

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**Distribuição e abundância de microplásticos em praias com diferentes níveis
de antropização: análises em sedimento, água e diferentes tecidos de
Stramonita brasiliensis (Claremont & D. Reid, 2011)**

Mateus Reis Milagres

**Vitória, ES
Julho, 2022**

Dedico a Alexandra Elbakyan.

*“...to remove all barriers in the way of
Science.”*

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Distribuição e abundância de microplásticos em praias com diferentes níveis de antropização: análises em sedimento, água e diferentes tecidos de *Stramonita brasiliensis* (Claremont & D. Reid, 2011)

Mateus Reis Milagres

Orientadora: Mércia Barcellos da Costa

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

Vitória, ES

Julho, 2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Espírito Santo, ao Laboratório de Malacologia e à Coleção Malacológica pela formação e por toda a estrutura fornecida ao longo dos anos. Minha primeira bolsa de cunho científico foi associada à Coleção. Investi muitas horas identificando, tombando, organizando e apresentando para alunos e professores esse patrimônio biológico-social de valor imensurável. Infelizmente o futuro da coleção está indefinido e possivelmente o Espírito Santo perderá sua única Coleção Malacológica que existe desde a década de 70.

Agradeço também aos docentes que me acompanharam ao longo dessa jornada, bem como às agências de fomento CAPES pela bolsa concedida e FAPES pelos projetos financiados ao laboratório, que possibilitaram à aquisição dos equipamentos utilizados ao longo desse trabalho; sem o apoio das agências nada disso teria sido possível.

Em especial agradeço à minha orientadora, Dra. Mércia Barcellos da Costa, pela orientação, paciência, confiança e carinho durante toda a elaboração deste trabalho. Os últimos tempos foram turbulentos e independente do obstáculo ela permaneceu firme e presente.

Agradeço aos meus familiares pelo apoio ao longo dos anos e por demonstrarem orgulho ao saber que estou na jornada que escolhi. Agradeço também às minhas amigas. Sem vocês, não seria nada. Tutu, Nana, Lara Cardozo, Vi, obrigado por me ouvir reclamar da vida, por celebrar a vida comigo, pelos rolês de bike e pelas tardes estudando junto. Amo vocês com todo meu coração.

À Gabriela Zamprogno e Mariana Otegui por todos os ensinamentos e pela paciência ao longo desses anos. Ao Enrique Ocaris e à Gloria Maria Viégas por todas as tardes que ficamos no Raman fazendo análises de microplásticos. Ao LabPetro por ceder a estrutura para que as análises fossem feitas (e que agora é o lar do nosso laboratório!). Aos meus amigos e companheiros de laboratório Midiã, Vitória, Daniel e João por toda a ajuda durante as coletas que sempre foram divertidas e também pelo companheirismo.

Agradeço com toda a minha alma a todos que me trouxeram até aqui.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	7
LISTA DE FIGURAS	8
RESUMO	11
ABSTRACT.....	1
1 Introdução	13
2 Objetivos	17
2.1 OBJETIVO GERAL.....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3 Metodologia.....	18
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	18
3.2 A ESPÉCIE.....	20
3.3 AMOSTRAGEM.....	21
3.4 PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS.....	22
3.4.1 <i>Água</i>	22
3.4.2 <i>Sedimento</i>	23
3.4.3 <i>Stramonita brasiliensis</i>	23
3.4.4 <i>Classificação e quantificação dos microplásticos</i>	24
3.5 IDENTIFICAÇÃO DOS POLÍMEROS VIA ESPECTROSCOPIA RAMAN.....	24
3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	24
4 Resultados	26
4.1 VISÃO GERAL DOS DADOS.....	26
4.2 ANÁLISES FEITAS NO GRAPHPAD PRISM 9.3.0.....	30
4.3 ÁGUA.....	30
4.4 SEDIMENTO.....	31
4.5 TECIDOS.....	33
4.5.1 <i>Brânquias</i>	33
4.5.2 <i>Glândula digestiva</i>	35
4.5.3 <i>Restante do corpo</i>	37
4.5.4 <i>Comparação entre os tecidos</i>	39

4.6	COMPARAÇÃO ENTRE AS MATRIZES.....	41
4.7	ESPECTROSCOPIA RAMAN.....	41
5	Discussão.....	43
5.1	ÁGUA.....	44
5.2	SEDIMENTO.....	46
5.3	TECIDOS DE <i>STRAMONITA BRASILIENSIS</i>	47
6	CONCLUSÃO.....	50
7	Referências bibliográficas	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Localização dos pontos amostrais ao longo do litoral do Espírito Santo18

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização dos pontos amostrais ao longo do litoral do Espírito Santo. P1 - Praia de Coqueiral; P2 - Ilha do Socó (Camburi); P3 - Píer Iemanjá (Camburi); P4 - Ilha do Boi (Village); P5 - Setibão.....20
- Figura 2.** Exemplos de MPs detectados nas amostras: emaranhado de filamentos encontrado na amostra de brânquia do espécime 02 de *S. brasiliensis* coletado no P3 (A); filamentos pretos encontrados nas brânquias do espécime 05 de *S. brasiliensis* coletado no P4 (B); fragmento encontrado na glândula digestiva do espécime 05 de *S. brasiliensis* coletado no P4 (C); emaranhado de filamentos encontrado na amostra do restante do corpo do espécime 03 de *S. brasiliensis* coletado no P2 (D).26
- Figura 3.** Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral considerando todas as matrizes (água, sedimento e tecidos).....27
- Figura 4.** Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral encontrados nas amostras de água28
- Figura 5.** Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral encontrados nas amostras de sedimento.....28
- Figura 6.** Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral encontrados nas amostras de tecido de *S. brasiliensis*.....29
- Figura 7.** Média + Erro Padrão da soma total dos MPs encontrados nas amostras de água30
- Figura 8.** Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de água por ponto amostral.31

Figura 9. Média + Erro Padrão da soma total dos MPs encontrados nas amostras de sedimento por ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos.	32
Figura 10. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de sedimento	33
Figura 11. Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras de brânquias de <i>S. brasiliensis</i> dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. *Diferença significativa entre os pontos.....	34
Figura 12. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de brânquias de <i>S. brasiliensis</i> dos 10 indivíduos de cada ponto amostral.	35
Figura 13. Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras de glândula digestiva de <i>S. brasiliensis</i> dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. *Diferença significativa entre os pontos	36
Figura 14. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de glândula digestiva de <i>S. brasiliensis</i> dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs.....	37
Figura 15. Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras do restante do corpo de <i>S. brasiliensis</i> dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos	38
Figura 16. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras do restante do corpo de <i>S. brasiliensis</i> dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs.....	39
Figura 17. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de tecido (brânquias, glândula digestiva e restante do corpo) de <i>S.</i>	

brasiliensis dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos e tecidos de *S. brasiliensis*.....40

Figura 18. Gráfico de dispersão com destaque para a linha de tendência linear indicando uma correlação positiva entre MPs no tecido e na água..... 41

Figura 19. Dados da Espectroscopia Raman: filamento preto: poliuretano (PUR); fragmento azul: polietileno (PE); fragmento preto: poliéster (PES).42

RESUMO

A produção de plásticos em escala mundial cresce vertiginosamente, passando de 367 milhões de toneladas em 2020, sendo a maioria destes descartados após um único uso. Estima-se entre 4.8 e 12.7 milhões toneladas métricas de plástico cheguem aos oceanos do planeta a cada ano. Atualmente, esses resíduos são onipresentes no ecossistema. Microplásticos (MPs) são comumente definidos como partículas com tamanho inferior a 5 mm e originam-se de duas fontes principais: podem surgir a partir da degradação de detritos plásticos maiores ou podem ser produzidos em tamanho microscópico. Tais partículas podem ser ingeridas por muitas espécies marinhas, levando a danos físicos diretos e a efeitos tóxicos potenciais. Além disso, acumulam-se na cadeia alimentar via predação e chegam as espécies comestíveis, podendo causar riscos inclusive à saúde humana. Os impactos causados pelos MPs já vêm sendo estudados, entretanto, no Brasil, os estudos ainda estão em fase inicial. Diante disso, esse trabalho tem como objetivo comparar a distribuição e a abundância de microplásticos encontrados na água do mar, no sedimento e nos diferentes tecidos de *Stramonita brasiliensis* coletados em praias submetidas à diferentes níveis de urbanização e impactos antrópicos. Para tanto, foram coletadas amostras de sedimento, água e exemplares de *S. brasiliensis* em 5 pontos amostrais ao longo da costa do Espírito Santo. Os MPs encontrados foram recolhidos e depositados em papéis filtros dispostos em placas de Petri, onde foram visualizados em lupa, fotografados, quantificados, classificados por tipo e a composição química de três exemplares foi analisada pela Espectroscopia Raman. Os resultados evidenciam uma relação diretamente proporcional entre urbanização e disponibilidade de MPs no ambiente marinho. Além disso, foram identificados 3 tipos diferentes de polímeros: poliuretano (PUR), polietileno (PE) e poliéster (PES). Por fim, *S. brasiliensis* se consolida como um ótimo bioindicador para contaminação por MPs devido à elevada abundância de partículas encontradas nos organismos coletados.

Palavras-chave: Microplásticos; Gastrópodes; *Stramonita brasiliensis*; Impactos antrópicos

ABSTRACT

The production of plastics on a global scale grows dramatically, surpassing 367 million tons in 2020, most of which are discarded after a single use. It is estimated that between 4.8 and 12.7 million metric tons of plastic reach the planet's oceans each year. Currently, these residues are ubiquitous in the ecosystem. Microplastics (MPs) are commonly defined as particles smaller than 5 mm in size and originate from two main sources: they can arise from the degradation of larger plastic debris or they can be produced in microscopic size. Such particles can be ingested by many marine species, leading to direct physical harm and potential toxic effects. In addition, they accumulate in the food chain via predation and reach edible species, which can even pose risks to human health. The impacts caused by MPs have already been studied, however, in Brazil, the studies are still in an initial phase. Therefore, this work aims to compare the distribution and abundance of microplastics found in seawater, sediment and different tissues of *Stramonita brasiliensis* collected on beaches subjected to different levels of urbanization and anthropic impacts. Therefore, samples of sediment, water and specimens of *S. brasiliensis* were collected at 5 sampling points along the coast of Espírito Santo. The MPs found were collected and deposited on filter papers arranged in Petri dishes, where they were viewed under a magnifying glass, photographed, quantified, classified by type and the chemical composition of three specimens was analyzed by Raman Spectroscopy. The results show a directly proportional relationship between urbanization and the availability of MPs in the marine environment. In addition, 3 different types of polymers were identified: polyurethane (PUR), polyethylene (PE) and polyester (PES). Finally, *S. brasiliensis* is consolidated as an excellent bioindicator for contamination by MPs due to the high abundance of particles found in the collected organisms.

Keywords: Microplastics; gastropods; *Stramonita brasiliensis*; anthropic impacts.

1 INTRODUÇÃO

O uso e a produção de materiais à base de plástico aceleraram em uma velocidade vertiginosa nos últimos 70 anos. Na década de 50, o mundo produzia cerca de 2 milhões de toneladas de plástico anualmente (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Em 2020, de acordo com a Plastics Europe, a produção atingiu 367 milhões de toneladas métricas anuais. Desse total, 40.5% representam embalagens descartáveis que, de forma geral, são utilizadas apenas uma vez e logo em seguida — como o próprio nome sugere — descartadas, gerando uma enorme quantidade de resíduos. Além disso, considerando a quantidade total de plásticos já produzidos desde o início da fabricação em larga escala, 60% tornaram-se lixo e estão se acumulando em aterros sanitários e no ecossistema como um todo (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

A principal característica do plástico está representada em sua etimologia: a palavra tem origem no Grego “*plastikos*”, que significa “aquilo que pode ser moldado”. Portanto, a abrangência do uso desse composto é extremamente ampla, podendo inclusive substituir outros materiais como madeira, papel, couro, vidro, metal e cerâmica (DA COSTA; DUARTE; ROCHA-SANTOS, 2017). A soma de uma série de fatores como: resistência, versatilidade, leveza e, nos últimos anos, a diminuição no custo de fabricação, estabeleceram o plástico como uma excelente matéria-prima. Atualmente, existe uma gama de polímeros plásticos disponíveis no mercado, sendo os três mais comuns: Polipropileno (PP), Polietileno de Baixa Densidade (PEBD) e o Polietileno de Alta Densidade (PEAD), seguidos pelo Policloreto de Vinila (PVC), Poliuretanos (PUR) e Politereftalato de Etileno (PET) (Plastics Europe, 2021). Dessa forma, o plástico tornou-se onipresente, fazendo parte do dia a dia do ser humano em diversos contextos, sendo extremamente complexo imaginar a vida moderna na ausência desses polímeros (ZALASIEWICZ *et al.*, 2016).

Dentro desse contexto, os microplásticos (MPs) são definidos como partículas com tamanho entre 0 e 5 mm e têm origem em duas fontes principais: podem ser produzidos já em escala microscópica (MPs primários) ou podem ser derivados da degradação e quebra de detritos plásticos maiores, por meio de ações bio-físico-

químicas (MPs secundários) (ANDRADY, 2011). Nos últimos anos, a partir do avanço tecnológico, a identificação da composição química das partículas de MPs tem sido feita com extrema precisão por meio de técnicas como a Espectroscopia Raman e a Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) (KÄPPLER *et al.*, 2016). Além da distinção por tamanho e estrutura química, os MPs podem ser classificados de acordo com a cor (azul, preto, vermelho, transparente, verde, etc.) e com o tipo (filamento, fragmento, *pellets*) (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Embora sua presença e os perigos associados tenham sido reportados desde a década de 70 (CARPENTER; SMITH, 1972), só recentemente a onipresença dos MPs nos ecossistemas tornou-se uma preocupação constante, sendo relatada em todos os oceanos do mundo (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2013) — incluindo as áreas mais remotas (WESTON *et al.*, 2020) — aumentando a probabilidade de interações entre essas partículas e a biota marinha .

Estima-se que entre 4.8 e 12.7 milhões de toneladas métricas de plástico sejam anualmente liberadas nos oceanos (JAMBECK *et al.*, 2015). Esses resíduos são frequentemente detectados nos ambientes costeiros, incluindo praias (VAN SEBILLE *et al.*, 2015), água do mar (WOODALL *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2018), sedimentos (DEKIFF *et al.*, 2014; VAUGHAN; TURNER; ROSE, 2017) e água doce (WANG *et al.*, 2017). Devido ao seu tamanho microscópico, essas partículas podem ser ingeridas por muitas espécies marinhas, como por exemplo: organismos do zooplâncton (COLE *et al.*, 2015; VROOM *et al.*, 2017), moluscos (KOLANDHASAMY *et al.*, 2018; QU *et al.*, 2018), corais (HALL *et al.*, 2015), peixes (COLLARD *et al.*, 2015), anêmonas (JANSSENS; GARCIA-VAZQUEZ, 2021) tartarugas (CARON *et al.*, 2018) e aves marinhas, levando a danos físicos diretos e a efeitos tóxicos potenciais (WRIGHT *et al.*, 2013).

Considerando o Filo Mollusca, a Classe Bivalvia é a mais utilizada como objeto de estudo por conta de fatores como: fisiologia dos organismos (filtradores não seletivos), ampla distribuição, facilidade na coleta e interesse econômico (muitos são utilizados na alimentação humana). Nesses organismos, a ingestão de MPs acarreta bloqueio do trato digestivo, danos intestinais e alteração na atividade de filtração (WEGNER *et al.*, 2012; CANESI *et al.*, 2015; LEI *et al.*, 2018). Em Mitilídeos, Von Moss; Burkhardt-Holm; Kohler (2012) verificaram que MPs, especialmente Polietileno de Alta Densidade (PEAD), com tamanhos variando de 0 a 80 nm, foram ingeridos e absorvidos por células e tecidos desses organismos. Partículas de MPs foram

capturadas pelas brânquias, transportadas para o estômago e para a glândula digestiva, onde se acumularam no sistema lisossomal após 3 horas de exposição. Setälä; Fleming-Lehtinen; Lehtiniemi (2014) verificaram que MPs foram transferidos através da teia alimentar pelágica (do zooplâncton a macrocrustáceos). Cedervall *et al.*, (2012) descobriram que MPs podem ser transferidos de algas a zooplâncton e posteriormente, peixes. Abidli; Lahbib; Trigui El Menif (2019) investigaram seis espécies de moluscos comerciais — utilizados na alimentação humana — coletados na Tunísia e encontraram MPs em todos eles. Assim, os MPs bioacumulam nos organismos em várias rotas alternativas e chegam às espécies comestíveis, causando riscos à saúde humana (SCHWABL *et al.*, 2019).

Por outro lado, a Classe Gastropoda, apesar de ser a mais diversa dentro do Filo Mollusca com cerca de 90 mil espécies descritas (MOLLUSCABASE, 2022), é bem menos utilizada em trabalhos que identificam a presença de MPs e suas consequências, podendo-se citar: (SEURONT, 2018; AKINDELE; EHLERS; KOOP, 2019; DOYLE *et al.*, 2019; GUTOW *et al.*, 2019; JANSSENS; GARCIA-VAZQUEZ, 2021). Examinando o cenário brasileiro, o gastrópode *S. brasiliensis* se destaca como um ótimo objeto de estudo para a análise de MPs, levando em consideração características como a ampla relevância da espécie nos âmbitos econômico, social e biológico; a extensa distribuição geográfica e o fato desse organismo ser considerado um sensível bioindicador para contaminação por Tributilestanho (TBT) por meio das análises de *imposex* (FERNANDEZ *et al.*, 2005; LARANJEIRO *et al.*, 2015; CACCIATORE *et al.*, 2018; OTEGUI *et al.*, 2019)

Ainda no cenário brasileiro, pesquisas relacionadas à presença de MPs no ambiente marinho são escassas, podendo-se citar (SILVA-CAVALCANTI; BARBOSA DE ARAÚJO; FERREIRA DA COSTA, 2009; COSTA *et al.*, 2010; CASTRO *et al.*, 2016; MOREIRA *et al.*, 2016; SANTANA *et al.*, 2016; SANTANA; MOREIRA; TURRA, 2017). Levando em consideração apenas o estado do Espírito Santo (ES), alguns estudos pioneiros vem sendo desenvolvidos nos últimos anos (BAPTISTA NETO *et al.*, 2019; ZAMPROGNO *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2021; BOM *et al.*, 2022), porém nenhum deles teve como objeto de estudo moluscos gastrópodes.

Tendo em vista todos os fatores expostos acima, esta pesquisa é baseada nas seguintes hipóteses: (1) como os MPs são onipresentes e observados regularmente em organismos aquáticos (por exemplo, moluscos gastrópodes e bivalves), pressupõe-se que essas partículas sejam encontradas nos tecidos de *S. brasiliensis* coletados na

costa do Espírito Santo; e (2) as regiões mais antropizadas apresentarão maiores quantidades de MPs em todas as matrizes analisadas (água, sedimento e tecidos de *S. brasiliensis*). Diante dessas hipóteses, o objetivo geral do estudo é comparar a distribuição e a abundância de MPs encontrados na água do mar, no sedimento e nos diferentes tecidos de *Stramonita brasiliensis* coletados em praias submetidas à diferentes níveis de urbanização e impactos antrópicos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Comparar a distribuição e a abundância de microplásticos encontrados na água do mar, no sedimento e nos diferentes tecidos de *Stramonita brasiliensis* coletados em praias submetidas à diferentes níveis de urbanização e impactos antrópicos.

2.2 Objetivos específicos

- Quantificar os MPs encontrados nas três matrizes ambientais (água, sedimento, tecidos de *S. brasiliensis*);
- Classificar os MPs encontrados nas três matrizes ambientais (sedimento, tecidos biológicos, água) de acordo com o tipo (filamento, fragmento);
- Comparar a incidência de MPs em diferentes tecidos (brânquias, glândula digestiva e restante do organismo) de *S. brasiliensis*;
- Verificar se há relação entre a quantidade e tipos de MPs encontrados nas três matrizes ambientais e os diferentes pontos amostrais;
- Verificar a natureza química dos MPs por meio da Espectroscopia Raman.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O Espírito Santo possui diversos portos e marinas distribuídos em cerca de 400 km de costa. Na região norte, destacam-se o Porto de Barra do Riacho e o Portocel, especializados no transporte de celulose. Na região central — especificamente na capital Vitória — a principal característica é o alto nível de urbanização, incluindo diversas marinas de pesca e lazer, marinas de manutenção de pequenas embarcações, além dos Portos de Tubarão, Praia Mole e o Complexo Portuário de Vitória. Ao Sul do ES encontra-se o porto de Ubu que, por conta do crime ambiental cometido na barragem de Mariana/MG, teve suas atividades paralisadas entre novembro de 2015 e dezembro de 2020. Além destes, outros portos encontram-se em fase de implantação, assim como diversas estruturas industriais localizadas próximas ao litoral.

Considerando fatores como a concentração demográfica, a presença/ausência de atividades industriais, a presença/ausência de estruturas portuárias e estudos anteriores relacionados à ecotoxicologia, foram selecionados 05 pontos amostrais ao longo do litoral do Espírito Santo (Tabela 1, Figura 1).

Tabela 1. Localização dos pontos amostrais ao longo do litoral do Espírito Santo.

Região	Município	Ponto amostral	Localização
Norte	Aracruz	P1 - Praia de Coqueiral	19°56'35.9"S 40°08'32.2"W
Central	Vitória	P2 - Ilha do Socó (Camburi)	20°17'04.4"S 40°17'09.1"W
		P3 - Pier Iemanjá (Camburi)	20°17'34.2"S 40°17'19.1"W
		P4 - Ilha do Boi (Village)	20°18'42.1"S

			40°16'43.2"W
Sul	Guarapari	P5 - Setibão	20°38'12.6"S 40°25'28.5"W

O P1 está localizado na região norte do estado, em Coqueiral, no município de Aracruz. O local é caracterizado por ser uma área pouco urbanizada, especialmente na praia do ponto de coleta, onde não existem residências, portos, indústrias e nem manilhas despejando esgoto *in natura* no mar, sendo a única construção permanente um restaurante (“Paraíso Tropical Restaurante & Petiscaria”) que funciona durante o ano todo, tendo maior atividade durante o verão por conta do turismo. Conforme o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população do município estimada em 2021 era de 104.942 mil habitantes e a densidade demográfica 72,59 hab/km².

Os pontos P2, P3 e P4 estão localizados na região central do estado, dentro da capital Vitória, conhecida por ser extremamente urbanizada, sobretudo quando comparada ao restante do estado. As alterações antrópicas na metrópole são diversas: além da presença dos complexos portuários e das marinas de pequenas e médias embarcações citadas anteriormente, há um extenso calçadão ao longo da praia, a atividade pesqueira é expressiva e ocorre despejo de efluentes tanto nos rios que cercam a ilha — e que conseqüentemente desaguam no mar — quanto diretamente no oceano. Segundo reportagem veiculada no jornal ESHoje (2022), “casas da Ilha do Boi e do Frade jogam esgoto no mar há 10 anos” e, ainda na mesma temática, segundo o jornal A gazeta (2022), “Cesan é multada em R\$ 41 milhões por jogar esgoto na praia da Ilha do Boi”. De acordo com o IBGE, a população do município estimada em 2021 era de 369.534 mil habitantes e a densidade demográfica 3.766,92 hab/km² — a maior em todo o estado.

O P5 está localizado na região sul do estado, em Setiba, no município de Guarapari. A praia onde está situado o ponto de coleta faz divisa com o Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) e é conhecida por ser bastante isolada e pouco frequentada. Assim como no P1, não existem residências, portos, indústrias e nem manilhas despejando esgoto *in natura* no mar. De acordo com o IBGE, a população do município estimada em 2021 era de 128.504 mil habitantes e a densidade demográfica 217,86 hab/km².

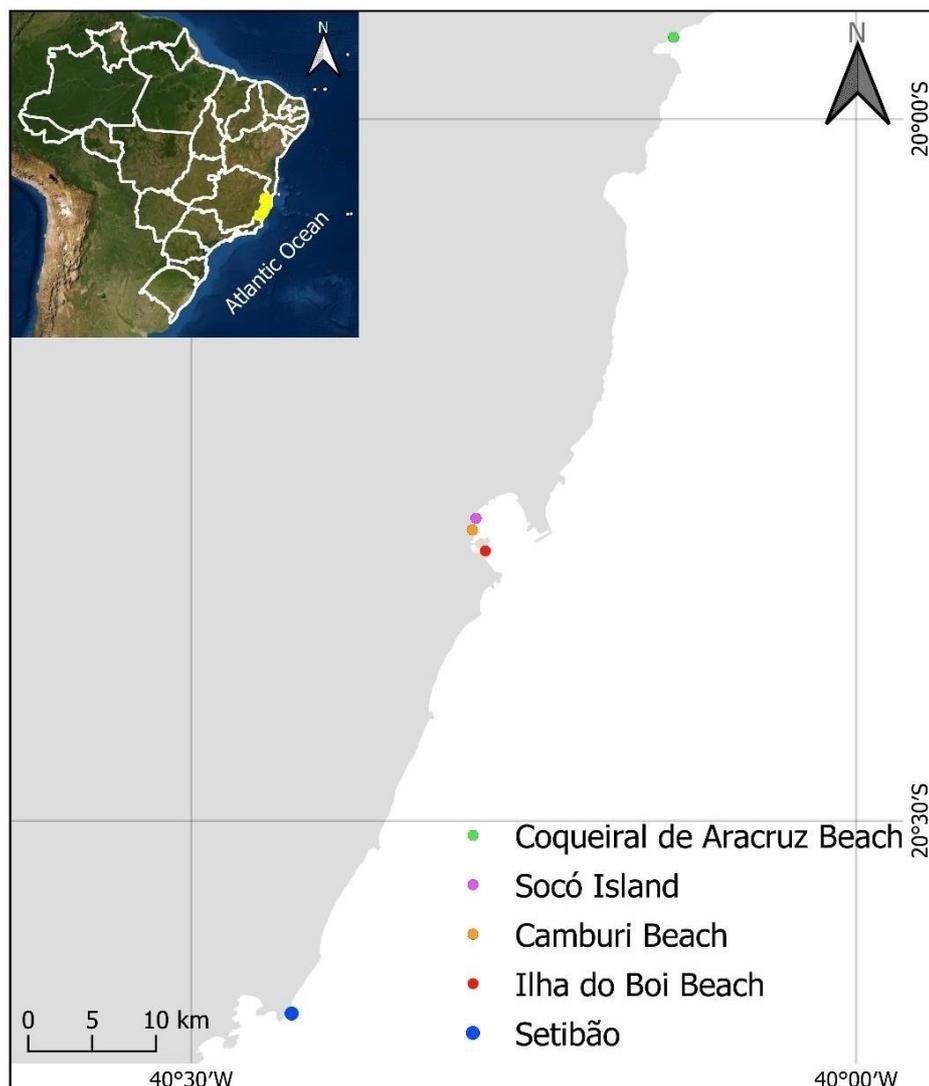


Figura 1. Localização dos pontos amostrais ao longo do litoral do Espírito Santo. P1 - Praia de Coqueiral; P2 - Ilha do Socó (Camburi); P3 - Píer Iemanjá (Camburi); P4 - Ilha do Boi (Village); P5 - Setibão.

3.2 A espécie

Stramonita brasiliensis (Claremont & D. Reid, 2011) é um gastrópode marinho que está ampla e abundantemente distribuído ao longo da costa brasileira, sendo encontrado de norte ao sul do país. Possui hábito de vida diurno, associado ao costão rochoso e é caracterizado por ser um predador extremamente ativo, forrageando especialmente durante o período de maré baixa, alimentando-se de outros gastrópodes e bivalves. Os organismos do gênero *Stramonita* recebem o nome popular de

“saquarítá” e “*oyster drill*” (broca de ostra) por conta de seu hábito alimentar, o que os torna um fator extremamente relevante no cultivo de ostras, podendo gerar problemas econômicos à essa atividade. Ademais, em regiões litorâneas esses gastrópodes são historicamente utilizados na alimentação humana (GERLING, C., Org. *et al*, 2016). No Brasil, a espécie *S. brasiliensis* é um clássico modelo para estudos ecológicos — especialmente no âmbito da ecotoxicologia — e é considerada um bioindicador para poluição por Tributilestanho (TBT) por meio das análises de *imposex* (FERNANDEZ *et al.*, 2005; EL AYARI *et al.*, 2015; OTEGUI *et al.*, 2019) e, mais recentemente, como medidor de qualidade ambiental por meio do Índice de Qualidade Ecológica (EQR) (FRANÇA *et al.*, 2021). Entretanto, a espécie ainda não havia sido objeto de estudo para análise da presença de MPs em seus tecidos.

3.3 Amostragem

Todas as coletas foram realizadas entre outubro e novembro de 2020 durante períodos de baixa-mar. Em cada ponto amostral foram delimitados 03 *quadrats* (0,25 x 0,25 cm) a 02 metros de distância um do outro no sentido da linha d'água, na região do mesolitoral. Esses *quadrats* foram utilizados tanto para coleta de sedimento quanto como referência para a coleta das alíquotas de água.

As amostras de água e sedimento foram transportadas para o Laboratório de Malacologia da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) onde foram armazenadas sob refrigeração até o momento das análises. Os organismos também foram transportados para o laboratório e imediatamente processados.

Água: as amostras de 500 mL de água foram obtidas nas direções dos respectivos *quadrats*. Para a coleta, foram utilizados frascos de vidro que foram introduzidos na água a cerca de 20cm profundidade, abertos até o preenchimento e imediatamente fechados.

Sedimento: dentro da área dos 3 *quadrats* (0,25cm x 0,25cm) foi coletada uma amostra aleatória de 100 mL de sedimento da camada superficial (aproximadamente 03 cm) utilizando uma espátula de metal. Essa amostra foi armazenada em becker e

vedada com papel alumínio. Pedacos de pedras, conchas ou vegetais foram descartados no momento da coleta.

Stramonita brasiliensis: em cada ponto amostral foram coletados 10 indivíduos vivos de *S. brasiliensis*. Os exemplares foram manualmente coletados (busca ativa), armazenados em frascos adequados contendo água do mar do local, transportados para o laboratório e imediatamente preparados para análise.

3.4 Processamento das amostras

Todas as amostras de sedimento, água e organismos vivos foram encaminhadas ao Laboratório de Malacologia da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) para respectivas análises.

3.4.1 Água

As amostras de água foram transpassadas em peneira geológica de 90 µm e os MPs retidos transferidos para uma placa de Petri forrada com papel filtro qualitativo. Após a transferência dos MPs para a placa de Petri, a peneira foi observada em estereomicroscópio para verificar se algum exemplar de MPs ficou retido. Esse procedimento foi repetido para todas as amostras visando evitar contaminação entre as amostras de água e os diferentes pontos amostrais. As placas de Petri foram mantidas em estufa a 45°C até a secagem.

3.4.2 Sedimento

As amostras de sedimentos (100 mL) foram misturadas com água destilada em um becker e agitadas manualmente a cada 2 horas durante 72h, entre 8:00h e 17:00h, para que os MPs se desprendessem dos grãos de areia e ficassem suspensos na coluna d'água. Após esse período, o líquido sobrenadante foi transpassado em peneira geológica de 90 µm, os MPs retidos transferidos para uma placa de Petri forrada com papel filtro qualitativo. Após a transferência dos MPs para a placa de Petri, a peneira foi observada em estereomicroscópio para verificar se algum exemplar de MPs ficou retido. Esse procedimento foi repetido para todas as amostras visando evitar contaminação entre as amostras de água e os diferentes pontos amostrais. As placas de Petri foram mantidas em estufa a 45°C até a secagem.

3.4.3 *Stramonita brasiliensis*

Os exemplares de *S. brasiliensis* foram anestesiados em solução de MgCl₂ 40 %, as conchas quebradas em um torno de mesa e os tecidos (glândula digestiva, brânquias e restante do corpo) dissecados. Todo o material cirúrgico usado nesse processo foi lavado entre as retiradas dos tecidos visando evitar contaminação entre os tecidos/amostras. Em seguida, os tecidos foram individualmente armazenados em becker e tampados com papel alumínio. Em cada becker foi adicionada a solução de Hidróxido de Potássio (KOH) 10% (KÜHN, *et al.*, 2017) e posteriormente o material foi direcionado à estufa, onde ficou durante 72 horas a 50°C. Após esse período, todo o líquido obtido pela digestão do tecido foi transpassado em peneira geológica de 90 µm, os MPs retidos transferidos para uma placa de Petri forrada com papel filtro qualitativo. Após a transferência dos MPs para a placa de Petri, a peneira foi observada em estereomicroscópio para verificar se algum exemplar de MPs ficou retido. Esse procedimento foi repetido para todas as amostras visando evitar contaminação entre as amostras de água e os diferentes pontos amostrais. As placas de Petri foram mantidas em estufa a 45°C até a secagem.

3.4.4 Classificação e quantificação dos microplásticos

A triagem — contagem e separação por cor (azul, preto, vermelho, transparente, verde) e tipo (filamentos e fragmentos) de MPs — foi feita em Estereoscópio Leica APO80 acoplado a câmera digital. No processo de triagem, o papel foi molhado com algumas gotas de água destilada para facilitar a manipulação dos MPs e evitar que eles fossem suspensos por qualquer corrente de ar. Além disso, os MPs foram alinhados para evitar erro de contagem.

3.5 Identificação dos polímeros via Espectroscopia Raman

Após a triagem e obtenção dos MPs, alguns exemplares foram analisados em Espectrômetro Raman WiTec modelo Alpha 300 a fim de identificar a composição química dos MPs. O espectrômetro Raman pertence ao Laboratório de Pesquisa e Desenvolvimento de Metodologias para Caracterização de Óleos Pesados (LabPetro), localizado na UFES e já vem sendo usado em pesquisas realizadas em parceria entre o Laboratório de Malacologia/UFES e o IFES-Vila Velha.

3.6 Análise estatística

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa GraphPad Prism 9.3.0. Foram considerados significativos valores de $p < 0,05$. A normalidade foi testada com o teste de Shapiro-Wilk e a homocedasticidade com o teste de Levene. Em resultados normais, o teste ANOVA de uma via foi utilizado. Em resultados anormais foram realizadas as transformações logarítmicas de base 10 e novamente foram refeitos o teste de normalidade e homocedasticidade, persistindo a anormalidade, foi

utilizado o teste não paramétrico equivalente (Kruskal-Wallis) com a *posteriori* de comparações múltiplas de Dunn.

Afim de identificar se há correlação entre os MPs encontrados nas três matrizes ambientais foi utilizado o teste não paramétrico de Correlação de Spearman considerando valores significativos $p < 0,05$.

4 RESULTADOS

4.1 Visão geral dos dados

Em todas as amostras analisadas (água, sedimento e tecidos de *S. brasiliensis*) foram encontrados MPs, totalizando 7230 partículas e configurando uma frequência de poluição de 100%. Nas amostras de tecido (glândula digestiva, brânquia e restante do corpo) de *S. brasiliensis* foram encontrados 6019 filamentos e 106 fragmentos; nas amostras de água 516 filamentos e nenhum fragmento; e nas amostras de sedimento 589 filamentos e nenhum fragmento. A Figura 2 apresenta alguns exemplares de MPs encontrados.

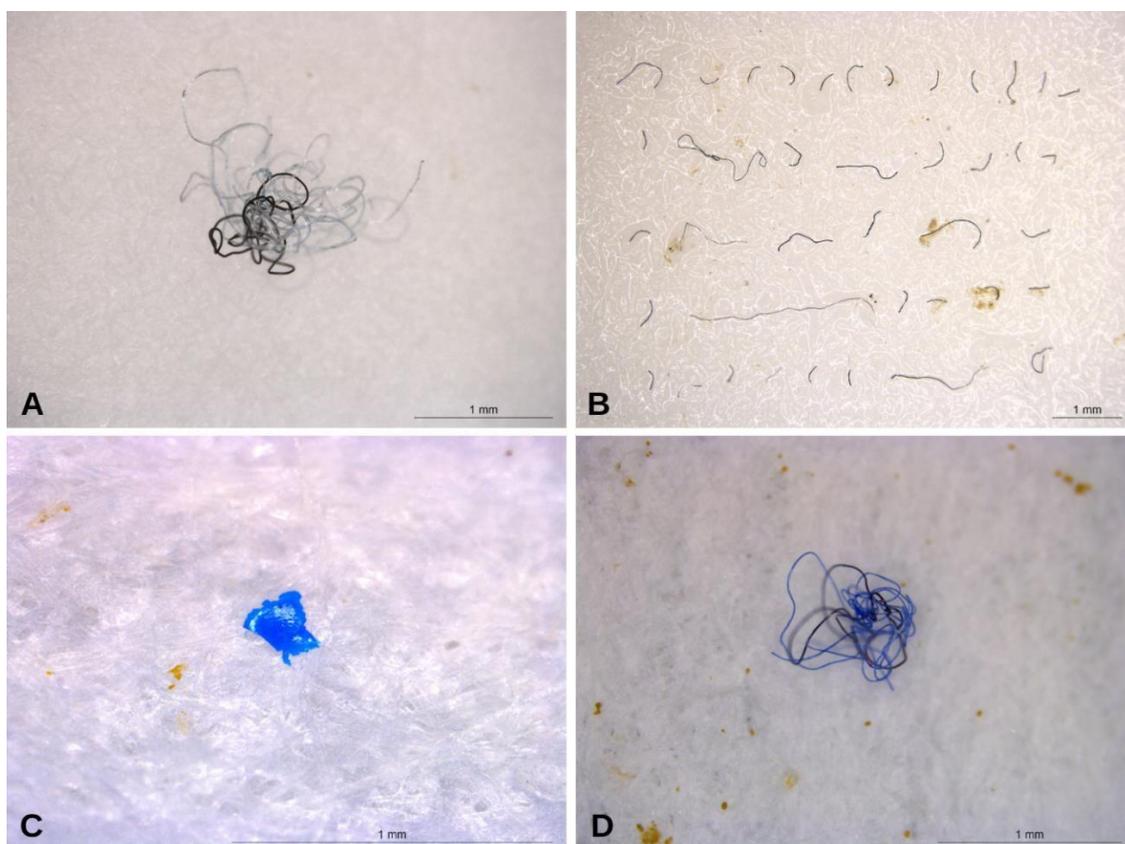


Figura 2. Exemplares de MPs detectados nas amostras: emaranhado de filamentos encontrado na amostra de brânquia do espécime 02 de *S. brasiliensis* coletado no P3

(A); filamentos pretos encontrados nas brânquias do espécime 05 de *S. brasiliensis* coletado no P4 (B); fragmento encontrado na glândula digestiva do espécime 05 de *S. brasiliensis* coletado no P4 (C); emaranhado de filamentos encontrado na amostra do restante do corpo do espécime 03 de *S. brasiliensis* coletado no P2 (D).

A figura 3 apresenta os valores brutos totais de MPs (filamentos e fragmentos) encontrados em todas as matrizes (água, sedimento e tecidos). No Píer de Iemanjá (P3) foi encontrado o maior número de MPs, totalizando 2254; em seguida temos Village (P4) com 1574; Socó (P2) com 1279; Setibão (P5) com 1104 e por fim Coqueiral (P1) com 719 partículas.

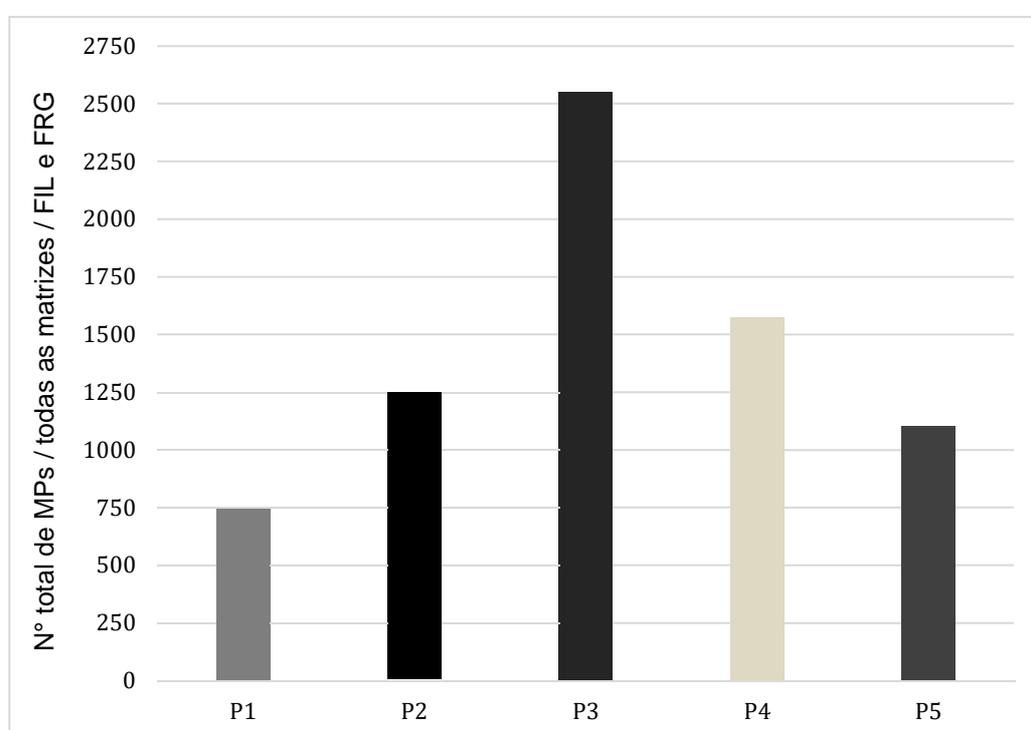


Figura 3. Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral considerando todas as matrizes (água, sedimento e tecidos).

A figura 4 apresenta os valores brutos totais de MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de água. No Píer de Iemanjá (P3) foi encontrado o maior número de MPs, totalizando 147; em seguida temos Village (P4) com 108; Socó (P2) com 103; Setibão (P5) com 84 e por fim Coqueiral (P1) com 74 partículas.

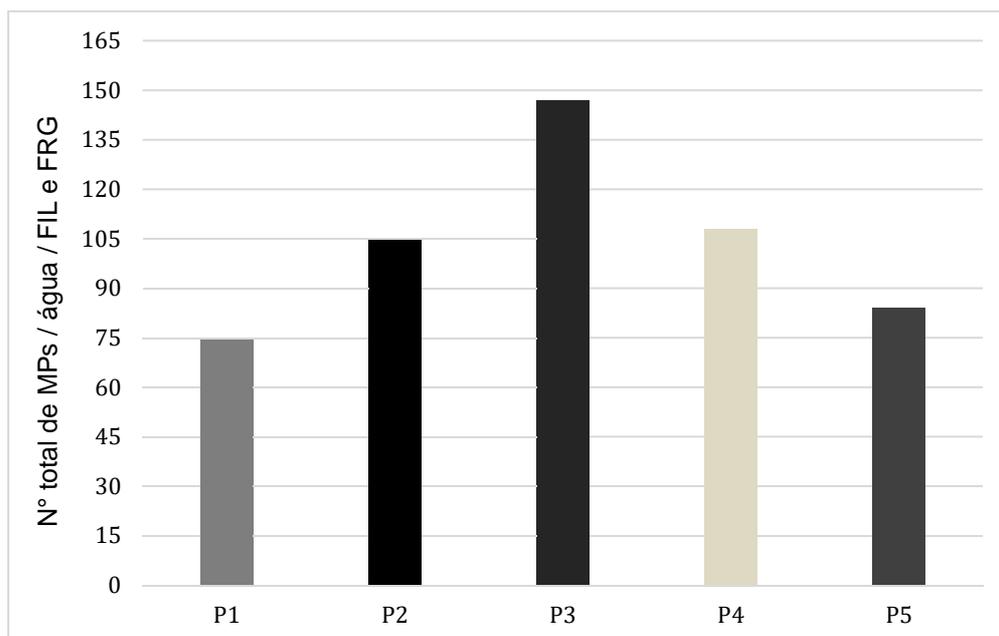


Figura 4. Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral encontrados nas amostras de água.

A figura 5 apresenta os valores brutos totais de MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de sedimento. No Píer de Iemanjá (P3) foi encontrado o maior número de MPs, totalizando 168; em seguida temos Socó (P2) com 162; Village (P4) com 118; Setibão (P5) com 88 e por fim Coqueiral (P1) com 53 partículas.

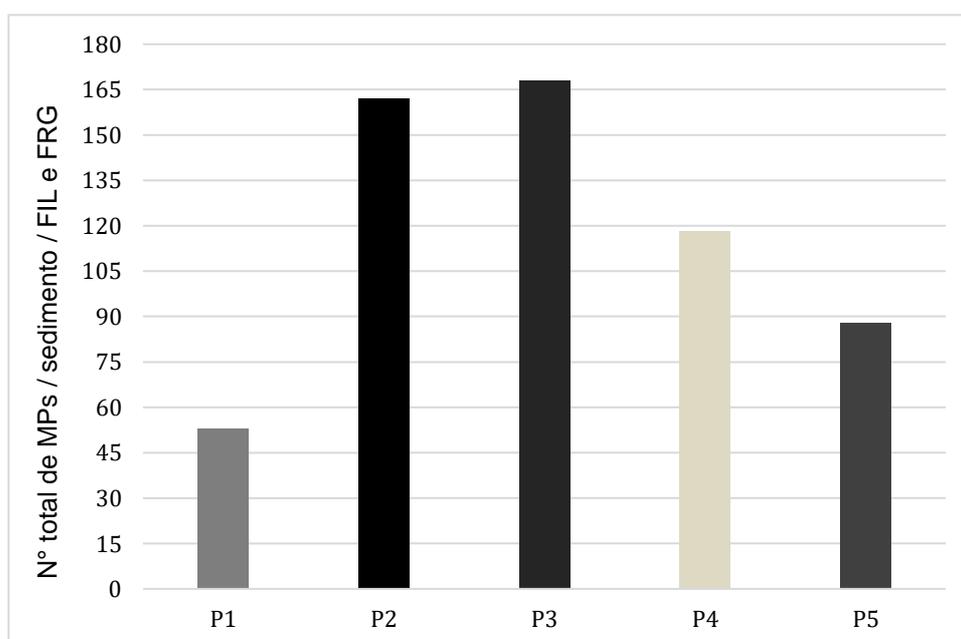


Figura 5. Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral encontrados nas amostras de sedimento.

A figura 6 apresenta os valores brutos totais de MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de tecido (brânquias, glândula digestiva e resto do corpo) de *S. brasiliensis*. No Píer de Iemanjá (P3) foi encontrado o maior número de MPs, totalizando 2239; em seguida temos Village (P4) com 1348; Socó (P2) com 1014; Setibão (P5) com 932 e por fim Coqueiral (P1) com 592 partículas.

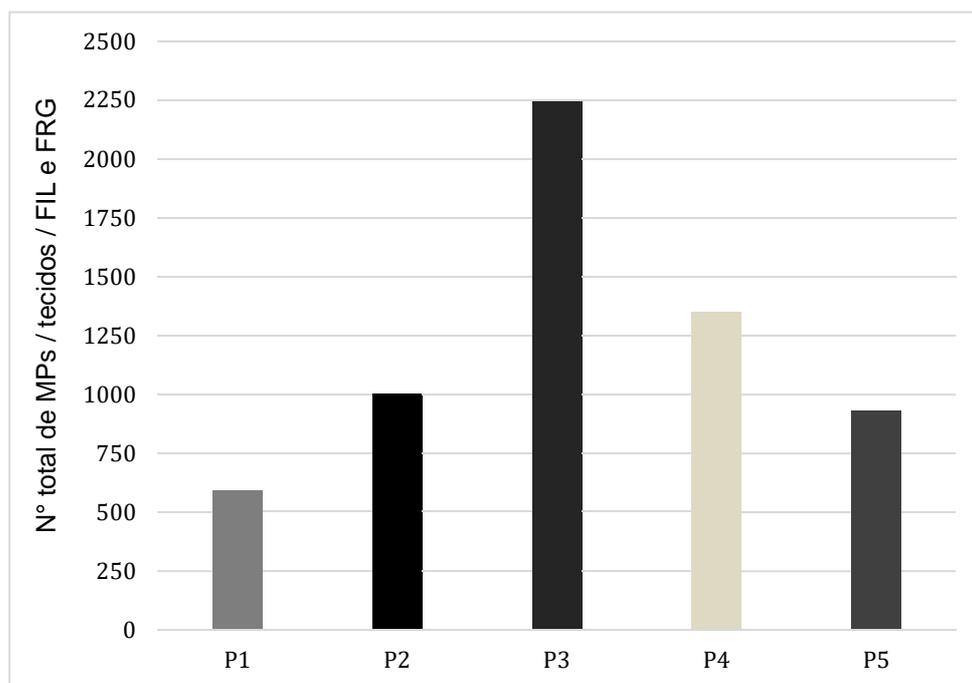


Figura 6. Número total de MPs (filamentos e fragmentos) por ponto amostral encontrados nas amostras de tecido de *S. brasiliensis*.

As Figuras de 3 a 6 apresentadas acima representam os valores absolutos de MPs encontrados nas diferentes matrizes ambientais. Diante desses dados, é possível observar os seguintes padrões se repetindo em todas as amostras analisadas: (I) o P3, é sempre o ponto com maior quantidade de MPs; (II) o P1 é sempre o ponto com a menor quantidade de MPs e (III) a discrepância entre esses pontos — com maior e menor quantidade de MPs — é bastante expressiva. Ademais, analisando os dados levando em conta as regiões — Norte, Central e Sul — fica nítido que a abundância de MPs é consideravelmente maior no setor mais urbanizado.

4.2 Análises feitas no GraphPad Prism 9.3.0

4.3 Água

Nas amostras de água, o P3 apresentou a maior quantidade de MPs, em seguida P4, P2, P5 e P1. O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa ($p = 0.0349$) e o teste *a posteriori* de comparações múltiplas de Dunn não indicou entre quais pontos ocorreu essa diferença significativa (Figura 7).

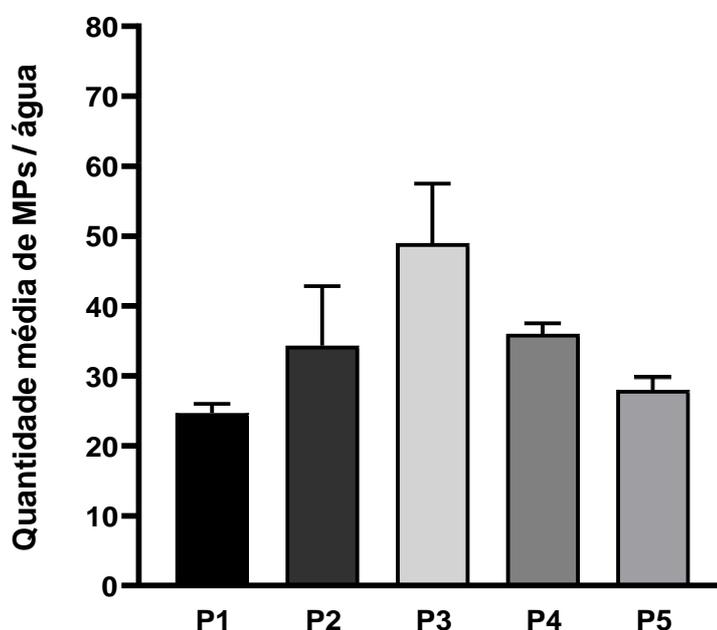


Figura 7. Média + Erro Padrão da soma total dos MPs encontrados nas amostras de água.

Quanto aos tipos de MPs, a presença de filamentos (FIL) foi absoluta e não foram encontrados fragmentos (FRG). O teste de Kruskal-Wallis mostrou significância ($p = 0.0012$), embora o teste *a posteriori* de comparações múltiplas de Dunn não tenha apontado entre quais pontos e tipos de MPs houve a diferença significativa (Figura 8).

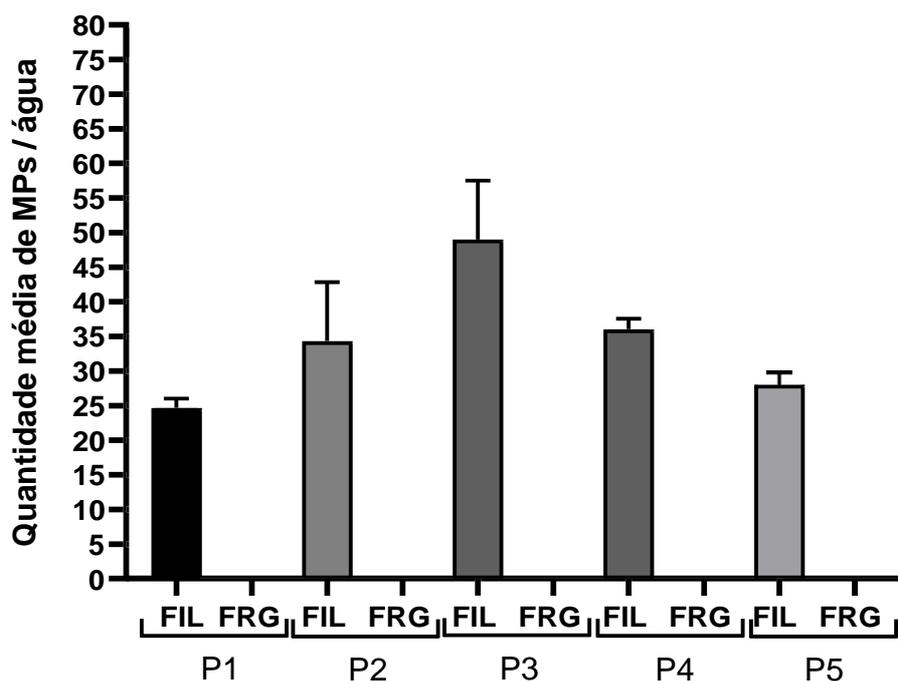


Figura 8. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de água por ponto amostral.

4.4 Sedimento

Nas amostras de sedimento, o P3 apresentou a maior quantidade de MPs, seguido do P2, P4, P5 e P1. O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa ($p = 0.0049$) e o teste de comparações múltiplas de Dunn apontou uma diferença significativa entre os pontos P1 e P3 ($p = 0.0346$) (Figura 9).

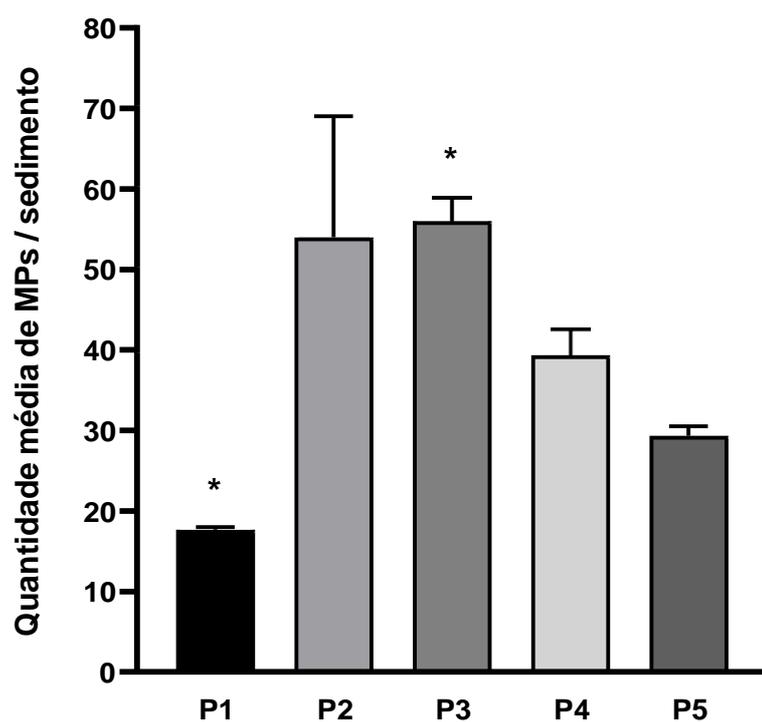


Figura 9. Média + Erro Padrão da soma total dos MPs encontrados nas amostras de sedimento por ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos.

Quanto aos tipos de MPs, a presença de filamentos (FIL) foi absoluta e não foram encontrados fragmentos (FRG). O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa ($p = 0.0009$), embora o teste *a posteriori* de comparações múltiplas de Dunn não tenha apontado entre quais pontos e tipos de MPs houve a diferença significativa (Figura 10).

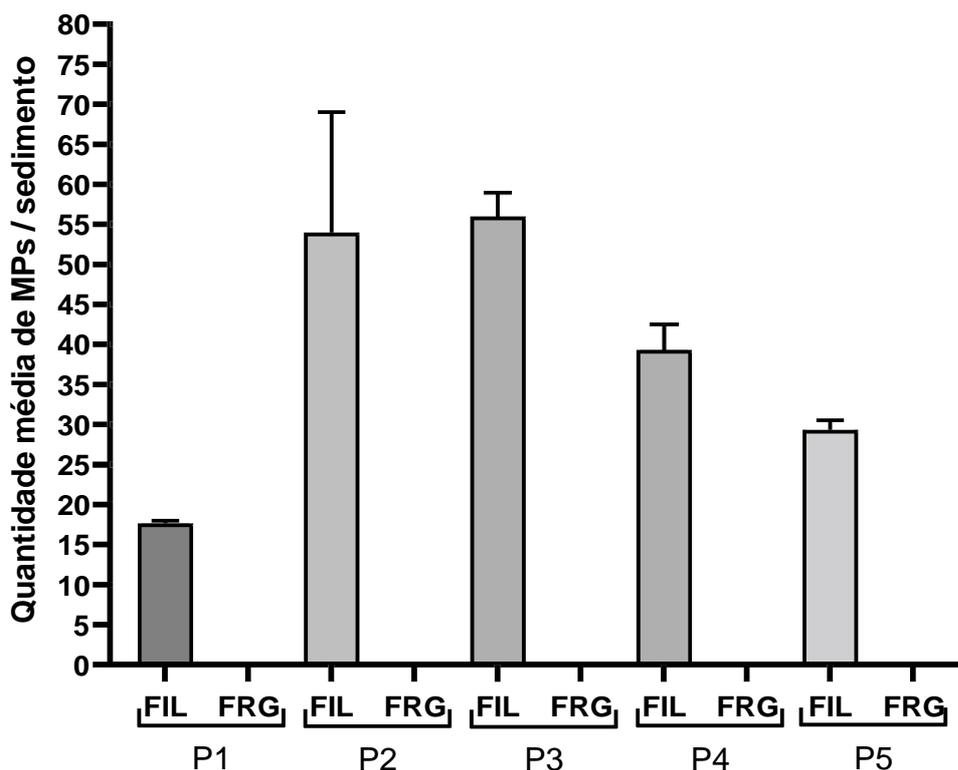


Figura 10. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de sedimento.

4.5 Tecidos

4.5.1 Brânquias

Nas amostras de brânquias, o P3 apresentou a maior quantidade de MPs, seguido do P4, P2, P5 e por fim, P1. O teste de Kruskal-Wallis mostrou significância ($p = 0.0015$) e de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, houve diferença significativa entre os pontos: P3 e P1 ($p = 0.0009$), P3 e P2 ($p = 0.0321$) e P3 e P5 ($p = 0.0313$) (Figura 11).

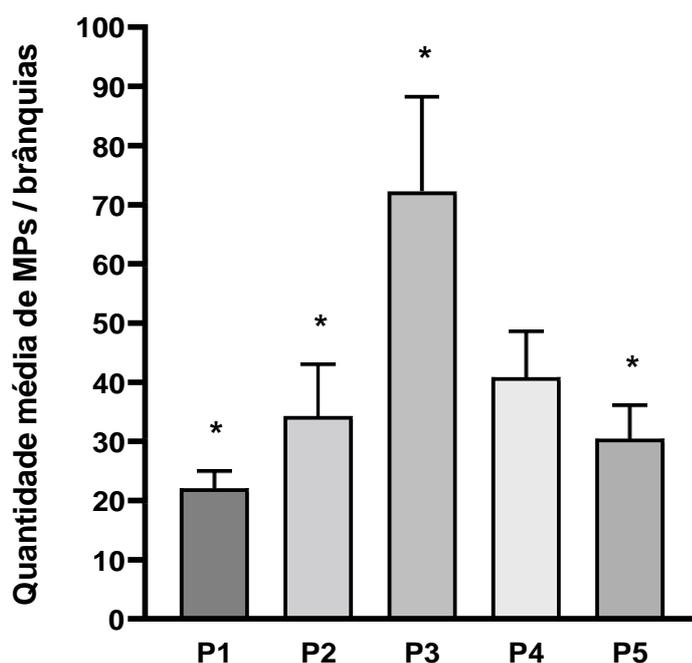


Figura 11. Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras de brânquias de *S. brasiliensis* dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. *Diferença significativa entre os pontos.

Quanto aos tipos de MPs, a presença de filamentos (FIL) foi absoluta e extremamente abundante, especialmente quando comparada com a abundância de fragmentos (FRG) encontrados. O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa ($p = 0.0001$) e de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, houve diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs: P3 FIL e P3 FRG ($p = 0.0001$), P3 FIL e P4 FRG ($p = 0.0003$), P3 FIL e P5 FRG ($p = 0.0276$), P3 FRG e P4 FIL ($p = 0.0085$), P4 FIL e P4 FRG ($p = 0.0459$) (Figura 12).

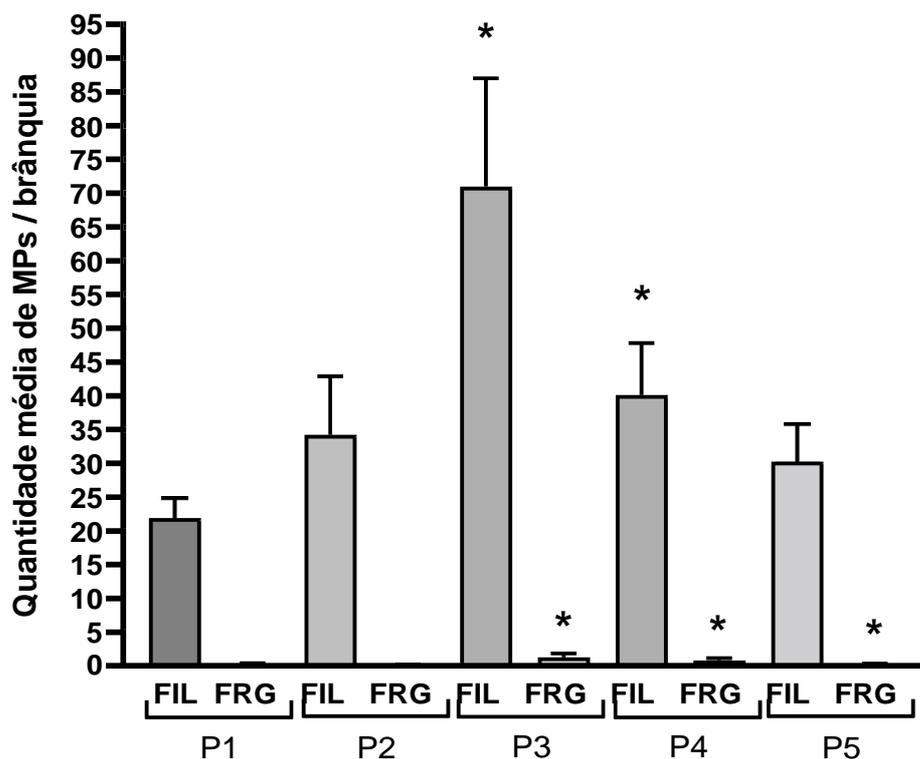


Figura 12. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de brânquias de *S. brasiliensis* dos 10 indivíduos de cada ponto amostral.
* Diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs.

4.5.2 Glândula digestiva

Nas amostras de glândula digestiva, o P3 apresentou a maior quantidade de MPs, seguido do P4, P2, P5 e por fim, P1. O teste de Kruskal-Wallis mostrou significância ($p = 0.0001$) e de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, houve diferença significativa entre os pontos: P1 e P3 ($p = 0.0001$), P1 e P4 ($p = 0.0052$), P2 e P3 ($p = 0.0486$), P3 e P5 ($p = 0.0034$) (Figura 13).

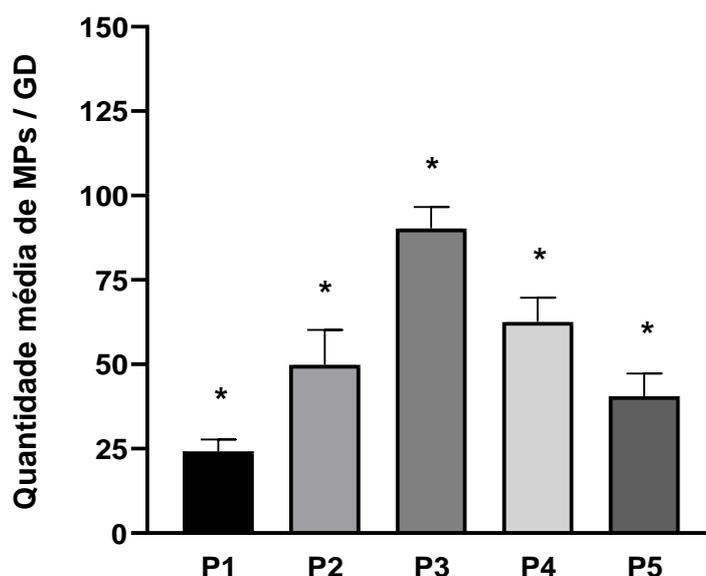


Figura 13. Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras de glândula digestiva de *S. brasiliensis* dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. *Diferença significativa entre os pontos.

Quanto aos tipos de MPs, a presença de filamentos (FIL) foi absoluta e extremamente abundante, especialmente quando comparada com a abundância de fragmentos (FRG) encontrados. O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa ($p = 0.0001$) e de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, houve diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs: P1 FIL e P3 FIL ($p = 0.0161$), P2 FIL e P2 FRG ($p = 0.0484$), P2 FRG e P3 FIL ($p = 0.0001$), P2 FRG e P4 FIL ($p = 0.0013$), P3 FIL e P3 FRG ($p = 0.0001$), P3 FIL e P4 FRG ($p = 0.0418$), P3 FIL e P5 FRG ($p = 0.0174$), P3 FRG e P4 FIL ($p = 0.0011$) (Figura 14).

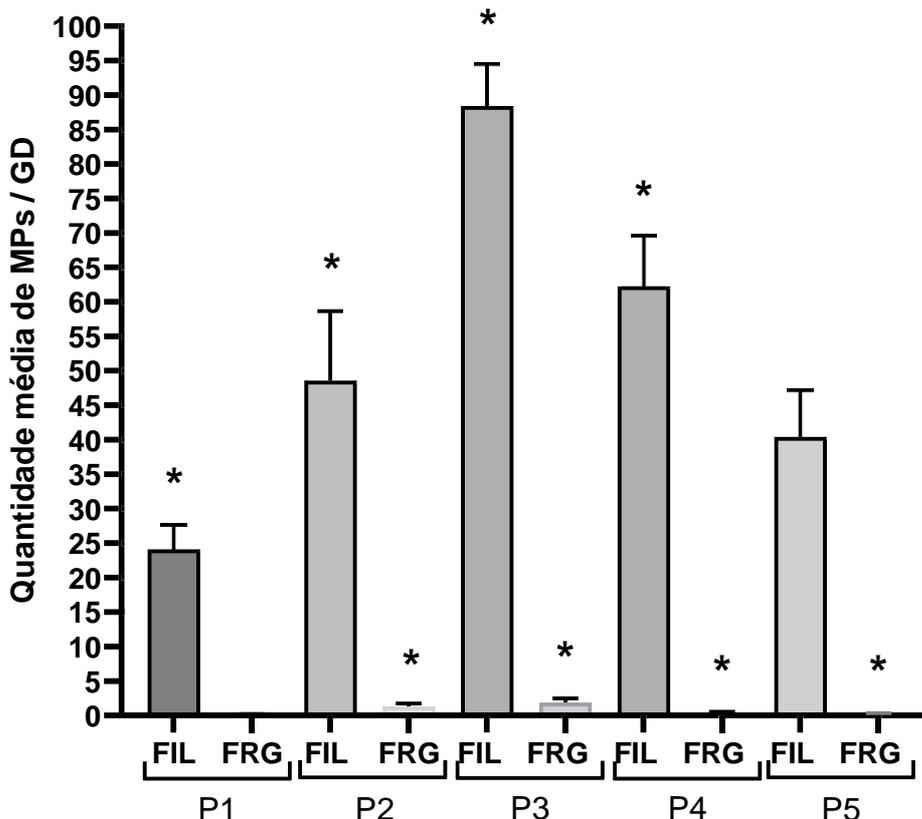


Figura 14. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de glândula digestiva de *S. brasiliensis* dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs.

4.5.3 Restante do corpo

Nas amostras do restante do corpo, o P3 apresentou a maior quantidade de MPs, seguido do P4, P2, P5 e por fim, P1. O teste de Kruskal-Wallis mostrou significância ($p < 0.0001$) e de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, houve diferença significativa entre os pontos: P1 e P3 ($p < 0.0001$), P1 e P4 ($p = 0.0052$), P2 e P3 ($p = 0.0486$), P3 e P5 ($p = 0.0034$) (Figura 15).

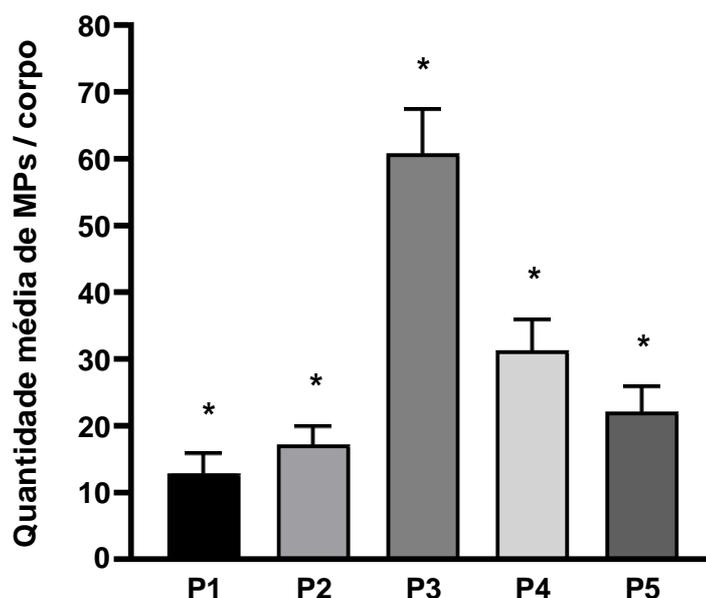


Figura 15. Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras do restante do corpo de *S. brasiliensis* dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos.

Quanto aos tipos de MPs, a presença de filamentos (FIL) foi absoluta e extremamente abundante, especialmente quando comparada com a abundância de fragmentos (FRG) encontrados. O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa ($p < 0.0001$) e de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, houve diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs: P1 FIL e P3 FIL ($p = 0.0161$), P2 FIL e P2 FRG ($p = 0.0484$), P2 FRG e P3 FIL ($p = 0.0001$), P2 FRG e P4 FIL ($p = 0.0013$), P3 FIL e P3 FRG ($p = 0.0001$), P3 FIL e P4 FRG ($p = 0.0418$), P3 FIL e P5 FRG ($p = 0.0174$), P3 FRG e P4 FIL ($p = 0.0011$) (Figura 16).

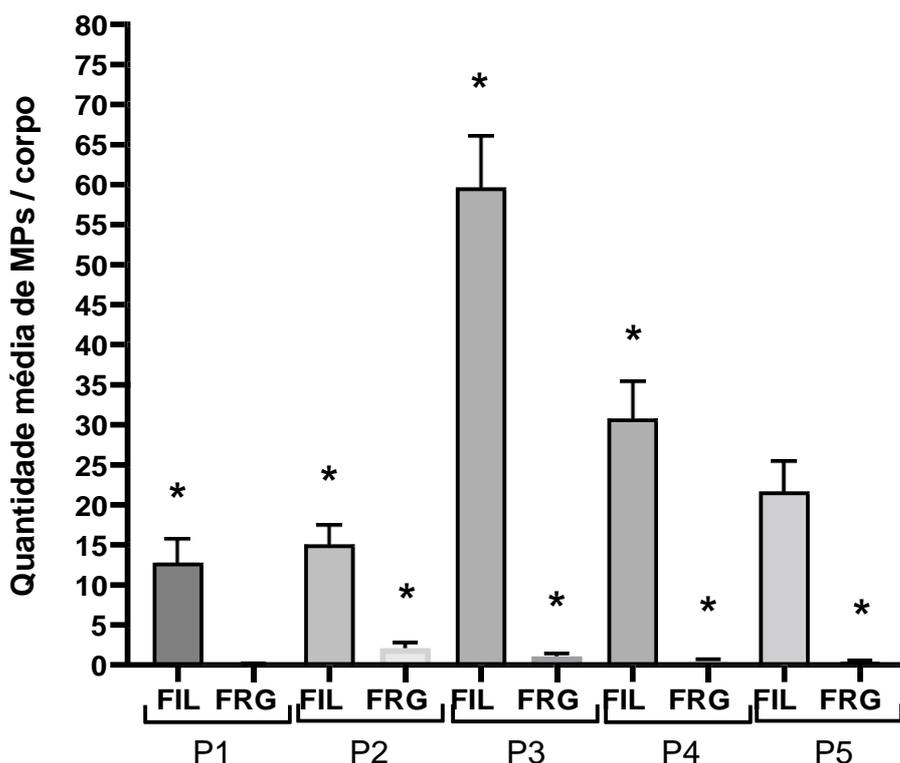


Figura 16. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras do restante do corpo de *S. brasiliensis* dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos e os tipos de MPs.

4.5.4 Comparação entre os tecidos

A Figura 17 apresenta a comparação entre a distribuição de MPs encontrados nos três tipos de tecidos de *S. brasiliensis*. No P3 há a maior quantidade de MPs nos três tecidos, em contrapartida, no P1, há a menor quantidade de MPs nos mesmos três tecidos. O teste de Kruskal-Wallis mostrou significância ($p < 0.0001$) e de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, houve diferença significativa entre os pontos e tecidos: P1 BRQ e P3 BRQ ($p = 0.0273$), P1 BRQ e P3 GD ($p = 0.0003$), P1 BRQ e P3 CRP ($p = 0.0497$), P1 BRQ e P4 GD ($p = 0.0273$), P1 GD e P3 GD ($p = 0.0010$), P1 CRP e P2 GD ($p = 0.0167$), P1 CRP e P3 BRQ ($p < 0.0001$), P1 CRP e P3 GD ($p < 0.0001$), P1 CRP e P3 CRP ($p = 0.0002$), P1 CRP e P4 GD ($p < 0.0001$), P2 BRQ e P3 GD ($p = 0.0195$), P2 CRP e P3 BRQ ($p = 0.0013$), P2 CRP e P3 GD ($p < 0.0001$), P2 CRP e P3 CRP ($p = 0.0030$), P2 CRP e P4 GD ($p = 0.0015$), P3 BRQ e P5 CRP ($p =$

0.0212), P3 GD e P4 CRP ($p = 0.0313$), P3 GD e P5 BRQ ($p = 0.0140$), P3 GD e P5 CRP ($p = 0.0002$), P3 CRP e P5 CRP ($p = 0.0447$), P4 GD e P5 CRP ($p = 0.0244$).

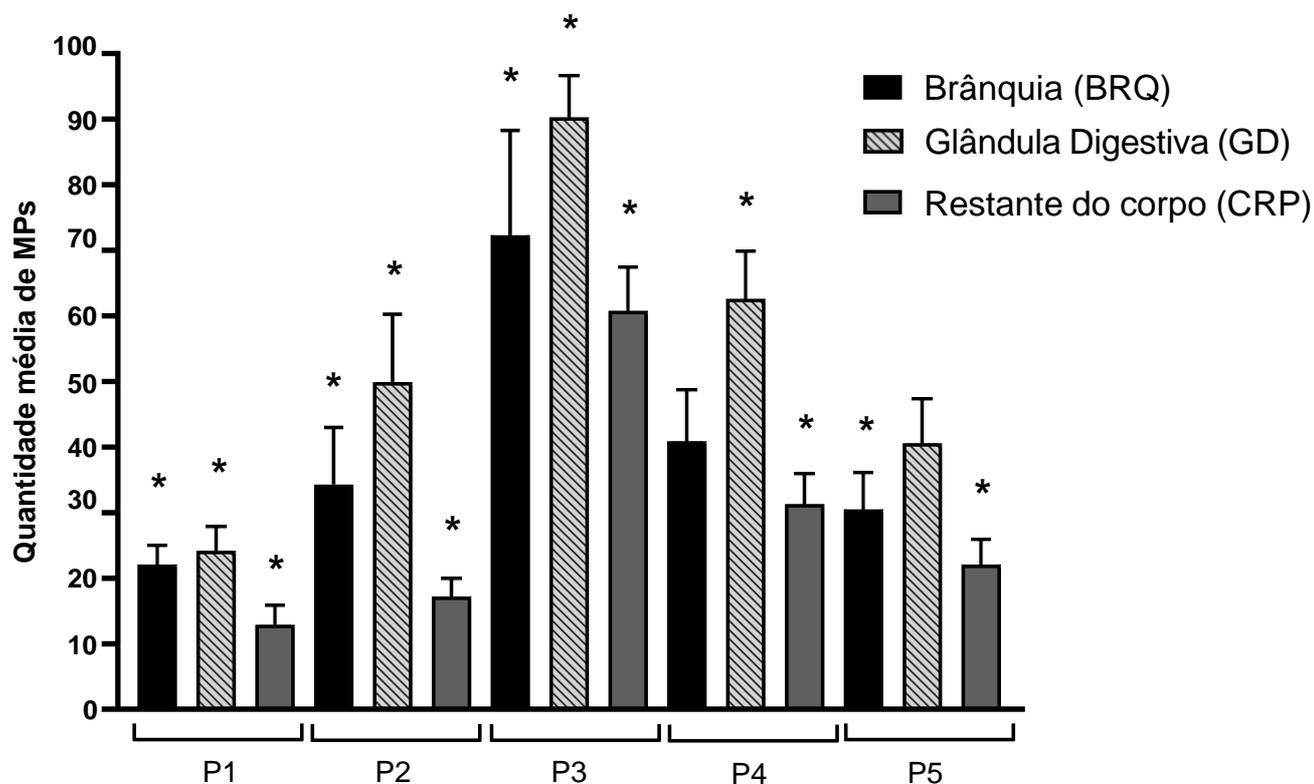


Figura 17. Média + Erro Padrão dos MPs (filamentos e fragmentos) encontrados nas amostras de tecido (brânquias, glândula digestiva e restante do corpo) de *S. brasiliensis* dos 10 indivíduos de cada ponto amostral. * Diferença significativa entre os pontos e tecidos de *S. brasiliensis*.

As Figuras de 7 a 17 apresentadas acima demonstram os testes estatísticos realizados no programa GraphPad Prism 9.3.0. Analisando os dados, é possível observar nitidamente a repetição dos mesmos padrões que ocorreram com os dados brutos demonstrados na sessão anterior: (I) o P3, é sempre o ponto com maior quantidade de MPs; (II) o P1 é sempre o ponto com a menor quantidade de MPs e (III) a discrepância entre esses pontos — com maior e menor quantidade de MPs — é bastante expressiva. Ademais, analisando os dados levando em conta as regiões — Norte, Central e Sul — fica nítido que a abundância de MPs é consideravelmente maior no setor mais urbanizado.

4.6 Comparação entre as matrizes

De acordo com os dados obtidos a partir do teste de Correlação de Spearman, houve uma correlação positiva entre água e tecido ($r = 1$). Além disso, o teste também apontou uma diferença significativa ($p = 0.01$), estabelecendo, portanto, uma correlação forte e consistente entre as variáveis (Figura 18).

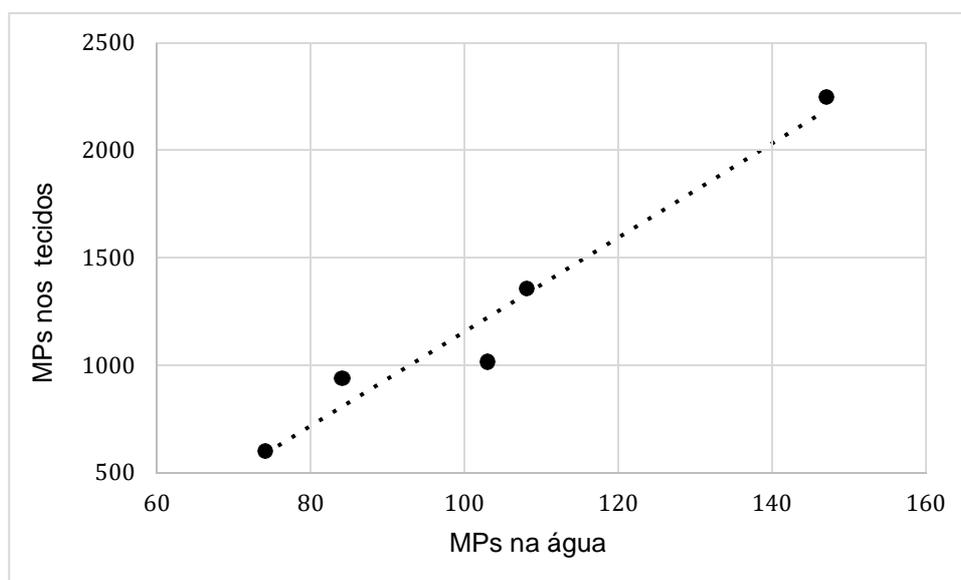


Figura 18. Gráfico de dispersão com destaque para a linha de tendência linear indicando uma correlação positiva entre MP's no tecido e na água.

4.7 Espectroscopia Raman

Diversos exemplares de MP's foram selecionados para análise no Espectrômetro Raman, considerando a matriz onde foram encontrados. Entretanto, devido a dificuldades metodológicas e tempo disponível para uso do equipamento, apenas três espectros foram gerados com qualidade suficiente para identificação dos polímeros. Os espectros gerados a partir do teste foram comparados com dados da literatura (ZHAO; ZHU; LI, 2015; PENG *et al.*, 2018) com o objetivo de identificar o tipo de polímero que compõe a partícula de MP's. A partir disso, os MP's foram classificados em três diferentes polímeros: poliuretano, polietileno e poliéster (Figura 19).

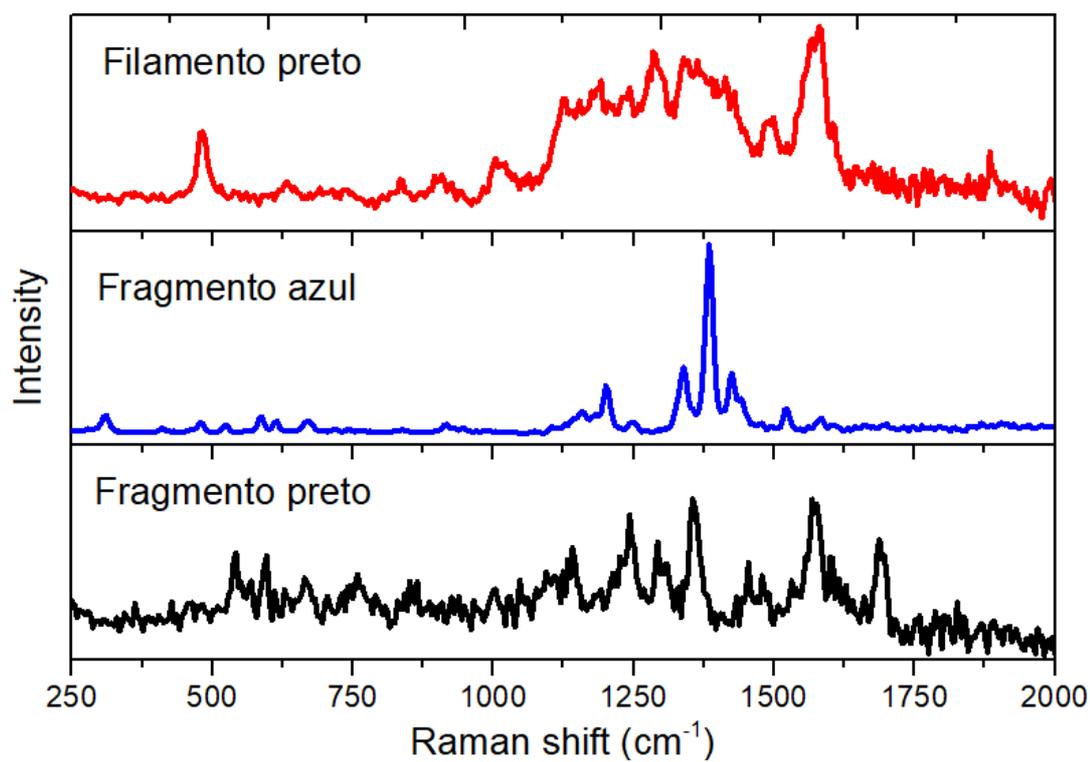


Figura 19. Dados da Espectroscopia Raman: filamento preto: poliuretano (PUR); fragmento azul: polietileno (PE); fragmento preto: poliéster (PES).

5 DISCUSSÃO

O presente estudo teve como objetivo geral: comparar a distribuição e a abundância de microplásticos encontrados na água do mar, no sedimento e nos diferentes tecidos de *Stramonita brasiliensis* coletados em praias submetidas à diferentes níveis de urbanização e impactos antrópicos. Diante desse objetivo, duas hipóteses foram estabelecidas: (1) como os MPs são onipresentes e observados regularmente em organismos aquáticos (por exemplo, moluscos gastrópodes e bivalves), pressupõe-se que essas partículas sejam encontradas nos tecidos de *S. brasiliensis* coletados na costa do Espírito Santo; e (2) as regiões mais antropizadas apresentarão maiores quantidades de MPs em todas as matrizes analisadas (água, sedimento e tecidos de *S. brasiliensis*). Os resultados obtidos corroboram de forma consistente as hipóteses levantadas, ou seja: MPs foram identificados em todas as matrizes analisadas e a região mais urbanizada apresentou uma quantidade significativamente maior de MPs.

Grandes centros urbanos são responsáveis por intervenções antrópicas severas nos ambientes costeiro e marinho, estando diretamente relacionados à abundância e distribuição de MPs nessas áreas (HUANG *et al.*, 2020). Só a título de exemplo, em junho de 2022 houve uma multa milionária (41 milhões) direcionada para a Companhia Espírito Santense de Saneamento (Cesan) por conta do despejo de efluentes *in natura* na praia da Ilha do Boi, além do levantamento feito pela Prefeitura de Vitória que identificou 36 casas da Ilha do Frade e Ilha do Boi despejando esgoto bruto no mar há 10 anos. Aliada à má gestão dos efluentes está a ocupação do território: a densidade demográfica na capital Vitória é de 3.766,92 hab/km² — a maior em todo o estado — sendo diretamente proporcional à produção e disponibilidade de lixo plástico.

Ademais, vale ressaltar que partículas de MPs foram encontradas em todos os pontos — independentemente do nível de urbanização — configurando 100% de frequência deste poluente e caracterizando-o mais uma vez como onipresente, conforme estabelecido pela literatura (ZALASIEWICZ *et al.*, 2016; ZHOU *et al.*, 2018; DOYLE *et al.*, 2020). Por meio do Espectrômetro Raman foi possível identificar a composição química de três MPs — filamento preto, fragmento azul, e fragmento preto

— classificados respectivamente em: poliuretano, polietileno e poliéster. A limitação no número de análises feitas no Raman aconteceu por alguns fatores: só há um equipamento na UFES e existe uma fila de pesquisadores para utilizá-lo, gerando sobrecarga de uso. Lamentavelmente, durante o trabalho o equipamento precisou de manutenção (algumas vezes). De qualquer forma, outras análises no Raman estão em andamento e mais dados poderão ser incluídos na versão para publicação do presente estudo.

Finalmente, perante esta realidade, surgem reflexões e preocupações, sobretudo relacionadas à dois principais fatores: a espécie de gastrópode utilizada nesse estudo participa de diversas cadeias tróficas e também é utilizada para consumo humano. Como já descrito por (NELMS *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2022) a transferência de MPs entre os diversos níveis tróficos é uma realidade, portanto, trabalhos futuros podem analisar — quantitativamente e qualitativamente — as consequências da biomagnificação na saúde dos organismos da biota marinha local e também da saúde humana.

5.1 Microplásticos encontrados nas amostras de água

Os plásticos chegam aos oceanos por diversas vias diretas e indiretas, como descarte indevido de efluentes domésticos e industriais, sistemas pluviais, deságue de rios e pelas atividades pesqueiras e portuárias, onde podem permanecer na superfície do mar e formar verdadeiras ilhas de plástico (LEBRETON *et al.*, 2018; LEONARD; LUCAS, 2020) ou decantar e se assentar no sedimento, tanto de mar profundo quanto costeiro (UDDIN *et al.*, 2021). Com o passar do tempo, esse lixo plástico é degradado por meio de ações bio-físico-químicas (ANDRADY, 2011) e se transforma em microplástico, sendo facilmente transportado por correntes marítimas e também pelo vento. Portanto, analisar a água do mar é uma forma bastante eficiente para identificar esse poluente no ambiente marinho como já demonstrado por Cole *et al.*, (2014); Chen *et al.*, (2017); Qi *et al.*, (2020).

Os resultados obtidos no presente estudo indicam uma grande abundância e uma extensa distribuição de MPs na água do mar ao longo da costa do Espírito Santo. Em todas as amostras analisadas foram encontrados filamentos de MPs, configurando

uma frequência de 100% de poluição. De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, houve diferença significativa entre os pontos amostrais, que provavelmente se explica pela discrepância entre as quantidades de MPs encontrados nos pontos da região central e nas regiões adjacentes. O P3 apresentou a maior quantidade de MPs, seguido pelo P4 e P2. Esses três pontos estão localizados na capital Vitória e sofrem efeitos diretos da urbanização intensa, que contribui diretamente para a disponibilidade de lixo plástico no local. Os P3 e P2 estão próximos ao Canal da Passagem — que age como fonte de MPs para o oceano, uma vez que o lixo plástico representa a maior quantidade de resíduos sólidos recolhidos no local (MARTINS *et al.*, 2011) —, ao Píer de Iemanjá, ao calçadão da praia de Camburi, ao Complexo Portuário de Tubarão e, além disso, também há atividade pesqueira no local. O P4 está localizado na Ilha do Boi, margeando a entrada da Baía de Vitória, onde o braço principal do Rio Santa Maria deságua e por onde os navios atravessam em direção ao Porto de Vitória. Apesar da Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição Causada por Navios (MARPOL) ter estabelecido em 1988 a proibição do descarte de lixo plástico no mar, navios e pequenas embarcações continuam sendo considerados fatores fundamentais para a presença de plástico nos oceanos (RILEY, *et al.*, 2019). Em contrapartida, os P1 e P5, que apresentaram as menores concentrações de MPs, estão localizados em regiões com muito menos influências antrópicas, sendo menos expostos aos detritos plásticos. Apesar dos fatores citados serem extremamente significantes para a presença de MPs no local de análise, há a necessidade do desenvolvimento de estudos mais aprofundados, especialmente envolvendo monitoramentos de longa duração e com uma abordagem ecológica interdisciplinar, a fim de entender melhor os fatores bióticos e abióticos que interferem na disponibilidade de plástico no ambiente.

Quanto aos tipos de MPs, a presença de filamentos foi absoluta em todas as amostras analisadas e não foram encontrados fragmentos. De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, houve diferença significativa, provavelmente por conta da ausência de fragmentos nos pontos analisados. A predominância de filamentos é um resultado recorrente em vários estudos envolvendo MPs (GAGO *et al.*, 2018; DOYLE *et al.*, 2019; BRAHNEY *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2021), corroborando os dados aqui obtidos. Conforme Woodall *et al.*, (2014), os plásticos podem ser separados em duas categorias: os mais densos e os menos densos que a água do mar, sendo que os menos densos tendem a boiar — por serem extremamente leves — e, em geral, são categorizados como filamentos. Além disso, quando afundam, podem ser

ressuspendidos por fatores como o fluxo de marés e a movimentação dos organismos aquáticos. Portanto, a disponibilidade de filamentos na coluna d'água, principalmente em regiões costeiras caracterizadas por seu alto dinamismo, torna-se constante.

5.2 Microplásticos encontrados nas amostras de sedimento

Os sedimentos costeiros são considerados um dos principais destinos dos lixos plásticos do planeta. No Brasil, materiais à base de plástico correspondem a mais de 70% de todos os resíduos sólidos coletados em 155 praias das quatro regiões — Norte, Nordeste, Sul e Sudeste — (Atlas do Plástico, 2020). Uma das estratégias para reduzir a sujeira nas praias são as mobilizações populares, que partem tanto de iniciativas governamentais quanto das Organizações Não Governamentais. No Espírito Santo, no “Dia Mundial da Limpeza” em 2021, foram coletadas 7 toneladas de lixo nas praias de Vitória e Vilha Velha em apenas um dia (A Gazeta, 2021).

O macroplástico que permanece nos ambientes costeiros é rapidamente fragmentado. Esse processo é mais eficaz nas praias do que na água do mar, devido à alta incidência de radiação UV, abrasão física por ondas e disponibilidade de oxigênio (GESAMP, 2015). De acordo com Covernton *et al.*, (2019), os MPs são espalhados mais facilmente em praias com faixa de areia do que em praias com cascalho, configurando uma ampla distribuição ao longo das praias urbanas.

No presente estudo, os resultados obtidos a partir da análise das amostras de sedimento indicam — assim como nas amostras de água — uma grande abundância e uma extensa distribuição de MPs no sedimento costeiro ao longo da costa do Espírito Santo. Em todas as amostras analisadas foram encontrados filamentos de MPs, configurando uma frequência de 100% de poluição. Não foram encontrados fragmentos e a hipótese mais provável para explicar esse fato é a metodologia de extração dos MPs, que pode ter sido insuficiente. Considerando que fragmentos são mais densos e tendem a afundar rapidamente, a agitação do becker contendo água e sedimento pode não ter ressuspendido e desprendido os fragmentos do sedimento. De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, houve diferença significativa, que provavelmente se explica pela discrepância entre as quantidades de MPs encontrados nos pontos da região central e nas regiões adjacentes. Seguindo a mesma tendência das amostras de água,

os sedimentos coletados no P3 apresentaram a maior quantidade de MPs e os coletados no P1 a menor. Ainda em relação ao P3, Costa *et al.*, (2021) trabalharam neste ponto, utilizando uma espécie de poliqueta (*Phragmatopoma caudata*) como objeto de estudo e identificaram grandes quantidades de MPs aderidos aos tubos de areia construídos pelos organismos, demonstrando contaminação no sedimento do local, assim como no presente estudo. As possíveis explicações acerca do padrão de distribuição dos MPs foram detalhadas no tópico anterior e, de forma geral, envolvem basicamente a diferença no nível de urbanização e impactos antrópicos em cada ponto amostral, assim como indicado em outros estudos (SATHISH; JEYASANTA; PATTERSON, 2019; GARCÉS-ORDÓÑEZ *et al.*, 2020).

5.3 Microplásticos encontrados nas amostras de tecidos de *Stramonita brasiliensis*

A classe Gastropoda é conhecida por ter uma irradiação adaptativa de extremo sucesso, ocupando diversos nichos ecológicos nos ambientes terrestre, dulcícola e marinho (BRUSCA, 2018). De forma geral, são considerados organismos sensíveis a alterações ambientais e por isso são amplamente utilizados como bioindicadores em diversos estudos (REGUERA; COUCEIRO; FERNÁNDEZ, 2018; BAIRI; SIFI; KILANI-MORAKCHI, 2020; SRIVASTAVA; SINGH; KUMAR SRIVASTAVA, 2020; SYAHRAL; DESRITA; EZRANETI, 2021). Logo, estabelecer espécies de gastrópodes como bioindicadores para a contaminação por MPs é uma ótima estratégia. Mesmo assim, conforme destacado na introdução, os trabalhos utilizando esses organismos como objeto de análise dentro dessa temática ainda são incipientes.

Diante dos resultados obtidos no presente estudo, o gastrópode marinho *S. brasiliensis* se concretiza como um ótimo bioindicador para poluição por MPs. Em todos os organismos analisados — independentemente do ponto — foram encontrados MPs, estabelecendo uma frequência de 100% de contaminação por este poluente. Em apenas 50 espécimes examinados foram identificadas 6.125 partículas de MPs. Em relação à distribuição e abundância de MPs, as amostras de tecido seguiram o mesmo padrão das amostras de água e sedimento, ou seja, os organismos coletados no P3

apresentaram a maior quantidade de MPs e os coletados no P1 a menor. De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, houve diferença significativa entre os pontos em todos os tecidos analisados, seguindo o mesmo padrão das duas matrizes apresentadas anteriormente. O teste de Correlação de Spearman indicou uma correlação positiva e bastante significativa na análise entre água e tecido, demonstrando, portanto, que a quantidade de MPs disponíveis no ambiente aquático e encontrados nos tecidos de *S. brasiliensis* são diretamente proporcionais.

Quanto aos tipos de MPs, os filamentos foram predominantes, seguindo o padrão encontrado nas demais matrizes. Também foram encontrados alguns poucos fragmentos, fato que não ocorreu nas amostras de água e de sedimento. De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, houve diferença significativa entre os tipos de MPs e os pontos amostrais, provavelmente por conta da discrepância entre fragmentos e filamentos.

No que diz respeito a comparação entre a abundância de MPs encontrados nos três tipos de tecidos de *S. brasiliensis*, os resultados estabelecem a glândula digestiva como o órgão com maior quantidade de MPs, seguido das brânquias e por fim o restante do corpo do organismo. Esses resultados refletem objetivamente a fisiologia do gastrópode: por meio da sua dieta carnívora, tendo como base alimentar principalmente bivalves, o organismo está ingerindo MPs que são direcionados para a glândula digestiva; já as brânquias — que possuem cílios com a função de promover o fluxo de água para o interior do organismo — estão retendo partículas de MPs no momento em que a água do mar circula por elas.

A glândula digestiva é um órgão que possui várias células diferenciadas e com funções especializadas, tais como a produção de enzimas, digestão intracelular, absorção de nutrientes e defesa antioxidante (BRUSCA, 2018). Alguns estudos indicam que a presença de MPs está correlacionada justamente com a diminuição na absorção de nutrientes e queda da imunidade de vários organismos aquáticos (KOLANDHASAMY *et al.*, 2018; LEI *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2019; QIAO *et al.*, 2019). Já as brânquias (ou ctenídios) são fundamentais para o processo de trocas gasosas (VOLTZOW, 2015). Portanto, tendo em vista a abundância de MPs em ambos os órgãos, há a possibilidade dessas partículas interferirem diretamente na saúde e na sobrevivência dos organismos. Buscando elucidar essas hipóteses, trabalhos futuros podem ter como objetivo principal analisar os efeitos da presença de MPs nos tecidos

de *S. brasiliensis* e, portanto, entender se há consequências na fisiologia e no hábito de vida do organismo.

Por fim, uma outra preocupação relacionada à contaminação por MP's se dá sobre sua interação com diversos contaminantes presentes nos ambientes. Estudos associando poluentes orgânicos persistentes (POP's) com a presença de microplásticos têm ganhado grande foco. POP's são poluentes existentes no ambiente há muito tempo, pois possuem grande resistência à degradação, sendo prioritariamente compostos por pesticidas e produtos químicos industriais como bifenilos policlorados (PCB's) e éteres difenílicos polibromados (PBDE's), entre outros (ALHARBI *et al.*, 2018). Tais poluentes causam riscos tanto à biota quanto à saúde humana, devido ao seu potencial de bioacumulação, conforme demonstrado (HECTORS *et al.*, 2011; VAFEIADI *et al.*, 2014; ZONG *et al.*, 2018). Uma vez que os MP's possuem facilidade para a adsorção de compostos, eles podem agir como reservatórios e transportadores desses poluentes (BAKIR *et al.*, 2014, RODRIGUES *et al.*, 2019).

6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos confirmam que os microplásticos estão ampla e abundantemente distribuídos no ambiente costeiro além de indicarem que há uma relação diretamente proporcional entre urbanização e disponibilidade deste contaminante no ecossistema marinho. Além disso, o gastrópode marinho *Stramonita brasiliensis* se concretiza como um ótimo bioindicador para este poluente, sendo necessários novos estudos para compreender as consequências diretas e indiretas dessa contaminação.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIDLI, S.; LAHBIB, Y.; TRIGUI EL MENIF, N. Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, n. December 2018, p. 243–252, 2019.

ALHARBI, O. M. L. *et al.* Health and environmental effects of persistent organic pollutants. **Journal of Molecular Liquids**, v. 263, p. 442–453, 2018.

AKINDELE, E. O.; EHLERS, S. M.; KOOP, J. H. E. First empirical study of freshwater microplastics in West Africa using gastropods from Nigeria as bioindicators. **Limnologica**, v. 78, n. July, p. 125708, 2019.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011.

BAIRI, Y.; SIFI, K.; KILANI-MORAKCHI, S. Biomarkers response in the snail *Cornu aspersum* (Gastropoda, Helicidae) used as bioindicator of soil pollution in extreme Northeast of Algeria. **Ecology, Environment and Conservation**, v. 26, n. 1, 2020.

BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 140, p. 14–21, 2014.

BAPTISTA NETO, J. A. *et al.* Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 169, n. December 2018, p. 247–253, 2019.

BEN-HADDAD, Mohamed *et al.* Microplastics pollution in sediments of Moroccan urban beaches: The Taghazout coast as a case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 180, p. 113765, 2022.

BOM, Fabio Cavalca; SÁ, Fabian. Are bivalves a source of microplastics for humans? A case study in the Brazilian markets. **Marine Pollution Bulletin**, p. 113823, 2022.

BOURGUIGNON, N. Cesan é multada em R\$ 41 milhões por jogar esgoto na praia da Ilha do Boi. **A Gazeta**, Espírito Santo, 22 jun. 2022. Cotidiano. Disponível em:

<<https://www.agazeta.com.br/es/cotidiano/cesan-e-multada-em-r-41-milhoes-por-jogar-esgoto-na-praia-da-ilha-do-boi-0622>>.

BRAHNEY, J. et al. Plastic rain in protected areas of the United States. **Science**, v. 368, n. 6496, p. 1257–1260, 2020.

BRUSCA, R.C.; MOORE, W. & SHUSTER, S. M. Invertebrados. 3^a ed. Rio de Janeiro: **Guanabara Koogan**. 2018. 1252 p.

CACCIATORE, F. et al. Imposex in *Nassarius nitidus* (Jeffreys, 1867) as a possible investigative tool to monitor butyltin contamination according to the Water Framework Directive: A case study in the Venice Lagoon (Italy). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 148, p. 1078–1089, 2018.

CANESI, L. et al. Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus*. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 34–40, 2015.

CARON, A. G. M. et al. Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, n. September 2017, p. 743–751, 2018.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240–1241, 1972.

CASTRO, R. O. et al. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 555–558, 2016.

CEDERVALL, T. et al. Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish. **PLoS ONE**, v. 7, n. 2, p. 1–6, 2012.

CHEN, Minglong et al. Assessment of microplastics derived from mariculture in Xiangshan Bay, China. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1146-1156, 2018.

COLE, M. et al. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 2, p. 1130–1137, 2015.

COLE, Matthew et al. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. **Scientific reports**, v. 4, n. 1, p. 1-8, 2014.

COLLARD, F. et al. Detection of Anthropogenic Particles in Fish Stomachs: An Isolation Method Adapted to Identification by Raman Spectroscopy. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 331–339, 2015.

COSTA, M. B. DA *et al.* Quantitative evaluation of microplastics in colonies of *Phragmatopoma caudata* Krøyer in Mörch, 1863 (Polychaeta-Sabellariidae): Analysis in sandcastles and tissues and identification via Raman spectroscopy. **Marine Pollution Bulletin**, v. 165, n. August 2020, p. 112127, 2021.

COSTA, M. F. *et al.* On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 168, n. 1–4, p. 299–304, 2010.

COVERNTON, G. A. *et al.* Microplastics in Bivalves and their Habitat in Relation to Shellfish Aquaculture Proximity in Coastal British Columbia, Canada. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 11, p. 357–374, 2019.

DA COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. A. P. **Microplastics – Occurrence, Fate and Behaviour in the Environment**. [s.l.] Elsevier Ltd, 2017. v. 75

DEKIFF, J. H. *et al.* Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 248–256, 2014.

DOYLE, D. *et al.* Low levels of microplastics recorded from the common periwinkle, *Littorina littorea* on the west coast of Ireland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, n. September, p. 110645, 2019.

DOYLE, D. *et al.* Current environmental microplastic levels do not alter emergence behaviour in the intertidal gastropod *Littorina littorea*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, n. January, p. 110859, 2020.

EL AYARI, T. *et al.* The effect of size and epibiotic barnacles on imposex in *Stramonita haemastoma* collected from the northern coast of Tunisia. **Marine Biology Research**, v. 11, n. 3, p. 313–320, 2015.

EUROPE, Plastic. **Plastics – the facts 2021**. **PlasticEurope**, v. 1, p. 1-34, 2021.

FERNANDEZ, M. A. *et al.* Imposex and surface sediment speciation: A combined approach to evaluate organotin contamination in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 59, n. 5, p. 435–452, 2005.

FRANÇA, M. A. et al. Imposex and ecological quality status in *Stramonita brasiliensis*

(Claremount & Reid, 2011): A temporal (2007 to 2018) and spatial evaluation on the southeastern coast of Brazil. **Journal of Sea Research**, v. 174, n. December 2020, 2021.

FUNDAÇÃO HEIRINCH BÖLL STIFITUNG. Atlas do Plástico: fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. 1º ed. Rio de Janeiro. Brasil, 2020.

GAGO, J. et al. Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, n. July 2017, p. 365–376, 2018.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. et al. Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific coast of Colombia. **Environmental Pollution**, v. 267, 2020.

GESAMP. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. In: Kershaw PJ, Rochman CM (eds) IMO/FAO/UNESCO IOC/UNIDO/WMO/ IAEA/UN/UNEP/UNDP joint group of experts on the scientific aspects of marine environmental protection. Reports and studies series. **GESAMP** No. 93, International Maritime Organization, London, p 220, 2016.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production , use , and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. July, p. 25–29, 2017.

GUTOW, L. et al. Gastropod pedal mucus retains microplastics and promotes the uptake of particles by marine periwinkles. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 688–696, 2019.

HALL, N. M. et al. Microplastic ingestion by scleractinian corals. **Marine Biology**, v. 162, n. 3, p. 725–732, 2015.

HECTORS, T. L. M. *et al.* Environmental pollutants and type 2 diabetes: A review of mechanisms that can disrupt beta cell function. **Diabetologia**, v. 54, n. 6, p. 1273–1290, 2011.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060–3075, 2012.

HUANG, Y. et al. Coupled effects of urbanization level and dam on microplastics in surface waters in a coastal watershed of Southeast China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, n. January, p. 111089, 2020.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Estimativas da População. **IBGE**. Acesso em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=resultados>>. 2022.

JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 764–768, 2015.

JANSSENS, L.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Dangerous microplastics in topshells and anemones along the north coast of Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, n. PA, p. 112945, 2021.

KÄPPLER, A. et al. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 408, n. 29, p. 8377–8391, 2016.

KOLANDHASAMY, P. et al. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 635–640, 2018.

KÜHN, Susanne *et al.* The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1-2, p. 86-90, 2017.

LARANJEIRO, F. et al. Tributyltin pollution biomonitoring under the Water Framework Directive: Proposal of a multi-species tool to assess the ecological quality status of EU water bodies. **Ecological Indicators**, v. 57, p. 525–535, 2015.

LEBRETON, L. et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Scientific Reports**, p. 1–15, 2018.

LEI, L. et al. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. **Science of the Total Environment**, v. 619–620, p. 1–8, 2018.

LEONARD, E.; LUCAS, M. Identifying plastic accumulation zones in coastal seas: The Roatan Island case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, n. March, p. 111077, 2020.

LIU, Z. et al. Effects of microplastics on the innate immunity and intestinal microflora of juvenile *Eriocheir sinensis*. **Science of the Total Environment**, v. 685, p. 836–846,

2019.

MARTINS, B. S.; BARRETO, F. T. C.; MENANDRO, P. S.; BISI JUNIOR, R. C.; MENDES, R. S.; MARTINS, T. R.; QUARESMA, V. S. Representatividade Do Plástico Na Composição Dos Resíduos Sólidos Acumulados No Manguezal Do Canal Da Passagem (Vitória – Es). **XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar – XIV COLACMAR**, 2011.

MOREIRA, F. T. et al. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 313–321, 2016.

NELMS, S. E. et al. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators *. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 999–1007, 2018.

OTEGUI, M. B. P. *et al.* Imposex response in shell sizes of intertidal snails in multiple environments. **Journal of Sea Research**, v. 147, n. November 2018, p. 10–18, 2019.

QI, Huaiyuan et al. Microplastics occurrence and spatial distribution in seawater and sediment of Haikou Bay in the northern South China Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 239, p. 106757, 2020.

QIAO, R. et al. Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. **Science of the Total Environment**, v. 662, p. 246–253, 2019.

QU, X. et al. Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 679–686, 2018.

REGUERA, P.; COUCEIRO, L.; FERNÁNDEZ, N. A review of the empirical literature on the use of limpets *Patella* spp. (Mollusca: Gastropoda) as bioindicators of environmental quality. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 148, n. July 2017, p. 593–600, 2018.

RILEY, T. *et al.* Ship-based Marine Plastic Litter. **NOAA Central Library**. [S.l: s.n.], 2019.

RODRIGUES, J. P. *et al.* Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 111, p. 252–260, 2019.

SANTANA, M. F. M. *et al.* Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 106, n. 1–2, p. 183–189, 2016.

SANTANA, M. F. M.; MOREIRA, F. T.; TURRA, A. Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: Insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 121, n. 1–2, p. 154–159, 2017.

SATHISH, N.; JEYASANTA, K. I.; PATTERSON, J. Abundance, characteristics and surface degradation features of microplastics in beach sediments of five coastal areas in Tamil Nadu, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, n. February, p. 112–118, 2019.

SCHWABL, P. *et al.* Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. **Annals of Internal Medicine**, v. 171, n. 7, p. 453–457, 2019.

SETÄLÄ, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 77–83, 2014.

SEURONT, L. Microplastic leachates impair behavioural vigilance and predator avoidance in a temperate intertidal gastropod. **Biology Letters**, v. 14, n. 11, 2018.

SILVA-CAVALCANTI, J. S.; BARBOSA DE ARAÚJO, M. C.; FERREIRA DA COSTA, M. Plastic litter on an urban beach - A case study in Brazil. **Waste Management and Research**, v. 27, n. 1, p. 93–97, 2009.

SILVA, R. Sete toneladas de lixo são retiradas das praias de Vitória e Vila Velha. **A Gazeta**, Espírito Santo, 18 set. 2021. Cotidiano. Disponível em: <<https://www.agazeta.com.br/es/cotidiano/sete-toneladas-de-lixo-sao-retiradas-de-praias-de-vitoria-e-vila-velha-0921>>.

SRIVASTAVA, A. K.; SINGH, V. K.; KUMAR SRIVASTAVA, A. Snails As Biological Monitor (Bioindicator) Snails As Biological Monitor (Bioindicator). **Asian Journal of Advances in Research**, v. 5, n. 1, p. 6–12, 2020.

SYAHRIAL; DESRITA; EZRANETI, R. *Littoraria* spp. Snail (Mollusca: Gastropoda) as a Bioindicator in the Mangrove Ecosystem. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 695, n. 1, 2021.

UDDIN, S. et al. A review of microplastic distribution in sediment profiles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, n. January, p. 111973, 2021.

VAFEIADI, M. *et al.* Persistent organic pollutants exposure during pregnancy, maternal gestational weight gain, and birth outcomes in the mother-child cohort in Crete, Greece (RHEA study). **Environment International**, v. 64, p. 116–123, 2014.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, 2013.

VAN SEBILLE, E. et al. A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 12, 2015.

VAUGHAN, R.; TURNER, S. D.; ROSE, N. L. Microplastics in the sediments of a UK urban lake. **Environmental Pollution**, v. 229, p. 10–18, 2017.

VOLTZOW, J. Endoscopy of gastropods: A novel view of the mantle cavities and gills of the keyhole limpet *Diodora aspera* and the abalone *Haliotis rufescens*. **Journal of Morphology**, v. 276, n. 7, p. 787–796, 2015.

VON MOOS, N.; BURKHARDT-HOLM, P.; KÖHLER, A. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 20, p. 11327–11335, 2012.

VROOM, R. J. E. et al. Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 987–996, 2017.

WANG, J. et al. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. **Chemosphere**, v. 171, p. 248–258, 2017.

WEGNER, A. et al. Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, n. 11, p. 2490–2497, 2012.

WESTON, J. N. J. et al. New species *Eurythenes Plasticus*. **Zootaxa**, v. 4748 (1), n.

March, p. 163–181, 2020.

WOODALL, L. C. et al. The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society Open Science**, v. 1, n. 4, 2014.

WRIGHT, S. L. et al. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. **Current Biology**, v. 23, n. 23, p. R1031–R1033, 2013.

X. PENG, M. CHEN, S. CHEN, S. DASGUPTA, H. XU, K. TA, M. DU, J. LI, Z. GUO, S. B. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. **Geochemical Perspectives Letters**, v. 9, p. 1–5, 2018.

XU, X. et al. The significance of trophic transfer in the uptake of microplastics by carnivorous gastropod *Reishia clavigera*. **Environmental Pollution**, v. 298, n. January, p. 118862, 2022.

ZALASIEWICZ, J. et al. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. **Anthropocene**, v. 13, p. 4–17, 2016.

ZAMPROGNO, Gabriela Carvalho *et al.* Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. **Science of The Total Environment**, v. 784, p. 146963, 2021.

ZHAO, S.; ZHU, L.; LI, D. Microplastic in three urban estuaries, China. **Environmental Pollution**, v. 206, n. August, p. 597–604, 2015.

ZHOU, Q. et al. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. **Geoderma**, v. 322, n. March, p. 201–208, 2018.

ZONG, G. *et al.* Persistent organic pollutants and risk of type 2 diabetes: A prospective investigation among middle-aged women in Nurses' Health Study II. **Environment International**, v. 114, n. February, p. 334–342, 2018.

Mateus Reis Milagres

"Distribuição e abundância de microplásticos em praias com diferentes níveis de antropização: análise em sedimento, água e diferentes tecidos de Stramonita brasiliensis (Claremont & D. Reid, 2011)."

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Humanas e Naturais, da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Biologia Animal.

Aprovada em 29 de agosto de 2022.

Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **MERCIA BARCELLOS DA COSTA**
Data: 30/08/2022 19:26:03-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof^a. Dr^a. Mercia Barcellos da Costa (UFES)

Orientadora e Presidente da Comissão Examinadora

Prof. Dr. Marcos Antonio dos Santos Fernandez (UERJ)

Examinador Titular Externo

Documento assinado digitalmente
 **TERESA CRISTINA RODRIGUES DOS SANTO**
Data: 30/08/2022 18:20:49-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

Prof^a. Dr^a. Teresa Cristina Rodrigues dos Santos Franco (UFMA)

Examinadora Titular Externa



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por
ROBERTA PARESQUE - SIAPE 3342367
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - PPGCBA/CCHN
Em 02/09/2022 às 15:24

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/554447?tipoArquivo=O>