímetro de amostragem, adicionaram-se mais 2 mililitros de peróxido de hidrogénio. Após este passo, todas as amostras foram deixadas a repousar em temperatura ambiente durante 48 horas, para finalizar possíveis reações.

A separação por densidade apresentou-se necessária para que ocorresse segregação dos microplásticos presentes na matéria inorgânica remanescente após a oxidação. Isto pois muitos tipos de microplásticos apresentam densidades distintas das substâncias naturais presentes no ambiente. No entanto, a aplicação desta técnica requer a adaptação às condições específicas de cada estudo, como as características da amostra e os recursos disponíveis.

Adaptando o procedimento de Zhang et al. (2022), de forma que ocorresse a separação das partículas de microplástico presentes na matéria inorgânica resultante, após a agitação das amostras, foram adicionados 15 mililitros de solução hipersalina saturada (densidade superior a $1,2g/cm^3$). Os balões de Erlenmeyer foram colocados num agitador padrão VWR (modelo 3500), por um período de 4 horas, mantendo a velocidade de 3. Após este período, cada amostra foi deixada em repouso à temperatura ambiente durante 7 dias, permitindo que a matéria inorgânica sedimentasse e os microplásticos permanecessem no topo da solução hipersalina devido às diferenças de densidade.

De forma a separar as partículas de microplástico da solução hipersalina, efetuou-se uma filtração, adaptando a metodologia de Zobkov et al. (2020), colocando um filtro de celulose de nitrato com poros de 0,65 milímetros numa rampa de filtração a vácuo. Para evitar contaminações, utilizou-se uma pipeta de Pasteur equipada com um filtro e a parte líquida da amostra foi cuidadosamente transferida para a rampa de filtração a vácuo. Os filtros de cada amostra foram reservados individualmente em placas de Petri devidamente marcadas e fechadas, enquanto a parte sólida das amostras foi armazenada nos balões de Erlenmeyer, devidamente fechados.

Tendo sido detetada a presença de contaminação associada à utilização da solução hipersalina saturada, procedeu-se à realização de um controlo experimental com o intuito de minimizar a influência desta

variável nos resultados obtidos. Para tal, efetuaram-se cinco filtragens de 15 mililitros da solução hipersalina, previamente não utilizada, numa rampa de filtração a vácuo, recorrendo a filtros de nitrato de celulose com porosidade de 0,65 μm . O objetivo deste procedimento consistiu na quantificação do número médio de partículas de microplásticos presentes por 15 mililitros da solução, permitindo a determinação de um fator de correção. Este valor médio foi subsequentemente subtraído aos resultados obtidos na aplicação da metodologia principal, de forma a mitigar o impacto da contaminação e assegurar uma interpretação mais fidedigna e representativa dos dados.

2.3.3. Triagem das partículas de microplástico

Posteriormente, em ambiente laboratorial fechado e sem a presença de correntes de ar, os filtros foram analisados utilizando a técnica de leitura da primeira fila do filtro da esquerda para a direita, alternando-se o sentido de leitura nas filas seguintes do filtro, conforme descrito em (Marine & Environmental Research Institute, n.d.), tendo os possíveis microplásticos encontrados sido fotografados, com a escala identificada como se observa na figura 2.3, e posteriormente registados (tamanho, tipo de microplástico e cor). A identificação das partículas de microplástico presentes na amostra baseou-se na identificação visual descrita em Markley et al. (2024).

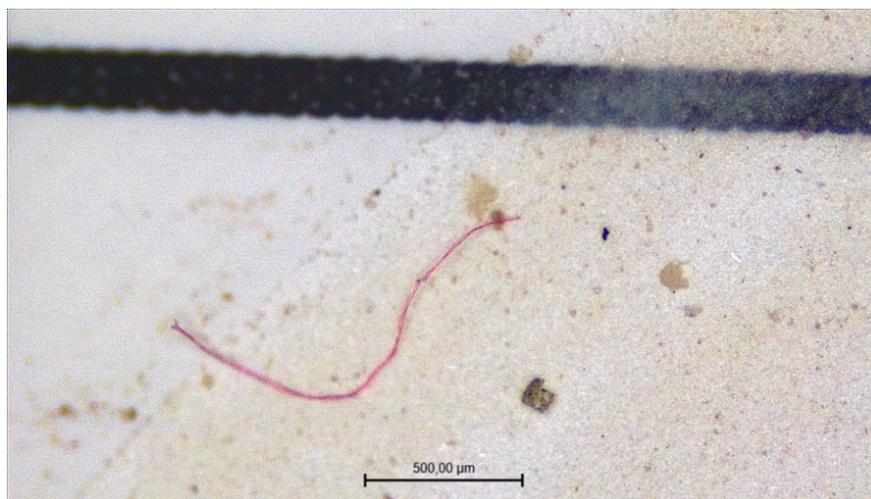


Figura 2.3 – Exemplo de uma partícula de microplástico identificada nos sedimentos da Lagoa da Fajã dos Cubres.

Para confirmar se as partículas encontradas eram efetivamente microplásticos, cada partícula foi submetida a um banho de acetona para verificar se o material perdia o seu brilho e se tornava baço. Os microplásticos confirmados como tal foram novamente registados e armazenados em frascos de vidro contendo água destilada.

Apesar de terem sido adotadas medidas rigorosas de controlo para minimizar a contaminação durante o uso de sal na solução hipersalina, ainda foi possível identificar microplásticos na solução. A análise do número total de partículas de microplásticos identificadas nas 5 amostras de 15 ml de solução hipersalina saturada, bem como a média por 15 ml, subdivididas pelas suas cores (transparente, azul e vermelha), revela resultados consideráveis. Observa-se uma predominância clara das partículas transparentes, com um total de 25 partículas registadas e uma média de 5 partículas por 15 ml. As partículas azuis aparecem em menor abundância, com um total de 12 partículas e uma média de 3 partículas por 15 ml, seguidas

pelas partículas vermelhas, que apresentam os valores mais baixos (5 partículas no total e uma média de 1 partículas por 15 ml).

2.3.4. Determinação de matéria orgânica no sedimento

No âmbito do presente estudo, o processo de perda por ignição foi realizado com o objetivo de estimar a percentagem de matéria orgânica e obter informações sobre a densidade de cada centímetro da amostra, em g/cm^3 , permitindo relacionar os resultados com um modelo de idade previamente estabelecido a partir de um *core* recolhido em 2019 no mesmo local (dados não publicados). Esta relação é essencial para a caracterização cronológica das amostras analisadas.

Este processo iniciou-se com a identificação de 49 cadinhos de cerâmica, os quais foram numerados de acordo com o centímetro de amostragem correspondente. De seguida, os cadinhos foram colocados numa estufa a 105 °C durante 24 horas. Após este procedimento, os 49 cadinhos foram pesados individualmente, utilizando uma balança analítica de precisão (KERN ABS-N). Ao realizar este passo, para minimizar possíveis erros devidos à absorção de humidade nos cadinhos (e consequentes diferenças de peso), estes foram colocados num exsiccador após a pesagem.

De seguida utilizou-se uma seringa sem bico, preparada para possuir um volume disponível de 1 cm^3 . Este volume foi retirado de cada amostra previamente armazenada em sacos com fecho de correr (*zip-lock*). Cada fração foi transferida para o cadinho correspondente à profundidade centimétrica da amostra. Procedeu-se à pesagem dos cadinhos contendo as amostras, de forma a determinar o peso de cada centímetro cúbico de amostra húmida. Nesta etapa foram assegurados os mesmos cuidados relativamente ao manuseamento dos cadinhos e na sua exposição à humidade, retirando cada um individualmente do exsiccador.

Após esta etapa, os cadinhos foram colocados novamente numa estufa a 105 °C durante 72 horas, seguindo-se a sua pesagem individual, agora com a amostra seca, de modo a determinar o peso de cada centímetro cúbico da amostra após a secagem. Os cadinhos foram então colocados numa mufla (Lenton EF 11/8B) a 550 °C durante 4 horas, promovendo a combustão da matéria orgânica. Após este processo, adaptado de Heiri et al. (2001), os cadinhos contendo as amostras foram finalmente pesados a fim de se obter o peso de cada centímetro cúbico de amostra em cinzas.

2.4. Tratamento de dados

2.4.1. Modelo de idade

Em 2019, foi extraído um *core* da Lagoa dos Cubres (CW 2019) no mesmo local onde, posteriormente, em 2023, foi recolhido o *core* utilizado para o presente estudo, recorrendo-se à mesma metodologia de amostragem para garantir a comparabilidade entre os registos, o qual foi dividido em duas metades com o objetivo de estudar a sua estratigrafia. O modelo de idade deste *core* foi determinado com base na posição de uma tefra proveniente de uma erupção subaérea histórica que ocorreu na ilha de São Jorge, em 1808 (Pacheco et al., 2013). Com base nesta erupção, foi aplicado um modelo de idade linear ao *core*.

Ao comparar as percentagens de matéria orgânica obtidas pelo processo de perda por ignição para o *core* CW 2023 com as do *core* CW 2019, previamente datado, foi possível identificar padrões semelhantes de variação ao longo da profundidade, evidenciando uma evolução temporal coerente entre os dois conjuntos de amostras. A análise conjunta destes núcleos sedimentares foi fundamental para estabelecer uma relação entre a percentagem de matéria orgânica e a profundidade das amostras, tendo

em conta as diferentes camadas sedimentares. A datação do core CW 2019, utilizada como referência, baseou-se na identificação de eventos históricos, nomeadamente a tefra associada à erupção subaérea de 1808 na ilha de São Jorge, que serviu para calibrar o modelo de idade (Pacheco et al., 2013). Esta datação permitiu atribuir idades a eventos marcantes registados em profundidades específicas de ambas as cores, correspondentes aos anos de 1902, 1946, 1951 e 1967. A comparação entre os dois núcleos revela que os eventos estratigráficos associados às camadas sedimentares correspondem a flutuações na concentração de matéria orgânica.

O modelo de idade foi construído considerando as variações de percentagem de matéria orgânica no sedimento, resultantes do processo de perda por ignição. Com base nesta comparação, foi possível extrapolar a idade das camadas do core CW 2023, determinando assim a datação em profundidade da amostra.

2.4.2. Relação entre microplásticos e idade das amostras

Todos os dados referentes às partículas de microplástico presentes em cada centímetro da amostra foram meticulosamente organizados. Para cada partícula identificada, foram registadas informações detalhadas relativas ao tipo de partícula, à sua cor e ao seu tamanho.

As partículas de microplástico foram classificadas em quatro tipos principais: fragmentos, *pellets*, feixes de fibras (*fiber bundles*) e fibras (*fibers*). A cor das partículas foi registada com base numa escala visual, classificada nas seguintes categorias: transparente, vermelho, azul, roxo, preto e verde. O tamanho de cada partícula, em comprimento, foi medido em milímetros, recorrendo a uma escala incorporada na lupa utilizada na observação (Markley et al., 2024).

Após a organização e registo dos dados relativos às partículas de microplástico, estes foram posteriormente associados aos dados de idade correspondentes a cada centímetro da amostra.

2.4.3. Concentração de microplásticos no sedimento

De forma a garantir que os resultados obtidos apresentassem uma maior precisão e representatividade, foi necessário converter os dados relativos às partículas de microplástico por centímetro de amostra em partículas por centímetro cúbico de amostra. Esta transformação foi essencial, uma vez que cada centímetro de amostra analisado possuía diferentes pesos iniciais, o que implicava uma variação no volume de cada centímetro da amostra e, consequentemente, no número de partículas de microplástico presentes por unidade de volume.

Procedeu-se então ao ajuste do número total de partículas de microplástico identificadas, dividindo este valor pelo número de centímetros cúbicos correspondente a cada centímetro amostrado. Este cálculo permitiu obter a quantidade de partículas de microplástico por centímetro cúbico de amostra, corrigindo as variações volumétricas entre os diferentes segmentos analisados. Desta forma, foi possível obter uma medida mais precisa e comparável da abundância de microplásticos nas amostras, permitindo uma análise mais robusta e consistente dos dados ao longo das diferentes amostras e períodos temporais analisados.

Resultados

3. Resultados

3.1. Datação do *core* CW 2023

Os perfis de perda por ignição determinados para os *cores* CW 2023 e CW 2019 (figura 3.1) apresentam uma variação coerente ao longo da profundidade, permitindo estabelecer uma relação entre ambos. O *core* CW 2023 apresenta percentagens de matéria orgânica que oscilam entre aproximadamente 10% e 24%, com valores máximos registados na camada superficial (primeiros 5 cm) e uma tendência de diminuição progressiva até à profundidade máxima. De forma semelhante, o *core* CW 2019 apresenta percentagens de matéria orgânica compreendidas entre 11% e 24%, exibindo uma variação consistente com os padrões observados no *core* CW 2023.

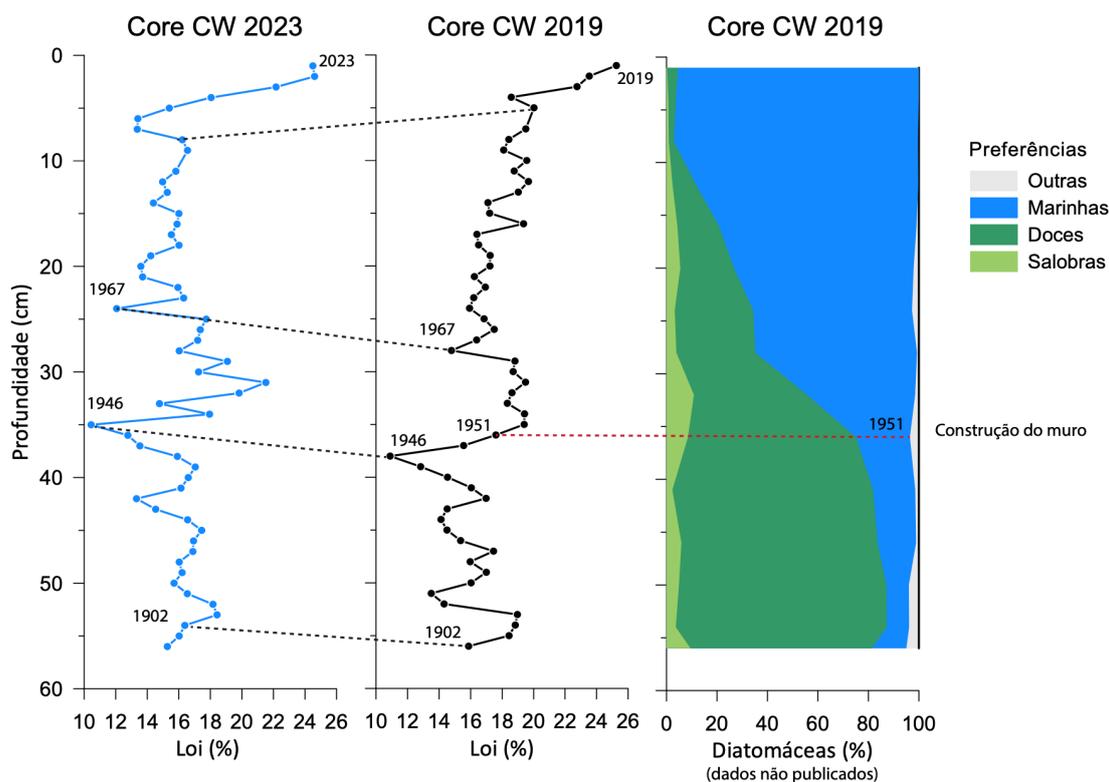


Figura 3.1 - Perfis de perda por ignição (LOI - Loss on Ignition) dos *cores* CW2023 (esquerda) e CW2019 (centro) com a respetiva datação em profundidade. Perfil do tipo de diatomáceas presentes no *core* CW2019 (direita). A linha vermelha a tracejado representa a construção do muro em 1951.

Adicionalmente, os dados associados à percentagem de diatomáceas no *core* CW 2019 indicam mudanças significativas nas preferências ecológicas ao longo do tempo (dados não publicados). A análise de diatomáceas evidencia uma transição de dominância por espécies de ambientes de água doce para espécies marinhas, especialmente após 1951, ano associado à construção de um muro na lagoa. Esta alteração sugere uma predominância progressiva de condições salinas no ambiente sedimentar, refletida no aumento percentual de diatomáceas marinhas.

A integração dos perfis de perda por ignição e das percentagens de diatomáceas no *core* CW 2019 confirma a consistência das datações aplicadas e suporta a utilização de variações na composição orgânica e biológica como indicadores de mudanças ambientais históricas.

3.2. Concentração de microplásticos no sedimento

É apresentada a evolução da concentração de partículas de microplástico por centímetro cúbico ao longo do tempo, com base nos dados obtidos após a conversão dos valores originais para unidades volumétricas. A conversão foi realizada utilizando os valores de densidade de cada centímetro cúbico de amostra, calculados a partir dos dados obtidos pela perda por ignição e do peso inicial das amostras, permitindo corrigir as variações volumétricas entre os diferentes segmentos analisados.

Nos primeiros períodos, até 1953, os valores de concentração de microplásticos no sedimento são nulos ou próximos de zero (figura 3.2). A partir desta data, observa-se um aumento gradual na concentração de microplásticos, com valores crescentes nas décadas seguintes. O período de 1985 a 1990 regista os valores mais elevados, com picos máximos de 6,4 partículas/cm³ em 1988 e 5,7 partículas/cm³ em 1990 (figura 3.2). Após este período, os valores apresentam flutuações, com concentrações mais estáveis, destacando-se o pico de 3,5 partículas/cm³ em 2015. Nos anos mais recentes, como 2021 e 2023, os valores registados estabilizam em 0,5 partículas/cm³.

O gráfico apresentado na figura 3.2, que apresenta os resultados corrigidos por volume, ilustra a variação temporal da concentração de microplásticos, permitindo uma análise precisa e consistente dos dados ao longo das diferentes amostras e períodos analisados.

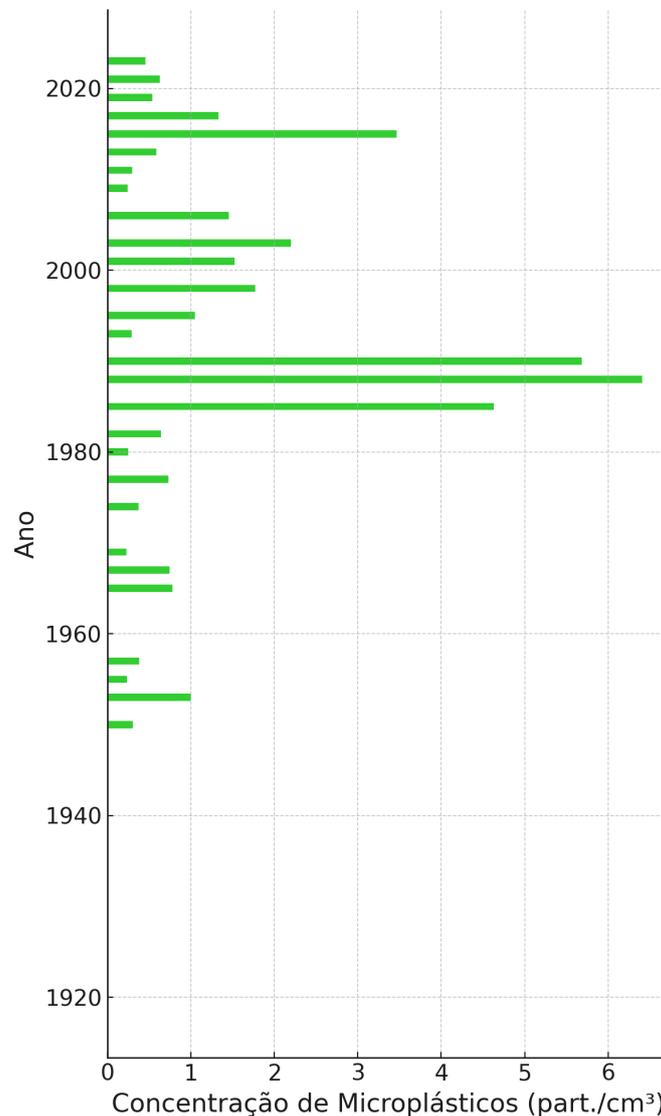


Figura 3.2 - Concentração de partículas de microplástico por cm^3 presentes no *core* CW 2023 para os anos entre 1934 e 2023

3.3. Caracterização das partículas de microplásticos

A análise dos resultados obtidos revela que relativamente ao tipo de microplásticos identificados, as fibras são, de longe, o tipo predominante, representando 94% do total de partículas identificadas, correspondendo a 131 das 139 partículas analisadas. Esta tendência reforça os padrões previamente observados na evolução temporal da abundância de microplásticos, em que as fibras surgem de forma consistente como o tipo mais representativo ao longo do período estudado.

Os restantes tipos de partículas – fragmentos, *pellets* e aglomerados de fibras – apresentam uma representatividade menor, correspondendo cada um a apenas 2% do total de partículas identificadas. Estes valores, em conformidade com os padrões temporais analisados, sugerem que estes microplásticos ocorrem de forma mais esporádica.

O gráfico apresentado na figura 3.3 ilustra a distribuição percentual do tipo de microplásticos detetados no *core* CW23, destacando a preponderância das fibras em comparação com os demais tipos de microplásticos.

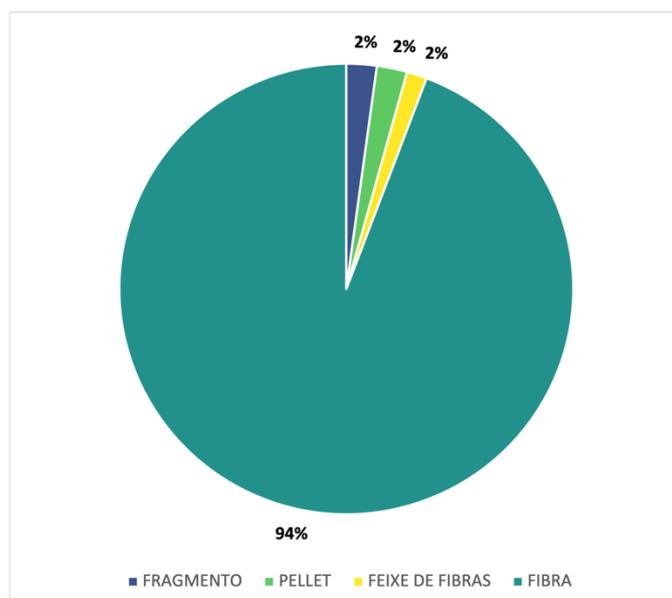


Figura 3.3 - Distribuição percentual do tipo de partículas de microplástico detetados no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.

Ao longo do período analisado, observa-se a evolução temporal do número de partículas de microplásticos identificadas por tipo, abrangendo fragmentos, *pellets*, fibras e aglomerados de fibras (*fiber bundles*). A distribuição evidencia uma predominância clara das fibras em relação aos outros tipos, com picos de abundância registados em 1985 (15 partículas), 1988 (25 partículas), 1990 (19 partículas) e 2015 (11 partículas).

Os restantes tipos de microplásticos apresentam uma ocorrência mais reduzida. Fragmentos, *pellets* e aglomerados de fibras são esparsamente registados ao longo do tempo, com valores geralmente inferiores a 2 partículas, atingindo esse valor apenas em 2015 (2 fragmentos). O gráfico apresentado na figura 3.4 ilustra esta evolução temporal, evidenciando a variação na abundância relativa dos diferentes tipos de microplásticos ao longo dos anos.

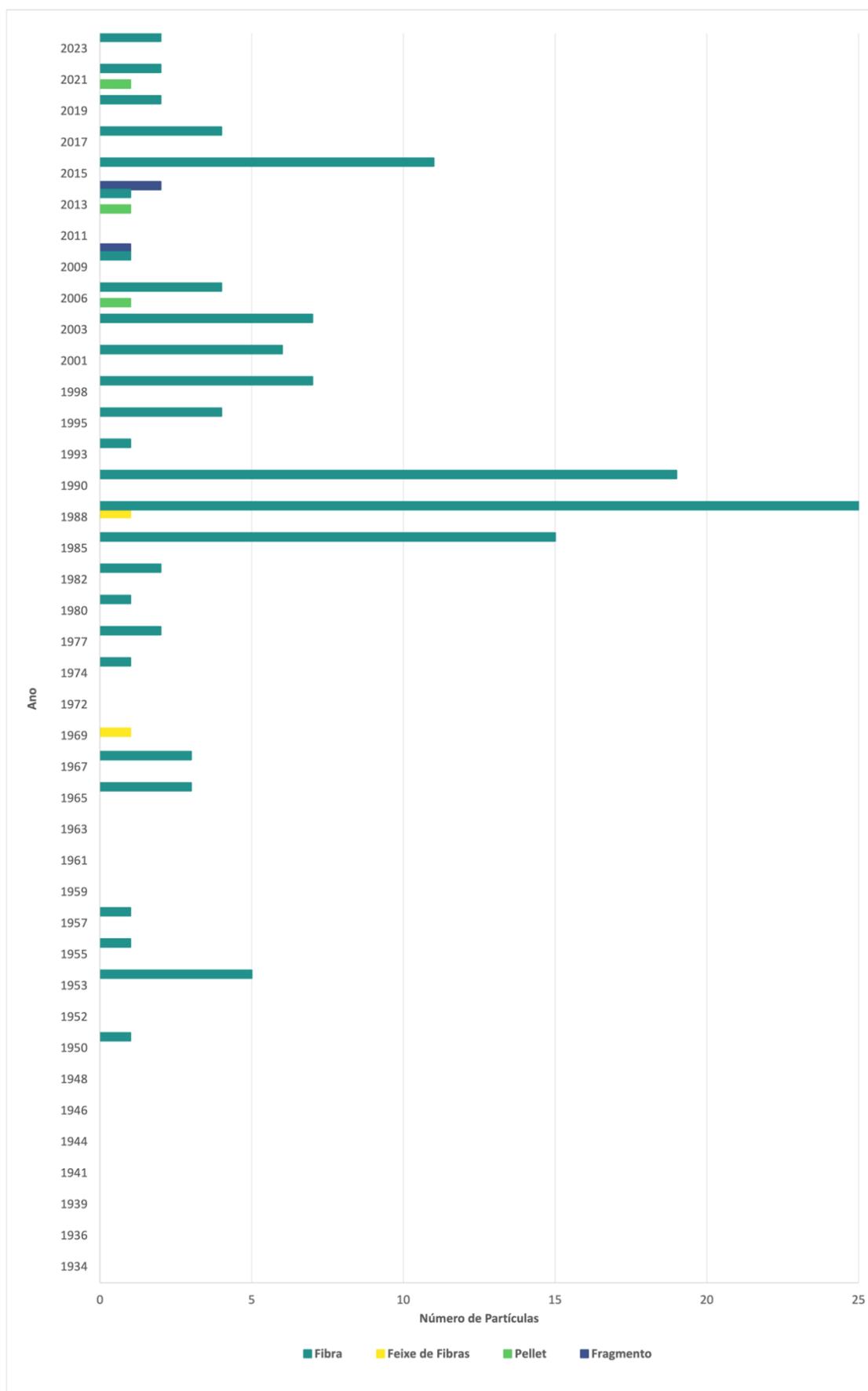


Figura 3.4 - Número de partículas por tipo (fibra, feixe de fibras, pellet, fragmento), identificadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.

A distribuição percentual das cores de microplásticos identificados ao longo do período de estudo revela uma predominância significativa de partículas transparentes, que representam 53% do total (74 partículas num universo de 139). Seguem-se as partículas azuis, representando 31% do total (43 partículas), enquanto as restantes cores apresentam valores percentuais consideravelmente inferiores: vermelho (7%), preto (3%), verde (3%) e roxo (3%).

As partículas azuis, que constituem 31% da abundância total, destacam-se como a segunda categoria mais representativa, logo após as partículas transparentes. Por outro lado, as partículas vermelhas, com 7% do total, apresentam uma prevalência inferior, mas ainda assim relevante no contexto da distribuição de cores. Já as cores preto, verde e roxo, com uma representatividade de 3% cada, sugerem uma menor utilização destes pigmentos na produção de plásticos ou uma maior degradação dos materiais associados a estas cores, o que pode dificultar a sua deteção e identificação no ambiente.

A figura 3.5 ilustra esta distribuição, evidenciando as diferenças na abundância de microplásticos de diferentes cores ao longo do período analisado.

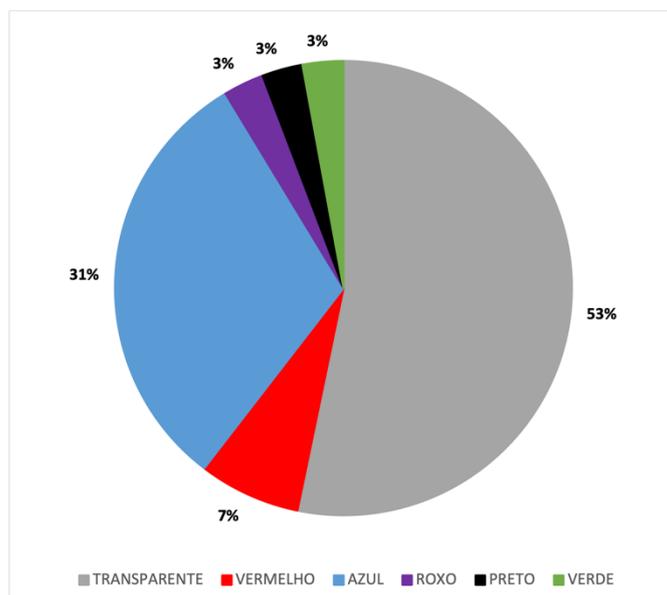


Figura 3.5 - Distribuição percentual da cor das partículas de microplástico detetadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.

A evolução temporal da abundância de microplásticos classificados por cores, ao longo do período entre 1934 e 2023, revela padrões distintos de variação, sugerindo possíveis alterações nos processos de produção, consumo e descarte de materiais plásticos ao longo das décadas.

Entre 1934 e 1980, a presença de partículas de microplásticos é nula ou negligenciável, independentemente da cor. A partir de 1980, observa-se um aumento na abundância, particularmente nas partículas azuis, que atingem o seu pico durante as décadas de 1980 e 1990, e nas partículas transparentes, que registam a maior abundância na década de 2010.

As partículas transparentes destacam-se ao longo da maior parte do período analisado, especialmente entre 1985 e 2017, atingindo um valor máximo de 11 partículas em 2015. Já as partículas azuis apresentam uma tendência de aumento, com um pico acentuado entre 1985 e 1990, sendo identificadas 11 partículas em 1988 e 1999.

Em contrapartida, as partículas vermelhas, verdes, pretas e roxas apresentam uma presença menos consistente e de menor magnitude, verificando-se picos ocasionais, como o registado para as partículas vermelhas em 1988 (5 partículas).

O gráfico apresentado na figura 3.6 ilustra estas tendências, evidenciando a evolução da abundância de microplásticos por cor ao longo do tempo.

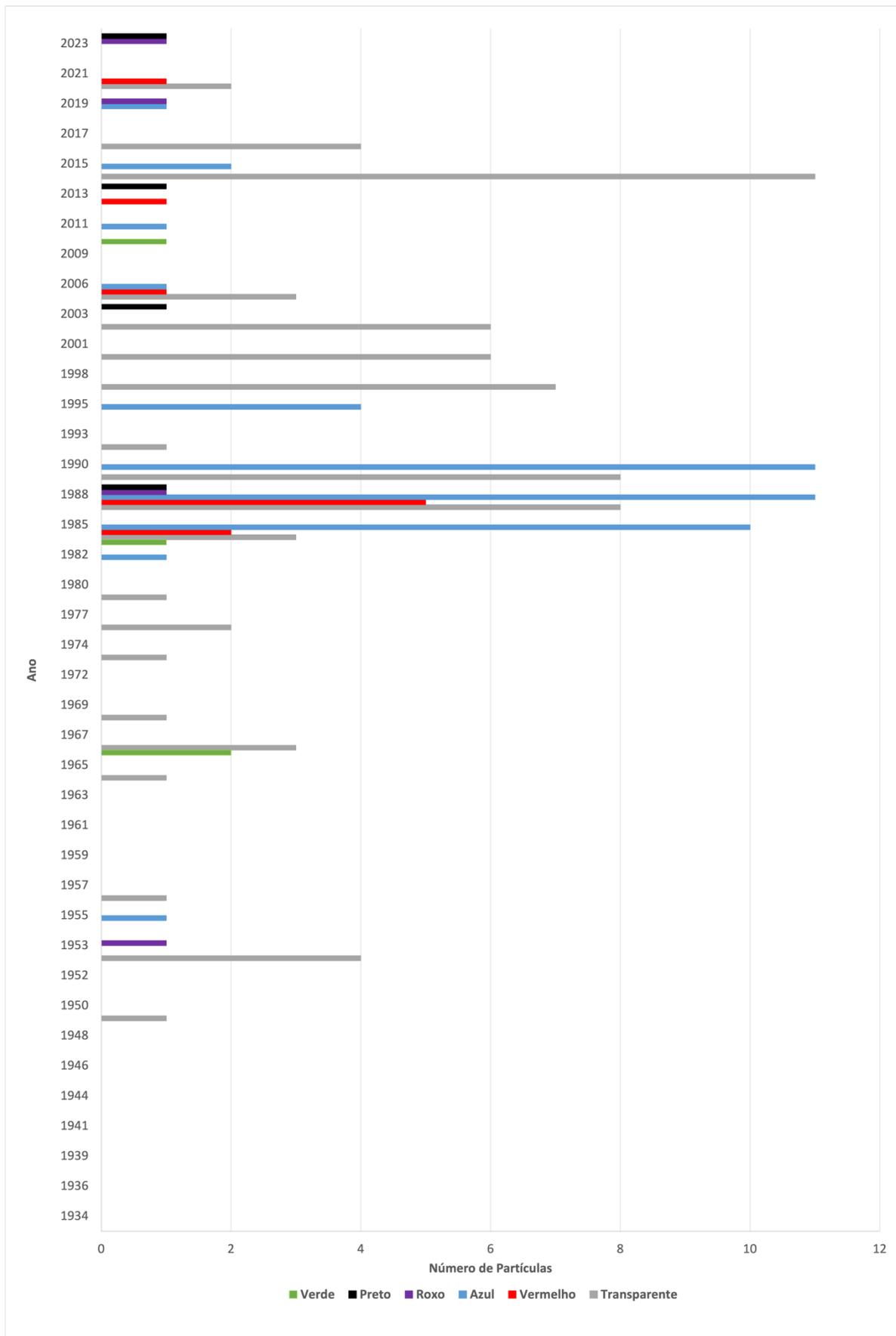


Figura 3.6 - Número de partículas por cor (verde, preto, roxo, azul, vermelho, transparente), identificadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.

A evolução temporal das dimensões das partículas de microplástico, no período entre 1934 e 2023, revela variações significativas, refletindo tanto as características dos materiais plásticos presentes no ambiente como os processos de fragmentação e degradação. Em particular, o tamanho máximo das partículas apresentou um aumento progressivo até ao ano de 2006, seguido por uma queda acentuada para valores baixos, que posteriormente deram lugar a um aumento gradual até 2021. A análise detalhada dos dados permite ainda distinguir três parâmetros fundamentais: tamanho mínimo, tamanho médio e tamanho máximo, as quais ajudam a compreender a dinâmica da fragmentação dos microplásticos ao longo do tempo.

No período inicial, entre 1934 e 1948, os valores registados para todos os parâmetros são nulos, indicando a ausência de partículas de microplástico detetáveis. A partir de 1950, observa-se o surgimento das primeiras partículas, com tamanhos médios em torno de 0,5 mm. Este aumento inicial é acompanhado por flutuações regulares nos tamanhos mínimo e máximo, sugerindo uma diversidade crescente de fontes de microplásticos, bem como variações nos processos de fragmentação.

Os tamanhos máximos registam picos significativos em anos como 1965 (3,0 mm), 1974 (3,3 mm), 1985 (3,5 mm), 1990 e 1998 (4,0 mm) e 2006 (5,0 mm). Estes valores poderão estar associados a eventos específicos de poluição ou à introdução de produtos plásticos mais robustos no ambiente, os quais demoram mais tempo a fragmentar-se em partículas menores. Em contraste, os tamanhos mínimos mantêm-se frequentemente inferiores a 1 mm, refletindo o contínuo processo de fragmentação devido à ação de agentes físicos, químicos e biológicos.

A partir da década de 1990, verifica-se uma tendência geral de aumento no tamanho médio das partículas, atingindo um pico em 2006 (2,0 mm). Nos anos mais recentes, entre 2010 e 2023, os valores registam uma maior estabilidade, com tamanhos médios a oscilar em torno de 1 mm.

A figura 3.7 apresenta o gráfico com estas informações, evidenciando a evolução das dimensões das partículas de microplástico ao longo do período analisado.

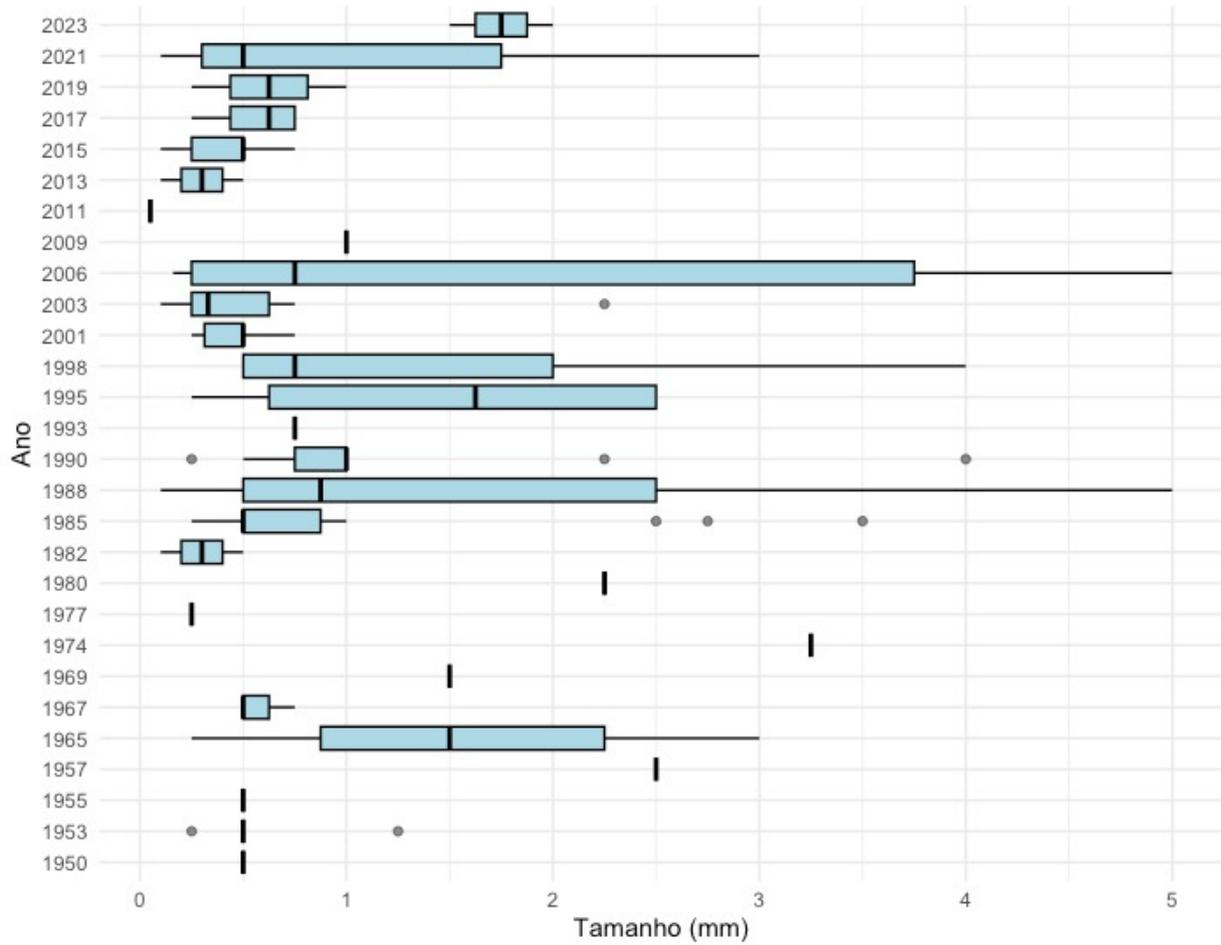


Figura 3.7 - Tamanho médio, mínimo e máximo das partículas de microplástico detetadas no core CW23 entre os anos de 1934 e 2023.

Discussão

4. Discussão

O presente estudo contribui para o conhecimento da composição e abundância de microplásticos no registo sedimentar da Lagoa da Fajã dos Cubres, localizada no arquipélago dos Açores. A poluição por microplásticos é um problema global crescente, resultante do aumento exponencial da produção de plásticos a partir de 1950, ocorrendo a passagem de 2 Mt/ano para cerca de 380 Mt/ano (Geyer et al., 2017). No entanto, estudos sobre a abundância e composição deste tipo de partículas em lagoas insulares, especialmente no arquipélago dos Açores, carecia ainda de estudos aprofundados. Assim, este trabalho visa reduzir esta lacuna ao fornecer dados quantitativos e qualitativos sobre a presença de partículas de microplásticos na Lagoa da Fajã dos Cubres, contribuindo assim para o desenvolvimento de estratégias de monitorização e mitigação da poluição plástica na região. A monitorização contínua e detalhada destas partículas é essencial para compreender as suas tendências de acumulação, os seus impactos ecológicos e a eficácia das medidas implementadas para a redução da poluição.

Os resultados deste estudo indicam um aumento na concentração de partículas de microplástico durante a década de 1980, atingindo um pico em 1988. Este incremento pode estar relacionado com o crescimento exponencial da produção e utilização de plásticos durante esse período, impulsionado pelo desenvolvimento industrial e pelo aumento da utilização de materiais plásticos descartáveis em diversos setores, incluindo embalagens, produtos de consumo e equipamentos de pesca (Geyer et al., 2017). Adicionalmente, o desenvolvimento do setor têxtil e a proliferação de fibras sintéticas, como o poliéster e o nylon, contribuíram para o aumento da libertação de microfibras no meio aquático, especialmente devido à lavagem de têxteis sintéticos (Browne et al., 2011). Estes processos são amplamente reconhecidos como fontes primárias de microplásticos nas águas superficiais e nos sedimentos marinhos e lacustres (Dris et al., 2015).

Comparando com estudos realizados em outros sistemas sedimentares, como a Lagoa de Veneza (Vianello et al., 2013) observa-se uma tendência semelhante, com aumento acentuado na deposição de microplásticos a partir da década de 1980, sugerindo que este fenómeno teve um carácter global, impulsionado pelo crescimento exponencial da indústria do plástico e pela intensificação do consumo de produtos plásticos descartáveis sem medidas eficazes de gestão e reciclagem.

A disseminação de microplásticos em ambientes remotos, como lagoas, lagos e zonas isoladas, é um reflexo da persistência e da ubiquidade destes contaminantes a nível global. A presença desses poluentes em locais previamente considerados intocados e isolados, como regiões polares e lagos de montanha, indica que o transporte de microplásticos ocorre não apenas por vias fluviais e oceânicas, mas também através de processos atmosféricos, como o transporte pelo vento (Sazlı et al., 2023). Estes resultados apontam para a necessidade urgente de estratégias globais mais eficazes de monitorização e mitigação, uma vez que a poluição por microplásticos afeta não apenas as áreas mais acessíveis, mas também os ecossistemas mais remotos e isolados, comprometendo a biodiversidade e a saúde ambiental em escala global.

A proximidade de fontes de poluição é um fator relevante. A Lagoa da Fajã dos Cubres apresenta contacto direto com o oceano através de percolação e galgamento, funcionando como reservatório potencial para resíduos marinhos. A introdução de partículas de microplástico na Lagoa da Fajã dos Cubres deverá na sua maior parte ocorrer por via de transporte de lixo marinho pois o aumento do número de partículas por centímetro cúbico ocorre após a construção do muro, em 1951, o qual separa a zona estudada de uma pequena ribeira que nela desagua podendo ser excluída como uma fonte de contaminação. Assim, a introdução das partículas de microplástico ocorre por transporte através da água e do vento da zona terrestre e por percolação e galgamento na sua zona de contacto com o mar.

Observações confirmaram a presença de plásticos na zona da barreira, sugerindo fontes externas e locais, como resíduos agrícolas e pesca artesanal.

Como referido anteriormente, destaca-se um aumento abrupto na abundância de partículas de microplástico a partir da década de 1980, coincidindo com a expansão global da produção e utilização massiva de plásticos (Geyer et al., 2017). O pico observado na década de 1990 é seguido por uma redução relativa na abundância, embora quantidades residuais continuem a ser detectadas nos sedimentos até aos dias atuais, evidenciando a elevada persistência dos microplásticos no ambiente (Horton et al., 2017). Este padrão temporal reflete não só a resistência química e física destes polímeros, mas também os desafios significativos associados à sua mitigação, apesar do crescimento da consciencialização e das medidas ambientais implementadas nas últimas décadas (Andrady, 2011; Jambeck et al., 2015).

A partir da década de 1990, observou-se uma diminuição na concentração de partículas de microplástico nos sedimentos, com uma tendência para estabilização nos anos mais recentes. Esta redução pode ser explicada pela implementação de políticas ambientais mais rigorosas e pela crescente consciencialização sobre os impactos ambientais provenientes da utilização de plásticos. A introdução de diretivas europeias, como a Diretiva 94/62/CE relativa a embalagens e resíduos de embalagens, a Estratégia Europeia para os Plásticos na Economia Circular (2018) e a Diretiva (UE) 2019/904, que restringiu o uso de plásticos descartáveis, desempenhou um papel fundamental na mitigação da libertação de microplásticos para o ambiente aquático. Além disso, as melhorias nos sistemas de tratamento de águas residuais reduziram significativamente a libertação de microfibras sintéticas provenientes de efluentes domésticos e industriais (Talvitie et al., 2017). Estes resultados reforçam a hipótese de que a implementação de políticas de gestão de resíduos e a melhoria na eficiência dos processos de reciclagem têm um impacto direto na redução da acumulação de microplásticos nos ecossistemas aquáticos.

Apesar das flutuações observadas, não se identifica uma tendência de aumento ou diminuição ao longo do tempo. Os picos observados podem estar associados a atividades humanas mais intensas em determinados períodos, enquanto a diminuição em outros momentos poderá refletir o impacto de políticas ambientais ou variações naturais nos ecossistemas analisados.

A obtenção de dados detalhados sobre a concentração de microplásticos em sedimentos é fundamental para estabelecer uma monitorização contínua e alargada, dada a sua elevada capacidade poluente e os impactos negativos que podem causar nos ecossistemas aquáticos (Bergmann et al., 2015). Os microplásticos são ingeridos por organismos filtradores, como bivalves e crustáceos, que os confundem com partículas alimentares, levando à sua bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica (Rochman et al., 2013). Além disso, estas partículas podem atuar como vetores de metais pesados e poluentes orgânicos persistentes, aumentando a toxicidade dos ecossistemas aquáticos (Koelmans et al., 2016). A exposição humana a estas partículas, através do consumo de frutos do mar contaminados, pode ter implicações sérias para a saúde, incluindo distúrbios metabólicos e efeitos endócrinos (Wright e Kelly, 2017). Assim, a implementação de uma monitorização rigorosa e sistemática da presença de microplásticos nos ecossistemas é indispensável para fundamentar políticas ambientais eficazes e garantir a proteção da biodiversidade e da saúde pública (GESAMP, 2015).

De uma forma geral, a análise integrada dos dados evidencia as fibras como o principal contribuinte para a poluição por microplásticos, sugerindo que as estratégias de mitigação devem priorizar a redução das fontes de macropolásticos que favorecem a sua formação. No entanto, a presença, ainda que reduzida, de outros tipos de partículas sublinha a necessidade de uma monitorização contínua e abrangente, considerando as diferentes origens e potenciais impactos destes poluentes no ambiente.

Relativamente às características das partículas detetadas, observa-se uma predominância clara de fibras (94%), com cores transparentes (53%) e azuis (31%) como as mais frequentes. Esta tendência é consistente com estudos realizados em lagos e lagoas, como exemplificado pelo estudo conduzido no Lago Taihu, na China (Su et al., 2016), em que a média de fibras detetadas nas várias zonas de amostragem é de cerca de 70% (Su et al., 2016). De forma semelhante, um estudo realizado num lago urbano no Reino Unido, também identifica as fibras como o tipo de microplástico predominante, com valores superiores a 50% (Vaughan et al., 2017). Outros estudos em lagos corroboram esta tendência, refletindo a importância de fontes associadas a têxteis sintéticos e redes de pesca (e.g., Nava et al., 2023).

Dado o impacto significativo dos microplásticos nos ecossistemas aquáticos e na saúde humana, este estudo reforça a necessidade de uma abordagem integrada para a monitorização e mitigação da contaminação por estas partículas. A obtenção de informação detalhada sobre a abundância e distribuição de microplásticos em sedimentos lagunares insulares contribui não só para a compreensão das dinâmicas de deposição temporal, como também fornece uma base científica essencial para a formulação de políticas ambientais eficazes e estratégias de gestão (UNEP, 2016).

A utilização da Lagoa da Fajã dos Cubres como sistema “sentinela” para a acumulação de microplásticos apresenta desafios metodológicos relevantes. A considerável variabilidade interanual observada sugere que este sistema reflete predominantemente tendências regionais de contaminação, em vez de fontes locais específicas. A sua exposição a processos de transporte oceânico confere-lhe valor como indicador de poluição em escala ampla, mas limita a sua eficácia para monitorizar exclusivamente fontes locais de poluição. Assim, recomenda-se que futuros estudos incluam amostragens em lagoas mais isoladas, de forma a clarificar estas dinâmicas.

O modelo de idade aplicado, baseado na comparação com o core CW 2019 e variações de matéria orgânica, apresenta limitações reconhecidas, como a ausência de datações absolutas para todos os níveis e a utilização de um modelo linear que poderá não captar totalmente as variações na taxa de deposição. Recomenda-se a utilização futura de datações complementares, como radioisótopos, para reforçar a precisão cronológica.

Um aspeto particularmente relevante deste estudo prende-se com a metodologia aplicada na extração e análise dos núcleos de sedimento, recorrendo a técnicas de separação por densidade e confirmação visual para identificação de partículas microplásticas. Esta metodologia inclui também o registo fotográfico de cada fração analisada, permitindo uma caracterização morfológica mais detalhada. Esta abordagem aumenta a capacidade de identificar não só a quantidade, mas também as características físicas das partículas, como cor, forma e estado de degradação, o que é fundamental para inferir as possíveis fontes e trajetórias desses poluentes. Importa salientar que, sendo esta metodologia replicada em diversas lagoas da região, seria possível a criação de um histórico de monitorização tanto a nível local como regional. Através da comparação dos valores obtidos em diferentes locais e em diferentes momentos, poder-se-ia tentar compreender possíveis fatores responsáveis pela introdução de microplásticos, como eventos meteorológicos extremos ou atividades humanas específicas. Esta medida seria ainda mais robusta se fossem efetuadas comparações entre zonas diferentes na mesma ilha, permitindo avaliar se a introdução de microplásticos para um dado momento, associado a um pico na concentração de microplásticos estaria associada a tempestades ou outras fontes de poluição. A integração de análises como a espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) complementar esta metodologia, permitindo identificar o tipo de polímeros presentes, e, assim, apontar a provável origem dos mesmos. Os dados resultantes desta abordagem de monitorização poderiam, assim, fornecer suporte técnico fundamental para a definição de medidas de mitigação dirigidas a tipos específicos de microplásticos provenientes de fontes de introdução identificáveis.

No contexto da Região Autónoma dos Açores, a implementação da DQEM é da responsabilidade da Secretaria Regional do Mar e das Pescas (SRMP), através da Direção Regional de Políticas Marítimas (DRPM), a qual coordena a monitorização e avaliação do estado ambiental no âmbito da diretiva. Os dados apresentados neste estudo evidenciam a deposição crónica de microplásticos no registo sedimentar da Lagoa da Fajã dos Cubres, fornecendo um contributo relevante para a definição de medidas de gestão ambiental sustentadas em evidência científica. Adicionalmente, os resultados obtidos destacam a relevância da implementação de políticas públicas, tanto a nível regional como comunitário, de modo a adotar medidas eficazes para mitigar este problema.

As implicações práticas deste estudo para a gestão e conservação dos ecossistemas insulares dos Açores revelam-se de grande importância. Os dados obtidos poderão servir de base para orientar intervenções específicas de limpeza costeira, sobretudo na área de contacto entre a lagoa e o oceano, onde foi registada uma maior acumulação de partículas plásticas. Neste sentido, recomenda-se a implementação de barreiras físicas e sistemas de retenção de resíduos nas zonas de percolação, com vista a minimizar a entrada contínua de microplásticos provenientes do mar tal como sugerido por outros autores (e.g., Browne et al., 2011). Dessa forma contribui-se com informação importante que permite adotar medidas visando o cumprimento do principal objetivo da DQEM, ou seja, alcançar e manter o Bom Estado Ambiental nas águas marinhas.

Adicionalmente, a promoção de campanhas de sensibilização junto das comunidades locais constitui uma medida essencial para a redução do uso de plásticos descartáveis, assim como para a promoção de práticas sustentáveis nos setores da pesca e do turismo — atividades com elevada relevância económica na região. Em termos de medidas de mitigação mais abrangentes, a implementação de programas de certificação ambiental direcionados a empresas ligadas ao turismo e às atividades marítimas poderá incentivar a adoção de práticas que reduzam a libertação de resíduos plásticos no meio ambiente. Estes programas poderão incluir, por exemplo, a obrigatoriedade de sistemas de retenção de microfibras em embarcações turísticas e o uso de materiais biodegradáveis em atividades recreativas aquáticas (Cole et al., 2011; Napper e Thompson, 2019).

Por fim, a criação de parcerias com indústrias locais, nomeadamente nos setores da pesca e da aquicultura, mostra-se igualmente pertinente, promovendo o desenvolvimento e a utilização de redes e equipamentos fabricados a partir de materiais menos propensos à libertação de microplásticos (Gilman et al., 2019). Estas ações integradas poderão contribuir significativamente para a mitigação da poluição por microplásticos, reforçando a resiliência dos ecossistemas lagunares e costeiros dos Açores.

Assim, investigações futuras devem focar-se na quantificação de fontes específicas de poluição por microplásticos, na avaliação dos seus efeitos ecológicos e toxicológicos a longo prazo e na otimização de estratégias para reduzir a sua presença no ambiente. A conservação da Lagoa da Fajã dos Cubres e de outros ecossistemas insulares depende da adoção de medidas sustentáveis e de uma monitorização contínua, garantindo a proteção destes habitats essenciais e da biodiversidade marinha associada.

Considerações finais

5. Considerações finais

O presente estudo permitiu avaliar a composição e abundância de partículas de microplástico no registo sedimentar da Lagoa da Fajã dos Cubres, um ecossistema costeiro de elevado valor ecológico, contribuindo para o conhecimento sobre a contaminação por estas partículas nestes ecossistemas insulares. Um dos aspetos mais relevantes desta investigação foi a necessidade de desenvolver e adaptar metodologias para a extração e quantificação de partículas de microplástico, uma vez que, para este tipo de ecossistemas, não existe um protocolo padronizado. Este processo metodológico revelou-se uma etapa fundamental, garantindo a obtenção de dados fiáveis e permitindo uma caracterização detalhada dos microplásticos presentes no sedimento lagunar.

Os objetivos estabelecidos foram alcançados. A metodologia desenvolvida permitiu a identificação e quantificação de microplásticos em sedimentos lagunares, através da qual foi possível obter dados fundamentais como a cor, tamanho, tipo das partículas, bem como a concentração de partículas por centímetro cúbico. A calibração do modelo de idade foi fundamental para garantir a precisão na sincronização temporal dos dados sedimentares. A utilização de eventos históricos, como a erupção vulcânica de 1808, permitiu validar a cronologia estabelecida e garantir a fiabilidade dos resultados, sendo assim possível apresentar resultados na forma de concentração de partículas por centímetro cúbico para os anos de 1934 a 2023. A metodologia desenvolvida, que combinou oxidação com peróxido de hidrogénio e separação por densidade, revelou-se eficaz na remoção de matéria orgânica e separação das partículas de microplástico. Esta metodologia pode ser aplicada em estudos futuros para a investigação de microplásticos em sedimentos lagunares de outras lagoas do arquipélago dos Açores, ou ainda em lagoas de outras regiões insulares.

A identificação de microplásticos ao longo do perfil sedimentar confirma a relevância das lagoas costeiras como reservatórios eficazes para o estudo da poluição ambiental. Os dados obtidos reforçam a necessidade de monitorização contínua destes ecossistemas e a implementação de estratégias de mitigação, nomeadamente políticas para a redução do uso de plásticos descartáveis e a melhoria dos sistemas de gestão de resíduos.

Embora este estudo tenha fornecido uma visão detalhada da distribuição dos microplásticos na Lagoa da Fajã dos Cubres, subsistem algumas limitações que devem ser consideradas em investigações futuras. A análise da composição química dos polímeros poderia contribuir para uma melhor identificação das fontes de contaminação. Além disso, a ampliação da área de estudo e a comparação com outras lagoas costeiras dos Açores permitiriam avaliar padrões espaciais da deposição de microplásticos na região.

Em suma, este estudo constitui um avanço significativo na compreensão da contaminação por partículas de microplástico em ambientes lagunares no Arquipélago dos Açores, não só pelos resultados obtidos, mas também pela metodologia adaptada, que poderá servir de referência para futuras investigações em lagoas costeiras. A crescente preocupação global com a poluição por plásticos exige abordagens integradas e multidisciplinares para mitigar os seus impactos, sendo assim essencial a colaboração entre investigadores, gestores ambientais e decisores políticos para o desenvolvimento de estudos, criação de programas de monitorização e por fim a implementação de soluções eficazes.

Referências bibliográficas

6. Referências bibliográficas

- Alves, F.L., Pinheiro, L.M., Bueno, C., Agostini, V.O., Perez, L., Fernandes, E.H.L., Weschenfelder, J., Leonhardt, A., Domingues, M., Pinho, G.L.L., García-Rodríguez, F. (2023). The use of microplastics as a reliable chronological marker of the Anthropocene onset in Southeastern South America. *Science of the Total Environment*, 857, 159633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159633>
- 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. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12– 22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.). (2015). *Marine anthropogenic litter*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>
- Boucher, J., Friot, D. (2017). *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*. Gland, Switzerland: IUCN. 43pp. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>
- Browne, M. A., Galloway, T., Thompson, R. (2011). Microplastic—An emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), 559-561.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175-9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(28), 10239–10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., 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>
- El Mahrad, B., Newton, A., Murray, N. (2022). Coastal Lagoons: Important Ecosystems. *Frontiers for Young Minds*, 10. <https://doi.org/10.3389/frym.2022.637578>
- Garcés-Ordóñez O, Saldarriaga-Vélez JF, Espinosa-Díaz LF, Canals M, Sánchez-Vidal A, Thiel M. (2022). A systematic review on microplastic pollution in water, sediments, and organisms from 50 coastal lagoons across the globe. *Environmental Pollution*, 315:120366. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120366>.
- García-Rodríguez, F., Costa, A.P.T., Frantz, A.M., Silva, C.F.M., Martins, K.P., Moraes, A.L.M., Alves, F.L., Bugoni, L., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F., Mattos, P.H., Pinho, G.L.L. Agostini, V.O. (2022). The combined use of paleolimnological and long-term limnological information to identify natural and anthropogenic environmental changes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34, e28. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x3322>

- Garrido, J., Amaia Perez-Bilbao, Benetti, J.C. (2011). Biodiversity and Conservation of Coastal Lagoons. In: *Ecosystems Biodiversity*, (Grillo, O., Venora, G. Eds.), IntechOpen. eBook (PDF) ISBN: 978-953-51-5162-3. <https://doi.org/10.5772/24934>
- GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L. (2017). Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made. *Science Advances*, 3, e1700782. <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1700782>
- Gilman, E., Ellison, J., Lamont, T. (2019). Best practices for managing fishing gear and reducing marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 1-12.
- Heiri, O., Lotter, A.F., Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25(1), 101–110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: a Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, 586, 127-141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Jambeck, J. R., 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. *Science*, 347(6223), 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Janssen, C.R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology*, 50, 7, 3315–3326. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>
- Kye, H., Kim, J., Ju, S., Lee, J., Lim, C., Yoon, Y. (2023). Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards. *Heliyon*, 9, e14359. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>
- Markley, L.A.T., Driscoll, C.T., Hartnett, B., Mark, N., Cárdenas, A.M., Hapich, H. (2024). *Guide for the Visual Identification & Classification of Plastic Particles*. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.27505.45927>
- Massarelli, C., Campanale, C., Uricchio, V.F. (2023). Monitoring of Coastal Dunes and Lagoons: Important Ecosystems to Safeguard. *Environments*, 10(12), 211. <https://doi.org/10.3390/environments10120211>

- Nava, V., Chandra, S., Aherne, J., Alfonso, M.B., Antão-Geraldes, A.M., Attermeyer, K., Bao, R., Bartrons, M., Berger, S.A., Biernaczyk, M., et al. (2023). Plastic debris in lakes and reservoirs. *Nature*, 619, 317–322.
- Pacheco, J.M., Ferreira, T., Queiroz, G., Wallenstein, N., Coutinho, R., Cruz J.G., Pimentel, V., Silva R., Gaspar, J.L., Goulart, C. (2013). Notas sobre a geologia do arquipélago dos Açores: pp 595- 690. In: *Geologia de Portugal*, vol. 2, (Dias, R., Araújo, A., Terrinha, P., Kullberg, J.C. Eds.). Escolar Editora. ISBN: 9789725923641
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B.C., Crooks, S., Jenkins, W.A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J.W., Kauffman, J.B., Marbà, N., Megonigal, P., Pidgeon, E., Herr, D., Gordon, D., Baldera, A. (2012). Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. *PLOS One*, 7(9), e43542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>
- Pham, C.K.; Pereira, J.M.; Frias, J.; Ríos, N.; Carriço, R.; Juliano, M.; Rodríguez, Y. Beaches of the Azores archipelago as transitory repositories for small plastic fragments floating in the North-East Atlantic. *Environ. Pollut.* 2020, 263, 114494.
- Pieper, C., Magalhães Loureiro, C., Law, K.L., Amaral-Zettler, L.A., Quintino, V., Rodrigues, A.M., Ventura, M.A., Martins, A. (2021). Marine litter footprint in the Azores Islands: A climatological perspective. *Science of the Total Environment*, 761, 143310
- Porteiro, J. (2012). Plano de Gestão das Fajãs da Caldeira de Santo Cristo e dos Cubres na Ilha de São Jorge - Açores. "Relatórios e Comunicações do Departamento de Biologia", 40: 45-56.
- Rani, M., Ducoli, S., Depero, L.E., Prica, M., Tubić, A., Ademovic, Z., Morrison, L., Federici, S. (2023). A Complete Guide to Extraction Methods of Microplastics from Complex Environmental Matrices. *Molecules*, 28, 5710. <https://doi.org/10.3390/molecules28155710>
- 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, 3263. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Rodríguez, Y., Pham, C.K. (2017). Marine litter on the seafloor of the Faial-Pico Passage, Azores Archipelago. *Marine Pollution Bulletin*, 116, 448–453.
- Rodríguez, Y.; Ressurreição, A.; Pham, C.K. (2020). Socio-economic impacts of marine litter for remote oceanic islands: The case of the Azores. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111631.
- Rouch, D. A. (2021) Plastic future: How to reduce the increasing environmental footprint of plastic packaging. *Working Paper No. 11*, Clarendon Policy & Strategy Group, Melbourne, Australia.
- Ruiz-Fernández, A.C., Pérez-Bernal, L.H., Sanchez-Cabeza, J.-A., Valencia-Castañeda, G., Ontiveros-Cuadras, J.F., Alonso-Hernández, C.M. (2024). Accelerating microplastic contamination in ²¹⁰Pb dated sediment cores from an urbanized coastal lagoon (NW Mexico) since the 1990s. *Science of the Total Environment*, 951, 175613. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175613>
- Sazlı, D., Nassouhi, D., Ergönül, M., Atasağun, S. (2023). A Comprehensive Review on Microplastic Pollution in Aquatic Ecosystems and Their Effects on Aquatic Biota. *Aquatic Sciences and Engineering*, 38(1), 12-46. <https://doi.org/10.26650/ase20221186783>

- Schrank, I., Möller, J.N., Imhof, H.K., Hauenstein, O., Zielke, F., Agarwal, S., Löder, M.G.J., Greiner, A., Laforsch, C. (2022). Microplastic sample purification methods - Assessing detrimental effects of purification procedures on specific plastic types. *Science of the Total Environment*, 833, 154824. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154824>.
- Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. (2005). *Information Sheet on RAMSAR Wetlands (RIS)*. <http://sra.azores.gov.pt/>
- Smol, J.P., Birks, H.J.B., Last, W.M. (2002). Using Biology to Study Long-Term Environmental Change. In: *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Developments in Paleoenvironmental Research*, vol. 3. (Smol, J.P., Birks, H.J.B., Last, W.M., Bradley, R.S., Alverson, K., Eds.). Springer, Netherlands. https://doi.org/10.1007/0-306-47668-1_1
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., Shi, H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O. (2017). Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, 123, 401–407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>
- Thompson, R.C., Olson, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- UNEP. (2021). *From Pollution to Solution: A Global Assessment of Marine Litter and Plastic Pollution*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33577.31845>
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2016). *Marine Plastic Debris and Microplastics – Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change*. UNEP.
- Van Rensburg, M.L., Nkomo, S.L., Dube, T. (2020). The ‘plastic waste era’; social perceptions towards single-use plastic consumption and impacts on the marine environment in Durban, South Africa. *Applied Geography*, 114, 102132. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.102132>
- Vaughan, R., Turner, S.D., Rose, N.L. (2017). Microplastics in the sediments of a UK urban lake. *Environmental Pollution*, 229, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.057>
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- Wit, R. (2011). Biodiversity of Coastal Lagoon Ecosystems and Their Vulnerability to Global Change. In: *Ecosystems Biodiversity*, (Grillo, O., Venora, G., Eds). InTechOpen. eBook (PDF). <https://doi.org/10.5772/24995>
- 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>
- Zhang, Z., Gao, S.H., Luo, G., Kang, Y., Zhang, L., Pan, Y., Zhou, X., Fan, L., Liang, B., Wang, A. (2022). The contamination of microplastics in China’s aquatic environment: Occurrence,

detection and implications for ecological risk. *Environmental Pollution*, 296, 118737.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118737>

Zobkov, M., Zobkova, M., Galakhina, N., Efremova, T. (2020). Method for microplastics extraction from Lake sediments. *MethodsX*, 7, 101140. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.101140>

Anexos

Anexo A – Profundidade sedimentar (cm) e correspondente datação cronológica obtida através do modelo de idade linear para a Lagoa da Fajã dos Cubres.

Profundidade CW23 (cm)	Ano
1	2023
2	2021
3	2019
4	2017
5	2015
6	2013
7	2011
8	2009
9	2006
10	2003
11	2001
12	1998
13	1995
14	1993
15	1990
16	1988
17	1985
18	1982
19	1980
20	1977
21	1974
22	1972
23	1969
24	1967
25	1965
26	1963
27	1961
28	1959
29	1957
30	1955
31	1953
32	1952
33	1950
34	1948
35	1946
36	1944
37	1941
38	1939
39	1936
40	1934
41	1931
42	1929
43	1926
44	1924
45	1922
46	1919
47	1917
48	1914
49	1912

Anexo B - Resultados dos testes metodológicos para a determinação da quantidade ideal de peróxido de hidrogénio e solução hipersalina para extração de microplásticos

Anexo B1 - Resultados dos testes metodológicos para a determinação da quantidade ideal de peróxido de hidrogénio

Teste		Resultado	
nº 1	Quantidade de H ₂ O ₂ – 15ml	Reação muito forte e descontrolada	
nº 2	Quantidade de H ₂ O ₂ – 10ml	Reação forte e descontrolada	
nº 3	Quantidade de H ₂ O ₂ – 5ml	Reação por vezes forte e um pouco descontrolada	
nº 4	Quantidade de H ₂ O ₂ – 3ml	Reação Ok	
	+ Quantidade de H ₂ O ₂ – 2ml	Reação Ok	
	+ Quantidade de H ₂ O ₂ – 5ml	Reação inexistente	
nº 5	Quantidade de H ₂ O ₂ – 3ml	Reação Ok	
	+ Quantidade de H ₂ O ₂ – 2ml	Reação Ok	
	+ Quantidade de H ₂ O ₂ – 2ml	Reação inexistente	
nº 6	Quantidade de H ₂ O ₂ – 3ml	Reação Ok	Metodologia Adotada
	+ Quantidade de H ₂ O ₂ – 2ml	Reação Ok	

Anexo B2 - Resultados dos testes metodológicos para a determinação da quantidade ideal de solução hipersalina

Teste		Resultado	
nº 1	Quantidade de solução hipersalina saturada – 5ml	Fracca separação por densidade dos microplásticos da matéria inorgânica	
nº 2	Quantidade de solução hipersalina saturada – 10ml	Pouca separação por densidade dos microplásticos da matéria inorgânica	
nº 3	Quantidade de solução hipersalina saturada – 15ml	Excelente separação por densidade dos microplásticos da matéria inorgânica	Metodologia Adotada
nº 4	Quantidade de solução hipersalina saturada – 20ml	Excelente separação por densidade dos microplásticos da matéria inorgânica, alta quantidade de solução para filtrar	
nº 6	Quantidade de solução hipersalina saturada – 25ml	Excelente separação por densidade dos microplásticos da matéria inorgânica, alta quantidade de solução para filtrar	