

**DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICO EM TURFEIRAS TROPICAIS EM ÁREA DE
RESTINGA NO ESPÍRITO SANTO*****DETECTION OF MICROPLASTIC IN TROPICAL PEATLANDS IN RESTINGA
AREA IN ESPÍRITO SANTO***Marcelo Lucas Rodrigues Costalonga¹Rafaela Duda²

RESUMO: Grande parte do plástico descartado incorretamente está no solo, porém devido a sua complexa composição, há poucos trabalhos para detecção deste material em substrato, sobretudo em zonas turfeiras. As turfas são solos constituídos por matéria orgânica e estão presentes em vegetação de Restinga, onde prestam serviços ecossistêmicos como armazenamento de carbono e água. Todavia, esse serviço as torna um agente duplo devido sua suscetibilidade a incêndios ambientais. Assim, objetivou-se avaliar métodos para análise de microplástico no solo do Parque Estadual Paulo César Vinha que é uma Unidade de Conservação de Restinga com presença de turfas, situado em Guarapari/ES. Para isso, fez-se a coleta de solo em três pontos distintos, que foram submetidos a três tratamentos, um de flutuação, com água deionizada, e outros dois utilizando reagentes, como peróxido de hidrogênio à 30% e hidróxido de sódio à 10%, para digestão de matéria orgânica. O peróxido mostrou ter maior potencial na digestão, porém este causou danos também ao microplástico, enquanto que o hidróxido se mostrou menos severo. Os microplásticos encontrados foram contabilizados e separados por tipo, formato e coloração. Evidenciou-se maior presença de microplástico filamentoso alongado nas cores preto, no P1 e P2, e transparente no P3, que advém de atividades antropogênicas como lavagem de roupa e pesca. Ainda, a permanência desse agente no ecossistema desencadeia danos na estrutura edáfica do solo e na metabolização dos microrganismos, da fauna e flora. Assim, compreende-se que a área de estudo é impactada pelo microplástico e que este causa danos permanentes na biota.

Palavras-chave: Ecossistemas; Poluição; Turfa; Plástico.

ABSTRACT: Much of the incorrectly discarded plastic is found in the soil, but due to its complex composition, there are few studies on detecting this material in substrate, especially in peatland areas. Peat is a soil made up of organic matter and is present in Restinga vegetation, where it provides ecosystem services such as carbon and water storage. However, this service makes it a double agent due to its susceptibility to environmental fires. Thus, the objective was to evaluate methods for analyzing microplastic in the soil of the Paulo César Vinha State Park, a Restinga Conservation Unit with peatland, located in Guarapari/ES. To this end, soil was collected at three different points, which were subjected to three treatments: one of flotation, with deionized water, and two others using reagents, such as 30% hydrogen peroxide and 10% sodium hydroxide, for digestion of organic matter. Peroxide showed greater potential for digestion, but it also caused damage to microplastic, while hydroxide was less severe. The microplastics found were counted and separated by type, shape and

¹ Centro Universitário Salesiano. Vitória/ES, Brasil. marcelolrc06@gmail.com

² Centro Universitário Salesiano. Vitória/ES, Brasil. rpaes@ucv.edu.br

color. There was a greater presence of elongated filamentous microplastics in black colors in P1 and P2, and transparent ones in P3, which come from anthropogenic activities such as washing clothes and fishing. Furthermore, the presence of this agent in the ecosystem triggers damage to the soil's edaphic structure and to the metabolism of microorganisms, fauna and flora. Thus, it is understood that the study area is impacted by microplastics and that they cause permanent damage to the biota.

Keywords: Ecosystems; Pollution; Peat; Plastic.

1 INTRODUÇÃO

A presença do plástico no cotidiano do ser humano é inegável, podendo estar presente nas roupas, fazendo parte das fibras sintéticas que a compõe (Memon *et al.*, 2019), vasilhas, copos, talheres, materiais de construções civis, automóveis, eletrônicos, entre muitas outras aplicações que se dão por sua versatilidade, durabilidade e fácil manuseio por parte da indústria (Jha e Kannan, 2021). Além do mais, anualmente são produzidas 450 milhões de toneladas de plástico, das quais 350 milhões se tornam resíduos que são destinados à incineração (cerca de 17%), 46% é encaminhado para os aterros sanitários, e 15% para reciclagem. Porém, 22% dos plásticos excedentes não são remanejados, levando à contaminação do meio ambiente e seus diversos ecossistemas (Purcell *et al.*, 2023).

Desde 1960 a produção de plástico tem aumentado, cerca de 5% até os anos atuais (Purcell *et al.*, 2023), sendo estimado uma produção de 33 bilhões de toneladas até o ano de 2050 (Sharma *et al.*, 2020). Além do mais, o plástico despejado no ambiente é intitulado “macroplástico”, tendo tamanho maior que 5mm (Julienne *et al.*, 2019). Por outro lado, partículas de polímeros com tamanho menor que 5mm são definidos como microplásticos (MPs) (Mintenig *et al.*, 2017), sendo classificados como MPs primários, que são aqueles propositalmente produzidos pela indústria, estando presente normalmente em produtos de cosméticos (Guerranti *et al.*, 2019), e MPs secundários, que são produtos da exposição do macroplástico ao ambiente após o processo degradação através de ações físicas, como movimentação das ondas (Browne *et al.*, 2010), químicas ou biológicas, levando a uma acumulação nos ecossistemas marinhos e terrestres (Wang *et al.*, 2022). Portanto, as atividades humanas possuem responsabilidade e estão diretamente ligadas ao aumento da poluição por microplástico no planeta (Corradini *et al.*, 2019), ênfase na escala de contaminação por microplástico secundário, que é a classificação mais presente no globo (Potthoff *et al.*, 2017). Ademais, vale apontar que as interações ecossistêmicas como a oceano-continente, tem um papel efetivo na propagação desse agente (Thompson *et al.*, 2004).

Os primeiros registros de MPs ocorreram no ambiente marinho por volta de 1970, que posteriormente desencadearam outros estudos voltados a esse ecossistema, tornando-o protagonista no quesito pesquisa e publicação, à medida que o ambiente terrestre se tornava coadjuvante (He *et al.*, 2020). Assim sendo, esse fator se deu principalmente pelas barreiras metodológicas, já que em vista das análises de MPs na água serem bem definidas, tem-se em contrapartida os métodos em adaptação para investigação de MPs em solo, cuja composição organomineral complexa torna sua análise desafiadora (Rillig, 2012). Porém, mesmo diante deste cenário, constatou-

se que aproximadamente 80% do plástico descartado incorretamente está no solo, tornando-o um grande depósito de microplástico (Wang *et al.*, 2022).

Além dos ambientes marinho e terrestre propriamente ditos, tem-se os ecossistemas costeiros, como a Restinga, que está associada a Mata Atlântica e atua como uma zona de transição oceano-continente (Pellis, 2023). Sendo assim, a vegetação de Restinga está situada em uma região tropical, com a predominância de plantas xeromórficas (Scarano e Ceotto, 2015) e substrato saturado por água, que atuam ativamente na captação e armazenamento de carbono (Knupp, Macieira e Cuzzuol, 2021). Para tanto, de acordo com a natureza da Restinga, Villanova-Solano e colaboradores (2024) contestaram a ocorrência de microplásticos no sedimento desse ecossistema costeiro, que se deu principalmente pela sua interação direta com o mar. No entanto, mesmo que seja reconhecida a capacidade do MP adentrar no solo dos ambientes costeiros, estes possuem variados tipos e classificações.

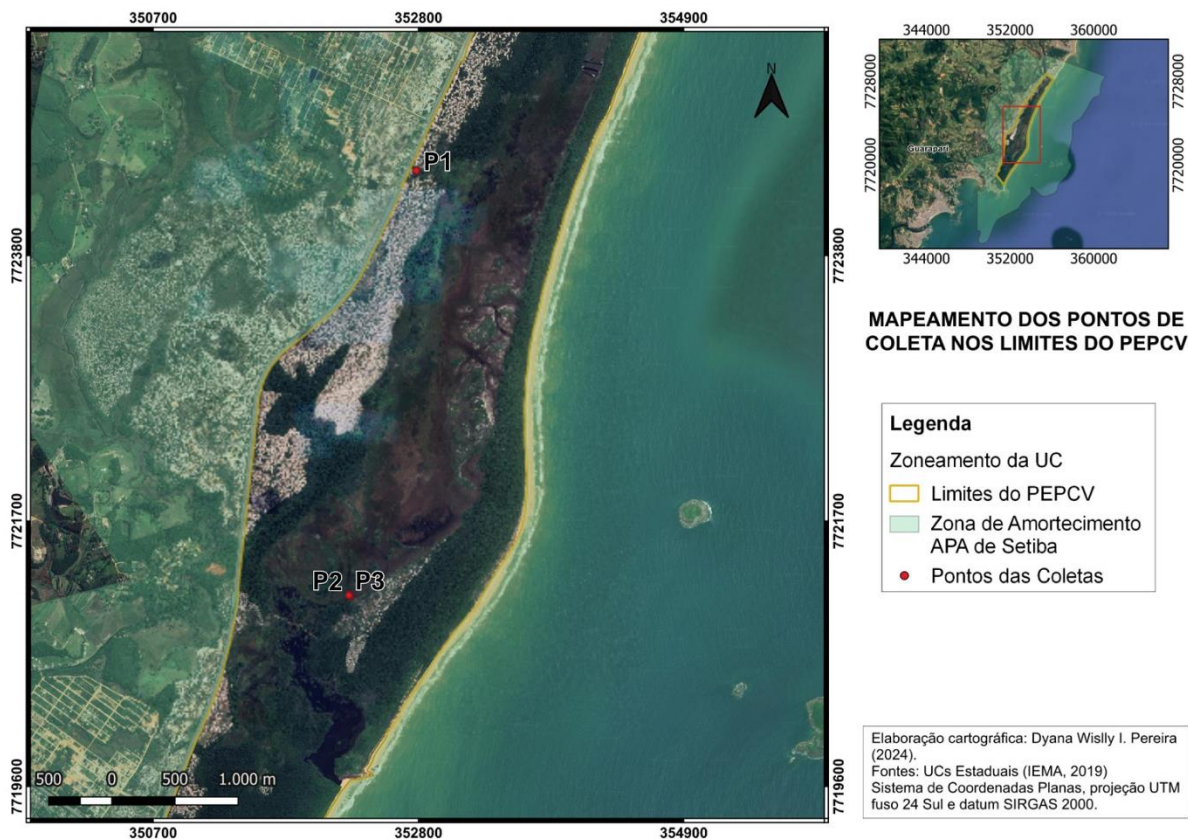
Portanto, dentre seus exemplares, tem-se as turfas tropicais, que são um tipo de solo formado majoritariamente por matéria orgânica advinda de plantas ou animais em decomposição. Ademais, as zonas turfeiras estabelecem um grande sistema de raízes e fibras vegetais, que atuam como reserva de biodiversidade, água e carbono, sendo estes fatores que as tornam inflamáveis e protagonistas nos incêndios ambientais à medida que esses nutrientes são acumulados (Leng *et al.*, 2019). Porém, mesmo a turfa estando inserida na Restinga, e prestar serviços ecossistêmicos importantes, até o ano de 2020 não se tinha publicações de estudos voltados para a análise de MP nesse tipo de substrato (Bancone, 2020). Posto isso, o presente estudo busca aplicar e analisar diferentes métodos para detecção de microplástico no solo do Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV), que é uma Unidade de Conservação de Restinga, situada no estado do Espírito Santo - Brasil, onde tem-se a presença de ecossistemas costeiros formadores de turfas.

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O projeto foi realizado no Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV), situado no município de Guarapari, Espírito Santo, criado em 1990 com o intuito de preservação da Mata de Restinga, que é um dos ecossistemas mais ameaçados da Mata Atlântica (IEMA, 2016). O parque está situado entre as coordenadas 20°33'-20°38'S e 40°23'-40°26'W, além de contar com 1.500 hectares, sendo composto por dez tipos de vegetações, sendo elas: Formação Herbácea não Inundável, Formação Herbácea Inundável, Formação Herbácea Inundada, Formação Arbustiva Fechada não Inundável, Formação Arbustiva Fechada Inundável, Formação Arbustiva Aberta não Inundável, Formação Arbustiva Aberta Inundável, Formação Florestal não Inundável, Formação Florestal Inundável, Formação Florestal Inundada (Pereira e Menezes, 2023). Essas vegetações tem papel importante na formação de turfa, porém para a pesquisa de microplásticos priorizou-se a Formação Arbustiva Aberta Inundável – F.A.A.I (P1) e a Formação Herbácea Inundável – F.H.I (P2 e P3), por conta da sua interação com corpos hídricos (Figura 1).

Figura 1 – Localização de três perfis de turfeiras situados em duas vegetações no Parque Estadual Paulo César Vinha, situado em Guarapari, ES



Fonte: Modificado de Wisly (2024).

Legenda: (P1) Ponto 1 localizado em vegetação do tipo Formação Arbustiva Aberta Inundável; (P2) Ponto 2 e (P3) Ponto 3 localizados em vegetação do tipo Formação Herbácea Inundável.

2.2 COLETA DE TURFA

Foram feitas duas campanhas de campo em maio de 2024 em finais de semana consecutivos para extração do solo em três quadrantes de 9m², totalizando assim seis amostras. Para tanto, o quadrante 1 está situado em uma vegetação fechada, com substrato úmido-alagado, comumente presente no interior e nas margens de planície de inundação, sendo assim de difícil acesso. Baseando-se no seu grau de decomposição e humificação na escala de decomposição de Von Post (VP) (Stanek e Silc, 1977), o solo varia de grau 8 a 10, sendo classificado como turfa sáprica de matéria orgânica muito bem decomposta. Já os quadrantes 2 e 3 encontram-se em uma vegetação localizada entre cordões arenosos, podendo estar periodicamente/permanentemente alagados, com predominância de flora herbácea, de mais fácil acesso. De acordo com a escala de VP, a turfa do quadrante 2 é hêmica, de grau 5 a 6, enquanto no quadrante 3 é tida como fíbrica, entre 1 e 4. Em ambas classificações, a matéria orgânica é parcialmente decomposta, porém há maior presença de fibras vegetais no solo fíbrico do que no hêmico (Pereira, Costalonga e Duda, 2024).

Seguindo a metodologia de Thomas e colaboradores (2020), executou-se a prática de retirada de camadas mais superficiais do solo, não excedendo 5 cm de profundidade a partir da superfície, por conta da variação da vegetação na disposição das turfas. Deste modo, a extração do material foi feita manualmente com auxílio de uma colher de aço inox, com avolumação posterior em potes de vidro não estéril de 300g, vedados

com papel alumínio visando reduzir ao máximo a influência do plástico durante a obtenção das amostragens, conforme recomendado pela USDA e EPA (Thomas *et al.* 2020). Por fim, armazenou-se as amostras na geladeira para evitar a contaminação por microrganismos até a realização da análise em laboratório.

2.3 ANÁLISE DE MICROPLÁSTICO

A fim de se realizar uma análise comparativa entre as metodologias de análise de microplástico em solo, durante a primeira campanha (C1), para cada um dos três quadrantes, foram coletados 250g de solo, os quais foram divididos em uma amostra de 50g e duas de 100g, enquanto na segunda campanha (C2), coletou-se 300g de solo em cada ponto, sendo feita a divisão em três amostras de 100g. Considerando a característica das turfas e sua variação de acordo com o ambiente, foram testados diferentes tratamentos. Primeiro, a análise de sedimento por separação de densidade utilizando água deionizada em 50g e 100g de solo, visando evidenciar se há maior facilidade de encontrar MPs em amostras maiores. Posteriormente, ocorreram análises com solução para digerir matéria orgânica do solo (MOS) junto da separação por densidade, em que foi avaliado o desempenho do hidróxido de sódio (NaOH) 10% e do peróxido de hidrogênio (H₂O₂) 30% na retirada de MOS em volumes de 100ml e 150ml, aplicados a 100g de material.

Para o método de separação por densidade, usou-se 50g de solo de cada quadrante de C1, e 100g de solo de cada quadrante de C2, aos quais foi adicionada água deionizada em cada recipiente na proporção de 1:2 (Chen *et al.*, 2020), com mistura manual de solo e água com bastão de vidro por 30 segundos. Após, o recipiente foi deixado em descanso por 1 minuto para decantação do sedimento e flutuação do MP. Por conseguinte, utilizando a peneira geológica de 80µm, o material foi filtrado visando reter o MPs. Em sequência, lavou-se a peneira com água destilada para que os MPs fossem transferidos para uma placa de Petri com papel absorvente e analisados sob lupa estereomicroscópica.

Já para o segundo e terceiro tratamento, aplicou-se soluções de digestão de matéria orgânica, sendo elas NaOH e H₂O₂, respectivamente, junto da separação por densidade (Allen *et al.* 2021). Foram testadas as proporções de 1:1 (Verdade, 1954) nos solos de C1, e 1:1.5, nos solos de C2, enquanto manteve-se a proporção de 1:2 de água deionizada para ambos os procedimentos. Posto isso, seguiu-se o método padrão de pesagem e acondicionamento do solo em béqueres, com posterior adição e mistura do soluto nas amostras para a digestão de MOS, previamente avolumado em proveta de vidro. A mistura final de ambos os tratamentos foi acondicionada em estufa à ±60°C por 24 horas, já que temperaturas iguais ou maiores que 70°C tendem a deteriorar o microplástico (Dehaut *et al.*, 2016). Após esse período, fez-se a adição e mistura da água deionizada aos recipientes, em que a solução final obtida foi filtrada na peneira geológica, a qual foi lavada com água destilada e o conteúdo posto sobre placa de Petri com papel absorvente para análise em lupa, a fim de se realizar tanto a procura quanto a contagem dos microplásticos para comparação entre pontos. Por fim, durante os procedimentos executados foi visualmente avaliado o desempenho dos tratamentos de acordo com seu propósito.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao avaliar o desempenho metodológico, o primeiro tratamento aplicado foi a flutuação por densidade em duas quantidades diferentes de solo. Esse procedimento é

comumente utilizado para análises (Enders *et al.*, 2020), já que faz o MP flutuar enquanto o sedimento fica retido no fundo (Corradini *et al.*, 2019), facilitando tanto a separação do alvo de estudo quanto do solo. Porém, ao lidar com turfas, que são solos ricos em MOS com diferentes graus de decomposição e humificação (Lourenco, Fitchett e Woodborne, 2022), notou-se grande presença de fibras vegetais na amostragem, as quais dificultaram na diferenciação do MP. Cerli e colaboradores (2012) também constataram que a densidade da MOS, $<1.6 \text{ g cm}^{-3}$, é semelhante à do MP, $0.9\text{-}1.6 \text{ g cm}^{-3}$, e que por conta disso, ao utilizar apenas o método de densidade, haveria remoção de apenas uma parte do MP, deixando a outra fração retida na MOS.

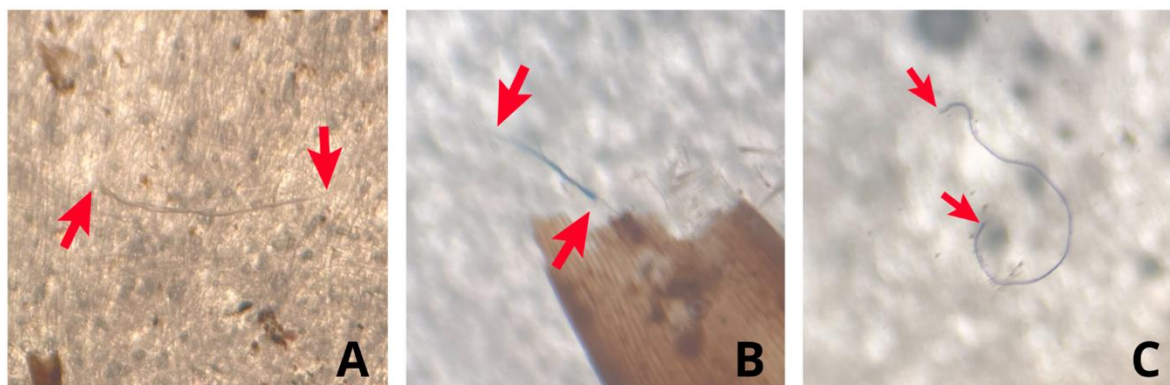
Para tanto, o uso de maior quantidade de solo não garante o aumento de MPs na amostra (Quadro 1), pois os valores são variados, como ocorre no caso de P1, em que se obteve três MPs pela análise de 50g de solo e nenhuma evidência de MP em 100g de solo. Já no P2, a análise com mais solo teve mais MP, porém em P3 houve o inverso, ficando evidente assim que é ao acaso (Figura 2). Além disso, pelo fato de P2 e P3 possuírem mais areia que P1 e menos MOS, o MP se desprende e flutua com mais facilidade, já que normalmente areia e outros sedimentos são compostos de grânulos e possuem densidade de 2.65 g cm^{-3} (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012), o que os torna mais pesados que o MP propriamente dito.

Quadro 1 – Quantitativo de MP evidenciado em dois tratamentos em três diferentes áreas do Parque Estadual Paulo César Vinh4a, Guarapari, ES

Área	Tratamento	Quantitativo de Microplástico (<5mm)
P1 F.A.A.I	Água Deionizada – 50g de solo	3
	Água Deionizada – 100g de solo	0
P2 F.H.I (Fora d'água)	Água Deionizada – 50g de solo	2
	Água Deionizada – 100g de solo	3
P3 F.H.I (Imerso na água)	Água Deionizada – 50g de solo	3
	Água Deionizada – 100g de solo	2

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 2 – Amostras de filamentos de microplástico encontrados no tratamento de flutuação por água deionizada



Fonte: Elaborado pelo autor

Legenda: (A) Filamento de MP transparente encontrando no P1 em tratamento de flutuação; (B) Filamento de MP azul preso em matéria orgânica encontrado no P2 em tratamento de flutuação; (C) Filamento de MP azul encontrado no P3 em tratamento de flutuação.

Já nos outros tipos de tratamentos envolvendo reagentes e proporções diferentes, a análise visual qualitativa para comparação em relação à eficiência mostrou que o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) tem maior desempenho (100%) quanto à digestão de MOS, enquanto o hidróxido de sódio (NaOH) mostrou-se pouco efetivo, com apenas 10% de sucesso. Esses dados corroboram com o que foi apontado por Hurley e colaboradores (2018) e por Thomas e colaboradores (2020), sendo que estes últimos apontam que o H_2O_2 tem eficiência de $100\pm 10\%$ e o NaOH de apenas $60\pm 40\%$. Porém, o NaOH é um reagente alcalino que origina resultados satisfatórios (Mintening *et al.*, 2017), mesmo não possuindo a mesma potência que o H_2O_2 , que é um agente oxidativo. Vale ressaltar que ambas as soluções apresentam contras, pois além da MOS, podem deteriorar também o MP (Hurley *et al.*, 2018).

Em relação à proporção testada de reagente e solo, os tratamentos de 1:1 em um período de 24 horas a $60^\circ C$ foram totalmente evaporados, enquanto nas proporções de 1:1,5, o reagente manteve-se aquoso. Visando os parâmetros de digestão de acordo com a proporção, não houve diferença visualmente significativa. Como consta no Quadro 2, nas reações com NaOH, obteve-se quatro e dois MPs em P1 e P2, respectivamente, em ambos os tratamentos, enquanto para P3, contabilizou-se um MP em 100ml e quatro em 150 ml de reagente. Já para as reações com H_2O_2 , encontrou-se dois MPs tanto em P1 quanto em P3 em ambos os tratamentos, enquanto para P2, obteve-se dois MPs para 100 ml e quatro para 150 ml. Sendo assim, nota-se que não há relação direta entre a quantidade de MP por amostra e o quantitativo do tipo de reagente empregados para análise.

Quadro 2 – Quantitativo de MP evidenciado em três áreas diferentes do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES

Área	Tratamento	Quantitativo de Microplástico (<5mm)
P1 F.A.A.I	NaOH (10%) – 100ml	4
	NaOH (10%) – 150ml	4

(continua)
(continuação)

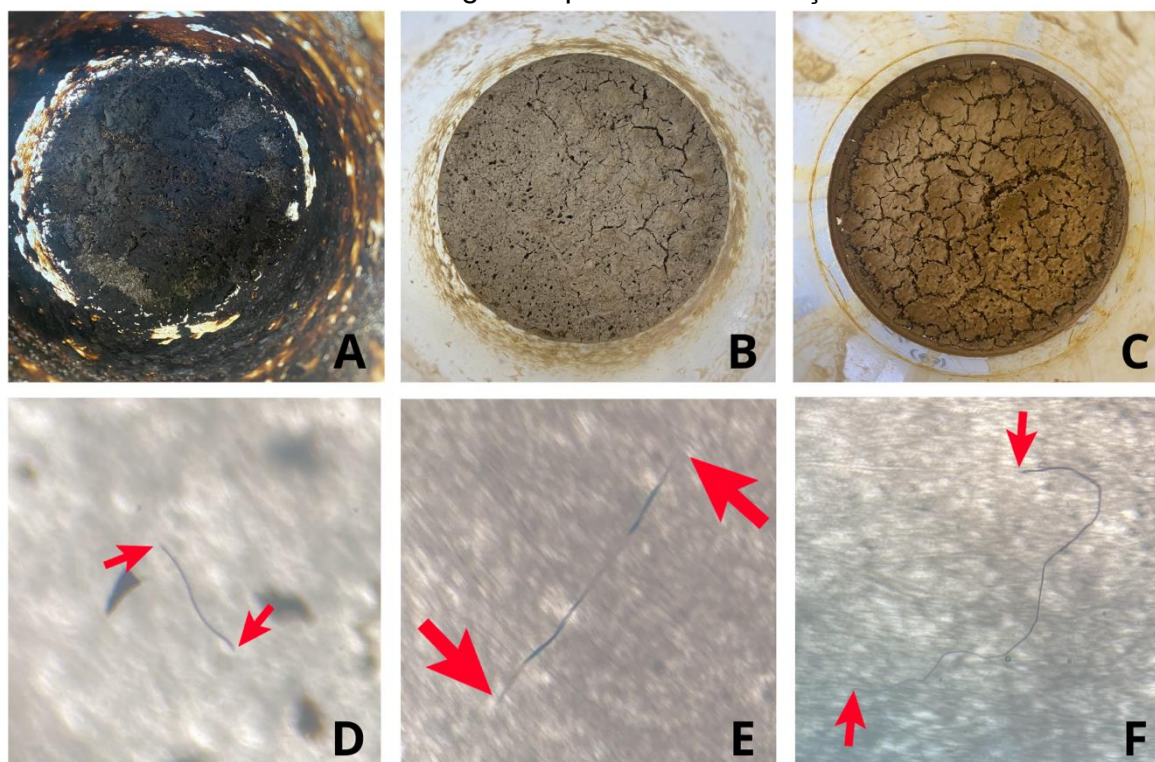
Quadro 2 – Quantitativo de MP evidenciado em três áreas diferentes do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES

Área	Tratamento	Quantitativo de Microplástico (<5mm)
P1 F.A.A.I	H ₂ O ₂ (100%) – 100ml	2
	H ₂ O ₂ (100%) – 150ml	1
P2 F.H.I (Fora d'água)	NaOH (10%) – 100ml	2
	NaOH (10%) – 150ml	2
	H ₂ O ₂ (100%) – 100ml	2
	H ₂ O ₂ (100%) – 150ml	4
P3 F.H.I (Imerso na água)	NaOH (10%) – 100ml	1
	NaOH (10%) – 150ml	4
	H ₂ O ₂ (100%) – 100ml	2
	H ₂ O ₂ (100%) – 150ml	2

Fonte: Elaborado pelo autor

No entanto, dependendo do tipo de reagente e sua concentração, o MP pode ser deteriorado junto da MOS, como pode ser visto na Figura 3E, em que o filamento azul teve sua parte central degradada, enquanto seus extremos mantiveram-se íntegros. Isso ocorreu, pois, esse MP foi encontrado na amostragem do P2, submetida ao tratamento de H₂O₂ a 100%. No entanto, quando submetidos ao NaOH a 10%, os MPs não sofreram deterioração junto da MOS (Figura 4).

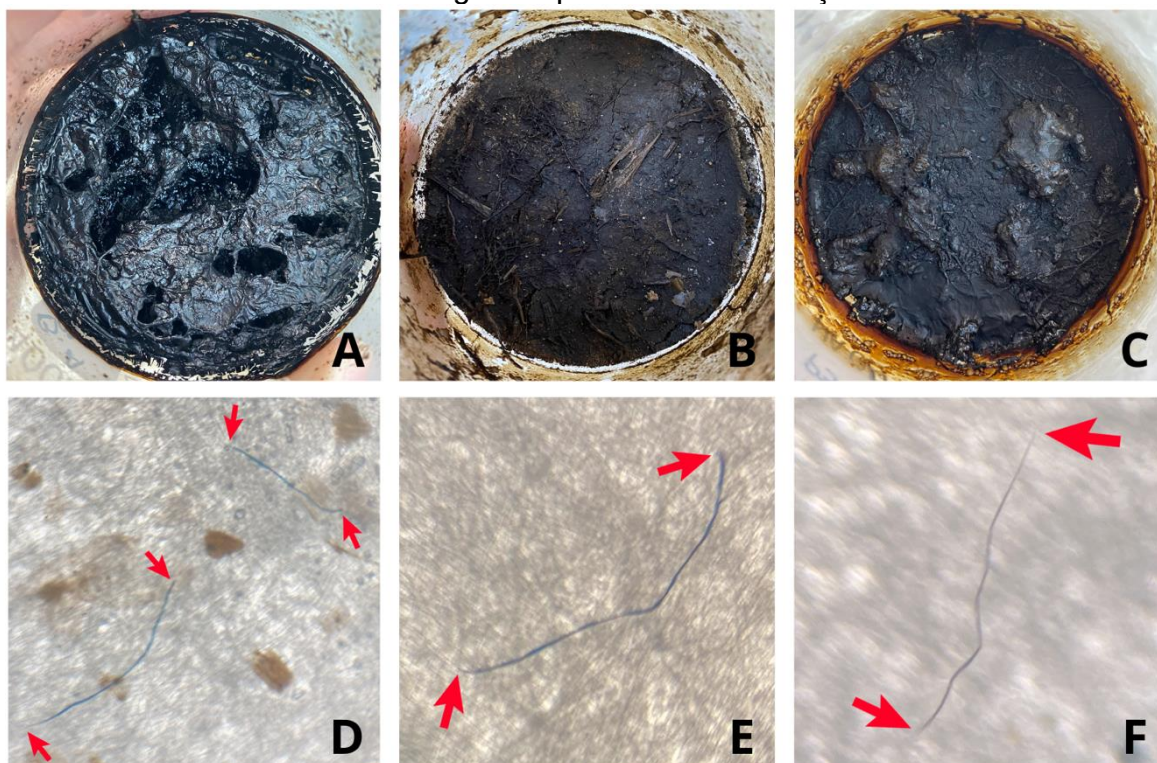
Figura 3 – Amostras de filamentos de MP encontrados no tratamento de digestão de matéria orgânica por H₂O₂ e flutuação



Fonte: Elaborado pelo autor

Legenda: (A) Ponto 1 – F.A.A.I; (B) Ponto 2 – F.H.I; (C) Ponto 3 – F.H.I; (D) Filamento de MPs preto encontrado no P1 em tratamento de H_2O_2 e flutuação; (E) Filamento de MPs azul encontrado no P2 em tratamento de H_2O_2 e flutuação; (F) Filamento de MPs azul encontrado em tratamento de H_2O_2 e flutuação.

Figura 4 – Amostras de filamentos de MP encontrados no tratamento de digestão de matéria orgânica por NaOH e flutuação



Fonte: Elaborado pelo autor

Legenda: (A) Ponto 1 – F.A.A.I, (B) Ponto 2 – F.H.I, (C) Ponto 3 – F.H.I, ambos submetidos ao reagente de NaOH; (D) Dois filamentos de MPs azul encontrados no P1 em tratamento de NaOH e flutuação; (E) Filamento de MPs azul encontrado no P2 em tratamento de NaOH e flutuação; (F) Filamento de MPs preto encontrado em tratamento de NaOH e flutuação.

Como é descrito por Hidalgo-Ruz e colaboradores (2012), os MPs podem ser diferenciados por algumas categorias, sendo os mais emblemáticos: tipo, forma e coloração. No parâmetro de tipo, têm-se os fragmentos, pellets, grânulos e filamentos. Quanto à forma, os fragmentos podem ser arredondados, subarredondados, subangulares e angulares. Já os pellets podem aparentar forma de cilindro, disco, plana, oval e espiralada. Os grânulos e filamentos não possuem formas específicas definidas, sendo aplicado um padrão de forma geral como alongado, irregular e degradado. No entanto, sua coloração é muito variável, podendo ser transparente, cristalino, branco, vermelho, laranja, azul, opaco, preto, cinza, marrom, verde, rosa e amarelo. Neste presente estudo, foram encontrados majoritariamente MPs filamentosos alongados e, como nota-se no Quadro 3, evidenciou-se predominantemente MPs azuis, pretos e transparentes, tendo maior quantitativo de filamentos pretos nos P1 e P2, e transparentes no P3.

Quadro 3 – Quantitativo de MP (<5mm) evidenciado de acordo com sua coloração em três diferentes áreas do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES

Cor	P1	P2	P3
Preto	7	7	2
Azul	3	5	3
Transparente	4	3	9

Fonte: Elaborado pelo autor

No entanto, diferentes atividades antropogênicas resultam em variáveis concentrações de tipos de MPs; no caso dos filamentos, com cores mais chamativas, são comumente vistos em ambientes estuarinos e costeiros. Porém, sua origem se dá por ações diferentes, sendo a mais comum por lavagem de roupas, em vista de que estas são compostas por fibras sintéticas que ao sofrerem ações da máquina de lavar, passam a ser microfibras, chegando ao ponto de filamento (Ibrahim *et al.*, 2021). Ainda, é pontuado que as atividades de pesca fomentam no aumento de MPs filamentosos, já que as ferramentas empregadas são a base de plástico e, no caso das redes de pescas, estas são compostas por fibras que passam por foto-oxidação (Rahmayanti, Adji e Nugroho, 2022) e acabam reduzidas (Lusher, McHugh e Thompson, 2013; Stolte *et al.*, 2015). Além disso, estudos como o de Willis e colaboradores (2017), e Khalik e colaboradores (2018), evidenciam que a poluição por MP filamentoso é o mais abundante no globo. Todavia, Zitko e Halon (1991) e Gregory (1996) reportaram a presença de fragmentos e grânulos de MPs advindos de cosméticos, sobretudo esfoliantes, nos ambientes marinhos. Sendo assim, tratando-se de ambientes que interagem com o mar, há chances de também encontrar esse tipo de MP nesse ambiente, mesmo não sendo a forma mais comum. Por outro lado, no ambiente terrestre, ações como a do pneu em contato com o asfalto, também faz com que ocorra a liberação de MPs, principalmente de coloração preta, que é transportado pelo ar e água da chuva do asfalto para os solos (Tamis *et al.*, 2021).

Sendo assim, a partir das análises, encontrou-se a presença de MP nos três pontos estudados (Quadro 4): 14 unidades no P1, localizado na Formação Arbustiva Aberta Inundável, 15 no P2 e 14 no P3, os quais se situam fora e dentro da água na Formação Herbácea Inundável, respectivamente. Nota-se que o quantitativo em ambos os pontos foi semelhante, indicando que, além da existência de MP, a turfa atua efetivamente como uma esponja ao absorvê-lo. Esse fator de absorção se dá principalmente pela alta porosidade desse solo, chegando a 5mm, o que facilita a entrada e acúmulo de água em seu meio (Rezanezhad *et al.*, 2016). Portanto, corrobora-se que o MP presente no mar, previamente inserido por ações humanas, adentra o ambiente terrestre através da interação dos corpos hídricos, perpetuando assim sua estadia no solo (Barnes *et al.*, 2009), e que, além disso, o uso de automóveis para a monitoria do parque, faz com haja a dispersão MPs pelo ecossistema, desencadeando assim uma poluição de ampla magnitude (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015).

Quadro 4 – Quantitativo final de microplástico em três diferentes áreas do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES

Área	Quantitativo de Microplástico (<5mm)
P1 F.A.A.I	14
P2 F.H.I (Fora d'água)	15
P3 F.H.I (Imerso na água)	14

Fonte: Elaborado pelo autor

Além do mais, a turfa também é tida como um agente ativo no sequestro de carbono (Rezanezhad *et al.*, 2016). Como o MP é composto majoritariamente por CO₂, a adição extra desse material a um ambiente que comumente já o armazena levaria a um acúmulo que ainda não foi mensurado. Assim, propõe-se que o tempo de permanência do MP no solo não seja estimável, desencadeando danos na estrutura edáfica e no processo de agregação dos grânulos, prejudicando a constituição de habitats para os organismos terrestres e levando a um impacto cumulativo na biota (Rillig e Lehmann, 2020).

Para tanto, como foi reportado por Hardy (1982, 1987), ambientes marinhos e estuarinos possuem uma microcamada que é complexa e sensível à poluição que acaba retendo os MPs, e pelo fato de abrigar diversas espécies com importância econômica e de enriquecimento ambiental, estas acabam sendo impactadas negativamente. Ademais, por conta do ciclo biogeoquímico da água, o microplástico acaba sendo armazenado na atmosfera e posteriormente despejado aleatoriamente pelo ecossistema (Allen *et al.*, 2021). Posto isso, como os ambientes do presente estudo se baseiam em zonas de transição oceano-continente, estas sofrem tais influências fazendo com que os MPs se perpetuem cada vez mais nesse ecossistema. Desta forma, o ambiente de turfa, que é influenciado diretamente por corpos hídricos, tem sua biota atingida pelo processo de bioacumulação de MP, afetando microrganismos, fauna e flora (Vijayaraman *et al.*, 2020).

Os microplásticos podem desencadear efeitos positivos e negativos nos microrganismos, podendo servir de *hotspot* ou de inibidor dependendo da composição do MP e da espécie do indivíduo. Como exemplo, se houver microplástico PE (polietileno) no solo, a comunidade de Actinobacteria tende a aumentar utilizando este material como base (Abraham *et al.*, 2016). Por outro lado, os microplásticos poliacrílico e poliéster fazem com que a atividade metabólica de alguns micróbios seja reduzida (Judy *et al.*, 2019). Dessa forma, no contexto do solo de turfa, o MP, ao implicar na metabolização da microbiota, faz com que a decomposição da matéria orgânica seja reduzida, ou aumentada, alterando a classificação desse substrato.

Em relação às plantas, devido a absorção de nutrientes do solo que se dá pela raiz, o MP acaba por entrar no indivíduo, disseminando-se pelo xilema e floema, levando ao acúmulo nas folhas, flores e frutos (Bosker *et al.*, 2019). Desta forma, este agente faz com que a taxa de germinação caia, já que os MPs bloqueiam alguns poros da semente, fazendo com que a absorção de água seja reduzida, e o desenvolvimento da raiz sofra penalidade, retardando assim o crescimento vegetal. Ademais, há

também efeitos na atividade enzimática do vegetal, pois de acordo com a composição dos MPs, essa função tende a aumentar ou diminuir. No entanto, o MP não consegue se estabelecer diretamente no tecido vegetal devido à composição da parede celular da planta (Azeem *et al.*, 2021). Sendo assim, baseando-se na premissa de que as turfas são formadas por matéria vegetal morta, quanto mais se acumula nos indivíduos em vida, mais MPs esse solo pode vir a ter com o passar do tempo.

Já no caso da fauna, o MP aloja-se principalmente nas glândulas digestivas (Devriese *et al.*, 2017). Ademais, em uma experimentação feita por Tang (2017), onde alimentou-se ratos com ração contaminada por MPs, a fim de avaliar a ação desse agente no corpo dos animais, o pesquisador atestou que o microplástico pode se acumular no intestino, rins e fígado, e além disso, viu-se que os níveis de moléculas com estresse oxidativo tendem a aumentar, podendo ocasionar danos cerebrais. Portanto, a presença de MP em vários órgãos se dá por conta de algumas partículas desse agente na corrente sanguínea (Leonard *et al.*, 2024), fazendo com que este se dissemine com maior facilidade e afete os processos de hemólise, agregação de plaquetas e imunorreatividade (Oslakovic *et al.*, 2012). Assim, através do sangue contaminado, o MP chega ao pulmão (Hoet *et al.* 2004), que também pode ser afetado por conta da inalação de MP presente na atmosfera (Zhang *et al.*, 2020).

Ainda, Devriese e colaboradores (2017) pontuam que os efeitos crônicos dos MPs no corpo do ser humano ainda permanecem desconhecidos, porém ressalta que o ftalato, que é utilizado para tornar o plástico manipulável e flexível, é um agente que atua no aumento do crescimento de células do câncer de mama. Além disso, o microplástico mostrou também ter certo potencial na proliferação do câncer de pele (Wang, Xu e Jiang, 2023). Em contrapartida, à medida que ingerimos e absorvemos o MP, seja por alimento ou água contaminada (Luqman, 2021), esse agente também é expelido pelo corpo, como por exemplo, através das fezes (Mastad, 2022) e urina (Massardo *et al.*, 2024). Ou seja, conforme os animais presentes nesse ecossistema executam suas reações fisiológicas naturais do corpo, o MP se infiltra cada vez mais nesse nicho.

Ademais, no solo do PEPCV há minhocas que atuam na decomposição da matéria orgânica da turfa e, como é reportado por Rillig, Ziersch e Hempel (2017), estes animais possuem potencial em transportar o MPs pelo solo, fazendo com que partículas menores sejam levadas para camadas mais profundas, enquanto partículas maiores fiquem retidas nas partes mais superficiais. Todavia, os autores ainda corroboram que em partes mais fundas do solo, onde há menor presença de microrganismos e, conseqüentemente, menor decomposição, desencadearia uma estadia mais prolongada do MPs no substrato. Vale pontuar que o MPs provoca estresse oxidativo fazendo com que o tempo de vida da minhoca seja reduzido (Browne *et al.*, 2013). Por fim, os MPs retidos ainda teriam a capacidade de se combinar com diversos poluentes orgânicos persistentes – POPs, o que os tornariam mais danosos para o meio ambiente e seus organismos (Wang *et al.*, 2019).

Sendo assim, sabendo que a Restinga, ambiente formador de turfas tropicais e, conseqüentemente, alvos deste estudo, presta serviços ecossistêmicos como: formação e retenção natural de uma diversidade de sedimentos, que atuam ativamente na fixação de carbono, assimilação e reciclagem de poluentes, estocagem da água e regulação do nível do lençol freático, e do balanço térmico local, proteção da costa, dissipação da energia das ondas e refúgio/berçário marinho, auxiliando na manutenção de produtividade primária (Souza Filho, Silva e Nunes, 2019), faz-se

necessário compreender que o impacto por MP neste ambiente gera malefícios inestimáveis, sendo preciso buscar entender os danos a longo prazo, formas de remediação e contenção de danos. Por fim, como reforça Nguyen e colaboradores (2022, 2023), é fundamental a elaboração de estudos voltados para a detecção de microplástico em turfa, pois dentre as análises feitas em zonas turfeiras do Vietnã, foi possível estimar a alta poluição, principalmente por bioacumulação, porém não se compreende todos os danos desse agente, sendo essencial à procura de formas de remediação e retirada do microplástico deste ambiente.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do que foi apresentado, nota-se que a Unidade de Conservação Parque Estadual Paulo César Vinha, além de sofrer com incêndios ambientais, é impactado também pela poluição por MP. Sendo assim, o presente estudo corrobora que os produtos à base de plástico advindos de produção industrial em larga escala, tem como destino final os ecossistemas marinho e terrestre, em que estes sofrem influências passando por modificações chegando ao tamanho micro. Para tanto, quando o agente tem sua forma reduzida, sua entrada e permanência no ambiente é facilitada, levando à acumulação e danos que ainda precisam ser mensurados. Contudo, analisar a presença dos MPs em solo tem seus desafios principalmente por causa de sua composição rica em MOS, necessitando de aperfeiçoamento de técnicas que utilizem principalmente soluções de digestão. Para tanto, evidencia-se que dentre os reagentes testados, H_2O_2 é o mais eficiente quando avaliada sua atuação, o NaOH é mais emblemático nos quesitos fácil manipulação e aquisição, e que aplicar somente tratamento de flutuação com água deionizada, traz complicações na diferenciação de material biológico e de MP. Por fim, sugere-se estudos e acompanhamentos mais prolongados, visando analisar e compreender a interação desse agente invasivo com o meio ambiente, explorando tanto sua presença em outros tipos de solo, e até mesmo em espécies específicas de fauna e flora presentes no parque, para que seja elucidado seus impactos no ecossistema da Restinga, em vista de que é uma vegetação de alto valor socioambiental.

REFERÊNCIAS

ABRAHAM, Jayanthi; Ghosh, Enoch; Mukherjee, Prantik; Gajendiran, Anudurga. Microbial Degradation of Low Density Polyethylene. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 36, p. 147-154, 2016.

ALLEN, D.; Allen, S.; Le Roux, G.; Simonneau, A.; Galop, D.; Phoenix, V. R. Temporal Archive of Atmospheric Microplastic Deposition Presented in Ombrotrophic Peat. **Environmental Science & Technology Letters**, v.8, p. 954-960, out. 2021.

AZEEM, Imran; Adeel, Muhammad; Ahmad, Muhammad A.; Shakoor, Noman; Jiangcuo, Gama D.; Azeem, Kamran; Ishfaq, Muhammad; Shakoor, Awais; Ayaz, Muhammad; Xu, Ming; Rui, Yukui. Uptake and Accumulation of Nano/Microplastics in Plants: A Critical Review. **Nanomaterials**, v. 11, p. 22, 2021.

BANCONE, Chiara E. P.; Turner, Simon D.; Sul, Juliana A. Ivar do; Rose, Neil L. The Paleocology of Microplastic Contamination. **Frontiers in Environmental Science**. v. 8, p. 20, set. 2020.

BARNES, David K. A.; Galgani, Francois; Thompson, Richard C.; Barlaz, Morton. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of The Royal Society B**, v. 364, p. 1985–1998, 2009.

BOSKER, T.; Bouwman, L.J.; Brun, N.R.; Behrens, P.; Vijver, M.G. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. **Chemosphere**, v. 226, p. 774–781, 2019.

BROWNE, M. A.; Galloway, T. S.; Thompson, R. C. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 3404–3409, 2010.

BROWNE, Mark Anthony; Niven, Stewart J.; Galloway, Tamara S.; Rowland, Steve J.; Thompson, Richard C. Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health Biodiversity. **Current Biology**. v. 23, n. 23, p. 2388-2392, 2013.

CERLI, C.; Celi, L.; Kalbitz, K.; Guggenberger, G.; Kaiser, K. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil – Testing for proper density cut-off and dispersion level. **Geoderma**, v. 170, p. 403-416, 2012.

CHEN, Yuling; Leng, Yifei; Liu, Xiaoning; Wang, Jun. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. **Environmental Pollution**, v. 257, fev. 2020.

CORRADINI, Fabio; Meza, Pablo; Eguiluz, Raúl; Casado, Francisco; Huerta-Lwanga, Esperanza; Geissen, Violette. Evidence of microplastic accumulation in agricultural

soils from sewage sludge disposal. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 411-420, 2019.

DEHAUT, Alexander; Cassone, Anne-Laure; Frère, Laura; Hermabessiere, Ludovic; Himber, Charlotte; Rinnert, Emmanuel; Rivière, Gilles; Lambert, Christophe; Soudant, Philippe; Huvet, Arnaud; Duflos, Guillaume; Paul-Pont, Ika. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. **Environmental Pollution**, v. 215, p. 223-233, ago. 2016.

DEVRIESE, L. I.; Witte, Bravo de; Vethaak, A. Dick; Hostens, Kris; Leslie, Heather A. Bioaccumulation of PCBs from microplastics in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*): An experimental study. **Chemosphere**, v. 186, p. 10–16, 2017.

EERKES-MEDRANO, Dafne; Thompson, Richard C.; Aldridge, David C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. **ScienceDirect**. v. 75, p. 63-82, fev. 2015.

ENDERS, K.; Tagg, A.S.; Labrenz, M. Evaluation of Electrostatic Separation of Microplastics From Mineral-Rich Environmental Samples. **Front. Environ. Sci.** v. 8, jul. 2020.

GREGORY, M. R. Plastics “scrubbers” in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. **Marine Pollution Bulletin**, v. 32, p. 867-871, 1996.

GUERRANTI, C.; Martellini, T.; Perra, G.; Scopetani, C.; Cincinelli, A. Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 68, p. 75-79, 2019.

HARDY, J. T. The sea-surface microlayer: biology, chemistry, and anthropogenic enrichment. **Prog. Oceanog.** v. 11, p. 307-328, 1982.

HARDY, J. T. Anthropogenic alteration of the sea surface. **Mar. Environ. Res.** v. 23, p. 223-225, 1987.

HE, Donghui; Bristow, Keith; Filipovic, Vilim; Lv, Jialong; He, Hailong. Microplastic in Terrestrial Ecosystems: A Scientometric Analysis. **Sustainability**. v. 12, p. 15, out. 2020.

HIDALGO-RUZ, Valeria; Gutow, Lars; Thompson, Richard C.; Thiel, Martin. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 3060-3075, 2012.

HOET, Peter H. M.; Bröske-Hohlfeld, Irene; Salata, Oleg V. Nanoparticles - known and unknown health risks. **Journal of Nanobiotechnology**, v. 2, p. 12, 2004.

HURLEY, Rachel R.; Lusher, Amy L.; Olsen, Marianne; Nizzetto, Luca. Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental

matrices. **Environmental Science & Technology**, v. 52, ed.18, p. 7409-7417, jul. 2018.

IBRAHIM, Yusof Shuaib; Hamzah, Siti Rabaah; Khalik, Wan Mohd Afiq Wan Mohd, Yusof, Ku Mohd Kalkausar Ku; Anuar, Sabiqah Tuan. Spatiotemporal microplastic occurrence study of Setiu Wetland, South China Sea. **Science of the total Environment**, v. 788, p. 12, 2021.

IEMA. Planejamento do Parque Paulo César Vinha. IEMA, Vitória, IV, ES, 2016.

JHA, Kundan Kumar; Kannan, T.T.M. Recycling of plastic waste into fuel by pyrolysis - a review. **Materials Today: Proceedings**, vol. 31, p. 3718-3720, out. 2021.

JUDY, J. D.; Williams, M.; Gregg, A.; Oliver, D.; Kumar, A.; Kookana, R.; Kirby, J.K. Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 522–531, 2019.

JULIENNE, F.; Delorme, N.; Lagarde, F. From macroplastics to microplastics: Role of water in the fragmentation of polyethylene. **Chemosphere**. v. 236, p. 8, 2019.

KHALIK, W. M. A. W. M.; Ibrahim, Y.S.; Tuan Anuar, S.; Govindasamy, S.; Baharuddin, N.F. Microplastics analysis in Malaysian marine waters: a field study of Kuala Nerus and Kuantan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 451-457, 2018.

KNUPP, Karina Tiussi Batisti; Macieira, Bernardo Pretti Becacici; Cuzzuol, Geraldo Rogério Faustini. Dinâmica dos reservatórios de carbono estrutural e não estrutural em arbóreas de ecossistemas costeiros (manguezal e restinga) frente às oscilações temporais do clima. **Hoehnea**. v. 48, p. 13, 2021.

LENG, Lee Yit; Ahmed, Osumanu Haruna; Jalloh, Mohamadu Boyie. Brief review on climate change and tropical peatlands. **Geoscience Frontiers**. v. 10, p. 373-380, mar. 2019.

LEONARD, Shopie V. L.; Liddle, Catriona R.; Atherall, Charlotte A.; Chapman, Emma; Watkins, Matthew; Calaminus, Simon D. J.; Rotchell, Jeanette M. Microplastics in human blood: Polymer types, concentrations and characterisation using μ FTIR. **Environment International**, v. 188, p. 9, 2024.

LOURENCO, Mauro; Fitchett, Jennifer M.; Woodborne, Stephan. Peat definitions: A critical review. **Progress in Physical Geography**. v. 47, p. 506-520, 2022.

LUQMAN, A.; Nugrahapraja, H.; Wahyuono, R.A.; Islami, I.; Haekal, M.H.; Fardiansyah, Y.; Putri, B.Q.; Amalludin, F.I.; Rofiq, E.A.; Götz, F.; Wibowo, A. T.. Microplastic Contamination in Human Stools, Foods, and Drinking Water Associated with Indonesian Coastal Population. **Environments**, v. 8, p. 138, 2021

LUSHER, Amy L.; McHugh, Matthew; Thompson, Richard C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**. v. 67, p. 94-99, 2013.

MASSARDO, Sara; Verzola, Daniela; Alberti, Stefano; Caboni, Claudia; Santostefano, Matteo; Verrina, Enrico Eugenio; Angeletti, Andrea; Lugani, Francesca; Ghiggeri, Gian Marco; Bruschi, Maurizio; Candiano, Giovanni; Rumeo, Noemi; Gentile, Micaela; Cravedi, Paolo; La Maestra, Sebastiano; Zaza, Gianluigi; Stallone, Giovanni; Esposito, Pasquale; Viazzi, Francesca; Mancianti, Nicoletta; La Porta, Edoardo; Artini, Cristina. MicroRaman spectroscopy detects the presence of microplastics in human urine and kidney tissue. **Environment International**, v. 184, p. 9, 2024.

MASTAD, Oda Cathrine Lunne. **Microplastic studies in humans: evidence from feces and effects in blood**. 2022. p. 73. Tese (Mestre em Nutrição Clínica) - Faculdade de Medicina, Universidade de Bergen, Noruega, 2022.

MEMON, Arshad Hussain; Peerzada, Mazhar Hussain; Muhammad, Khan; Memon, Sheeraz Ahmed; Mangi, Sajjad Ali; Mujtaba, Ghulam. Recent Eco-Friendly Developments in Personal Protective Clothing Materials for Reducing Plastic Pollution: A Review. **Engineering, Technology & Applied Science Research**. vol. 9, p. 4012-4018, abr. 2019.

MINTENING, S.M.; Int-Veen, I.; Loder, M.G.J.; Pimpke, S.; Gerdt, G. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. **Water Research**, v. 108, p. 365-372, jan. 2017.

NGUYEN, Minh Ky; Lin, Chitsan; Hung, Nguyen Tri Quang; Vo, Dai-Viet N.; Nguyen, Khoi Nghia; Thuy, Bui Thi Phuong; Hoang, Hong Giang; Tran, Huu Tan. Occurrence and distribution of microplastics in peatland areas: A case study in Long An province of the Mekong Delta, Vietnam. **Science of The Total Environment**. v. 844, out. 2022.

NGUYEN, Minh Ky; Lin, Chitsan; Hung, Nguyen Tri Quang; Hoang, Hong Giang; Vo, Dai-Viet N.; Tran, Huu Tan. Investigation of ecological risk of microplastics in peatland areas: A case study in Vietnam. **Environment Research**. v. 220, p. 10, 2023.

OSLAKOVIC, C.; Cedervall, T.; Linse, S.; Dahlbäck, B. Polystyrene nanoparticles affecting blood coagulation. **Nanomedicine**, v. 8, ed. 6, p. 981-986, 2012.

PELLIS, Vivian Fragoso. **Restauração Ecológica e Conservação da Restinga: uma revisão sistemática e um estudo de caso na Ilha de Santa Catarina**. 2023, p. 66. Tese (Mestre em Biologia de Fungos, Algas e Plantas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2023.

PEREIRA, D. W. I.; Costalonga, M. L. R.; Duda, R. Como conter incêndios em turfeiras tropicais? Um estudo de caso em uma unidade de conservação de restinga. **Ciência na Prática**. v. 2, n. 2, p. 29-44, 2024.

PEREIRA, Oberdan José; MENEZES, Luis Fernando Tavares de. **Restinga no Espírito Santo: Vegetação, Flora e Distribuição Geográfica das Espécies**. Belo Horizonte: Rupestre, 2023.

POTTHOFF, Annegret; Oelschlagel, Kathrin; Schmitt-Jansen, Mechthild; Rummel, Christoph Daniel; Kuhnel, Dana. From the sea to the laboratory: Characterization of microplastic as prerequisite for the assessment of ecotoxicological impact. **Integrated Environmental Assessment and Management**. v. 13, n. 3, p. 500-504, 2017.

PURCELL, James; Sayyad, Karin; Heinzmann, Livia; Awramenko, Simone; Dorner-Muller, Sina. Plastic pollution: Pathways to net zero. **Credit Suisse**. p. 55, jun. 2023.

RAHMAYANTI, Rita; Adji, Basith Kuncoro; Nugroho, Andhika Puspito. Microplastic Pollution in the Inlet and Outlet Networks of Rawa Jombor Reservoir: Accumulation in Aquatic Fauna, Interactions with Heavy Metals, and Health Risk Assessment. **Environment and Natural Resources Journal**. v. 20, n. 2, 192-208, 2022.

REZANEZHAD, Fereidoun; Price, Jonathan S.; Quinton, William L.; Lennartz, Bernd; Milojevic, Tatjana; Capellen, Philippe V. Structure of peat soils and implications for water storage, flow and solute transport: A review update for geochemists. **Chemical Geology**. v. 429, p. 75-84, jul. 2016

RILLIG, Matthias C. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? **Environmental Science Technology**. v. 46, p. 6453-6454, maio 2012.

RILLIG, Matthias C.; Lehmann, Anika; Microplastic in terrestrial ecosystems. **Science**. v. 368, p. 1430-1431, jun. 2020.

RILLIG, Matthias C.; Ziersch, Lisa; Hempel, Stefan. Microplastic transport in soil by earthworms. **Scientific Reports**. v. 7, p. 6, 2017.

SCARANO, Fabio Rubio; Ceotto, Paula. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**. v. 24, p. 2319-2331, 2015.

SHARMA, M.D.; Elanjickal, A.I.; Mankar, J.S.; Krupadam, R.J. Assessment of cancer risk of microplastics enriched with polycyclic aromatic hydrocarbons. **Journal of Hazardous Materials**. vol. 398, nov. 2020.

SOUZA FILHO, José Rodrigues de; Silva, Iracema Reimão; Nunes, Fábio Carvalho. Avaliação qualitativa dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas praias da APA Lagoa Encantada/Rio Almada, Bahia, Brasil. **Caminhos de Geografia**. v. 20, n. 72, p. 15-32, 2019.

STANEK, W. & Silc, T. Comparisons of four methods for determination of degree of peat humification (decomposition) with emphasis on the von Post method. **Canad. J. Soil Sci.**, v. 57, p. 109-117, 1977.

STOLTE, Andrea; Forster, Stefan; Gerdt, Gunnar; Schubert, Hendrik. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. **Marine Pollution Bulletin**. v. 99, p. 216-229, 2015.

TANG, B. L. Commentary: Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. **Frontiers in Environmental Science**, v. 5, p. 63, 2017.

TAMIS, Jacqueline E.; Koelmans, Albert A.; Droge, Rianne; Kaag, Nicolaas H. B. M.; Keur, Marinus C.; Tromp, Peter C.; Jongbloed, Ruud H. Environmental risks of car tire microplastic particles and other road runoff pollutants. **Microplastic and Nanoplastics**. v. 1, n. 10, p. 17, 2021.

THOMAS, Daniela; Schutz, Berit; Heinze, Wiebke M.; Steinmetz, Zacharias. Sample Preparation Techniques for the Analysis of Microplastics in Soil – A Review. **Sustainability**, v. 12, p. 28, out. 2020.

THOMPSON, R. C.; Olsen, Y.; Mitchell, R. P.; Davis, A.; Rowland, S. J.; John, A. W. G.; McGonigle, D.; Russell, A. E. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**. v. 304, p. 5672–5838, 2004

VERDADE, F. da Costa. Ação da água oxigenada sobre a matéria orgânica do solo. **Bragantia**, v. 13, p. 287–295, jun. 1954.

VILLANOVA-SOLANO, Cristina; Díaz-Peña, Francisco J.; Hernández-Sánchez, Cintia; González-Sálamo, Javier; Edo, Carlos; Vega-Moreno, Daura; Fernández-Martín, Sonia; Fraile-Nuez, Eugenio; Machín, Francisco; Hernández-Borges, Javier. Beneath the water column: Uncovering microplastic pollution in the sublittoral coastal sediments of the Canary Islands, Spain. **Journal of Hazardous Materials**. v. 465, p. 13, 2024.

VIJAYARAMAN, Sreeraj; Mondal, Prasenjit; Nandan, Abhishek; Siddiqui, Nihal Anwar. Presence of Microplastic in Water Bodies and Its Impact on Human Health. **Advances in Air Pollution Profiling and Control**. p. 57-65, 2020.

WANG, C.; Tang, J.; Yu, H.; Wang, Y.; Li, H.; Xu, S.; Li, G.; Zhou, Q. Microplastic Pollution in the Soil Environment: Characteristics, Influencing Factors, and Risks. **Sustainability**. vol. 14, p. 14, out. 2022.

WANG, Jiao; Liu, Xianhua; Li, Yang; Powell, Trevor; Wang, Xin; Wang, Guangyi; Zhang, Pingping. Microplastic as contaminants in the soil environment: A mini-review. **Science of The Total Environment**. v. 691, p. 848-857, 2019.

WANG, Yuchen; Xu, Xinqi; Jiang, Guan. Microplastics exposure promotes the proliferation of skin cancer cells but inhibits the growth of normal skin cells by regulating the inflammatory process. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 267, p. 10, 2023

WILLIS, K.A., Eriksen, R., Wilcox, C., Hardesty, B.D. Microplastic distribution at different sediment depths in an urban estuary. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 1-8, 2017.

ZHANG, Yulan; Kang, Shichang; Allen, Steve; Allen, Deonie; Gao, Tanguang; Sillanpää, Mika. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspective. **Earth-Science Reviews**, v. 203, p. 15, 2020.

ZITKO, V. & Hanlon, M. Another source of pollution by plastics: skin cleaners with plastic scrubbers. **Mar. Pollut. Bull.** v. 22, p. 41-42, 1991.