

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

**Presença de microplásticos em sedimento intertidal e tecidos de bivalves economicamente importantes: avaliação pós-engordamento de trechos de praias urbanas**

**Midiã Silva de Paula**

**Vitória, ES**

**Julho, 2022**

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

**Presença de microplásticos em sedimento intertidal e tecidos de bivalves economicamente importantes: avaliação pós-engordamento de trechos de praias urbanas**

**Midiã Silva de Paula**

**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**

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

---

D278p de Paula, Midiã Silva, 1997-  
Presença de microplásticos em sedimento intertidal e tecidos de bivalves economicamente importantes: avaliação pós engordamento de trechos de praias urbanas / Midiã Silva de Paula. - 2022.  
84 f. : il.

Orientadora: Mércia Barcellos da Costa.  
Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Bivalve. 2. Plásticos. 3. Poluição marinha. I. Costa, Mércia Barcellos da. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

---

“Quando se procura geralmente se encontra alguma coisa, sem dúvida, mas nem sempre o que estávamos procurando.”

(J.R.R. Tolkien)

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer à Universidade Federal do Espírito Santo, ao Laboratório de Malacologia e à Coleção Malacológica pela formação e por toda a estrutura fornecida ao longo de minha carreira científica, possibilitando o desenvolvimento da minha pesquisa e consequente estudo para me tornar Mestre. Agradeço também aos docentes que me acompanharam ao longo dessa jornada, em especial ao Professor Albert Ditchfield, cuja ajuda foi fundamental para a realização deste trabalho. Agradeço ainda às agências de fomento CAPES pela bolsa concedida e FAPES pelos projetos financiados ao laboratório, que possibilitaram a aquisição dos equipamentos utilizados ao longo deste trabalho; sem o apoio das agências nada disso teria sido possível.

Gostaria de agradecer, também, aos meus avós, Eduardo e Rosinha, por terem me dado a melhor educação e família do mundo. Obrigada por serem as pessoas que sempre acreditaram no meu potencial e nunca deixaram aquela menina do interior desistir, mesmo depois de todas as adversidades. À minha mãe, Elcilene, por ter me ouvido reclamar no telefone várias vezes que eu estava com saudades; por ter acreditado em mim desde o primeiro momento e por sempre ter apoiado minhas escolhas, não importando o quão difícil e dolorido elas fossem. Ao meu padrasto Roberto e meus irmãos Merçã e Eduarda, por aguentarem as saudades.

Em especial agradeço à minha orientadora, Dra. Mércia Barcellos da Costa, pela orientação, paciência, apoio e carinho durante toda a elaboração deste trabalho, sempre me incentivando e entendendo minhas dificuldades e limites.

À Gabriela Zamprogno e Mariana Otegui por todos os conselhos e pela paciência ao longo desses anos. Aos meus amigos e companheiros de laboratório Mateus, Vitória e Daniel por toda a ajuda e companheirismo. Por fim, agradeço aos meus melhores amigos Ingrid, Nathália e João Marcos por todos os momentos divididos. Não tenho palavras para descrever o quão importante vocês foram e continuam sendo nessa trajetória, tanto profissional como pessoal.

Obrigada imensamente a todos amigos e familiares que, de forma direta ou indireta, me trouxeram até aqui.

## **LISTA DE SIGLAS**

**HDPE** – Polietileno de Alta Densidade

**LDPE** – Polietileno de Baixa Densidade

**MPs** – Microplásticos

**POP** – Poluente Orgânico Persistente

**UV** – Ultravioleta

**PBDE's** – Éteres Difenílicos Polibromados

**PCB's** – Bifenilos Policlorados

**PET** – Politereftalato de Etileno

**PP** – Polipropileno

**PUR** – Poliuretano

**PVC** – Policloreto de Vinila

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Localização dos pontos amostrais. ....	19
---	----

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Área amostral para os bivalves *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* (sites 1 e 4) e para os sedimentos intertidais (supra, meso e infralitoral) na Praia de Camburi (sites 1 a 4) e Curva da Jurema (site 5). Em destaque, as jazidas (*sand quarry*) que forneceram o sedimento utilizado no processo de engordamento. ....20
- Figura 2:** Exemplos de microplásticos encontrados em amostras de tecidos dos bivalves analisados (A – F) e em amostras de sedimentos intertidais (G – I). ....24
- Figura 3:** Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras de sedimentos coletados nos cinco pontos amostrais (S1 a S5) (A) e encontrados nas amostras de sedimentos no supra, meso e infralitoral (B). ....26
- Figura 4:** Distribuição das cores dos microplásticos encontrados nas análises de sedimentos nos pontos amostrais S1 a S5. ....27
- Figura 5:** Média + Erro Padrão dos MPs encontrados no pool de 10 indivíduos de *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* nos pontos de coleta S1 e S4 (A); quantidade de MPs por grama de tecido orgânico (B). (\*P=0.0481, Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn). ....29
- Figura 6:** Distribuição das cores de MPs encontrados nas análises de tecidos de bivalves nos pontos amostrais S1 e S4. ....30
- Figura 7:** Média + Erro Padrão dos tipos de MPs encontrados no pool de espécies de bivalves *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* nos pontos amostrais S1 e S4 (\*P=0.0101, Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn). ....30
- Figura 8:** Distribuição do número de MPs encontrados em cada indivíduo (1 a 10) das espécies *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* no ponto de coleta S1 (A) e S4 (B). ....31
- Figura 9:** Distribuição de MPs em cada espécime de bivalve analisado (*Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides*), de acordo com a cor nos pontos de coleta S1 (A, B, C e D) e no ponto S4 (E, F, G e H). ....32
- Figura 10:** Comparação entre os números totais de MPs e em todas as matrizes contabilizados em 2020 e 2021. ....33
- Figura 11:** Média + Erro Padrão da quantidade total de MPs encontrados nas amostras de sedimento em 2020 e 2021, somando os três níveis amostrais (A);



somente no supralitoral (B); somente no mesolitoral (C); e somente no infralitoral (D). (Todos os valores de $P > 0,05$ , Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn.).....	34
<b>Figura 12:</b> Média + Erro Padrão de filamentos e fragmentos de MPs encontrados em 2020 e 2021 nas amostras de sedimentos. ( $\#P=0,0151$ e $*P=0,0105$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.).....	35
<b>Figura 13:</b> Média + Erro Padrão das cores de filamentos e fragmentos encontrados em 2020 e 2021 nas amostras de sedimentos. Representação do valor total de MPs, sem separação por ponto amostral ou nível intertidal de coleta. ( $P > 0,05$ , Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn.) .....	36
<b>Figura 14:</b> Média + Erro Padrão da quantidade total de MPs encontrados no pool de espécies de bivalves <i>Crassostrea brasiliana</i> , <i>Mytella strigata</i> , <i>Perna perna</i> e <i>Tivela mactroides</i> em 2020 e 2021 nos pontos amostrais S1 (A); e S4 (B). (Todos os valores de $P > 0,05$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.) .....	37
<b>Figura 15:</b> Média + Erro Padrão de filamentos e fragmentos de MPs encontrados em 2020 e 2021, representando a soma total dos pools das quatro espécies analisadas nos pontos de coleta S1 (A) ( $*0,0218$ , ANOVA de uma via seguido de Tukey); e S4 (B) ( $P=0.0009$ , Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn). .....	39
<b>Figura 16:</b> Média + Erro Padrão das cores de filamentos e fragmentos encontrados em 2020 e 2021 nas amostras dos pools de bivalves. Representação do valor total de MPs, sem separação por ponto amostral ou espécie. ( $P < 0.0001$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.).....	40
<b>Figura 17:</b> Distribuição da quantidade total de MPs encontrados nos dois anos de coletas e nas espécies de bivalves <i>Crassostrea brasiliana</i> (A); <i>Mytella strigata</i> (B); <i>Perna perna</i> (C) e <i>Tivela mactroides</i> (D) no ponto amostral S1.....	41
<b>Figura 18:</b> Distribuição da quantidade total de MPs encontrados nos dois anos de coletas e nas espécies de bivalves <i>Crassostrea brasiliana</i> (A); <i>Mytella strigata</i> (B); <i>Perna perna</i> (C) e <i>Tivela mactroides</i> (D) no ponto amostral S4.....	42
<b>Figura 19:</b> Média + Erro Padrão de filamentos e fragmentos de MPs encontrados em 2020 e 2021, representando a soma total dos indivíduos (1 a 10) das espécies <i>Crassostrea brasiliana</i> , <i>Mytella strigata</i> , <i>Perna perna</i> e <i>Tivela mactroides</i> analisadas nos pontos de coleta S1 (A); e S4 (B). ( $**P=0.0049$ e $***P=0.0009$ , ANOVA de uma via e teste de comparações múltiplas de Tukey.) .....	43
<b>Figura 20:</b> Média + Erro Padrão das cores de filamentos e fragmentos encontrados	

em 2020 e 2021 nas amostras individuais das espécies *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides*. Representação do valor total de MPs, sem separação por ponto amostral ou espécie. (\*\*P=0.0095 e \*\*\*P <0.0001, teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.) ..... 44

## RESUMO

Microplásticos são definidos como partículas com tamanho inferior a 5 mm, que podem ser derivados a partir da degradação e quebra de plásticos maiores ou podem ser produzidos em tamanho microscópico e inseridos em ambientes aquáticos. Tais partículas podem ser assimiladas por muitas espécies marinhas, levando a danos físicos e a efeitos tóxicos, além de se acumularem em organismos marinhos por várias rotas, podendo chegar às espécies comestíveis e causar riscos à saúde humana. Os diversos impactos causados pelos MPs sobre a biota já vêm sendo estudados, entretanto, no Brasil, os estudos estão em fase inicial. Além disso, as áreas de estudo, situadas nas Praias de Camburi e Curva da Jurema, em Vitória, ES, passaram recentemente por um processo de engordamento da faixa de areia, modificando consideravelmente a composição da areia da praia, o que poderia alterar a quantidade de MPs na região. Desta forma, o presente estudo teve como objetivo comparar a abundância e a distribuição de MPs encontrados em sedimentos intertidais e em exemplares dos moluscos bivalves *Crassostrea brasiliiana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides*, coletados nas praias de Camburi e Curva da Jurema, Vitória, Sudeste do Brasil, em situação pós-engordamento. Para tanto, foram coletadas três amostras de sedimento intertidal em cinco pontos amostrais, além de 20 indivíduos de cada espécie em dois pontos amostrais. Os MPs encontrados no estudo foram recolhidos e depositados em papéis filtros dispostos em placas de Petri, onde foram visualizados em lupa, fotografados, quantificados, classificados por tipo, cor e armazenados para análises estatísticas. Os resultados encontrados evidenciam que houve um aumento de 171,41% na quantidade total de MPs após o engordamento. Os filamentos foram os tipos de MPs dominantes nos dois anos de estudo. Em 2020 filamentos na cor azul foram mais abundantes entre os MPs, enquanto em 2021 a maior quantidade de MPs encontrada representava a cor preta. O aumento expressivo na quantidade de MPs após o processo de engordamento indica que esse tipo de ação pode levar ao aumento drástico de microplásticos disponíveis no ambiente, aumentando ainda mais o risco de contaminação da biota local, podendo assim chegar a humanos via cadeia alimentar.

**Palavras-chave:** Engordamento de praia; Microplásticos; Moluscos; Sedimento Intertidal.

## ABSTRACT

Microplastics are defined as particles smaller than 5 mm in size, which can be derived from the degradation and breakdown of larger plastics or can be produced in microscopic size and placed in aquatic environments. Such particles can be assimilated by many marine species, leading to physical damage and toxic effects, in addition to accumulating in marine organisms by various routes, reaching edible species and causing risks to human health. The various impacts caused by MPs on the biota have already been studied, however, in Brazil, the studies are in an initial phase. In addition, the study areas, located on Camburi and Curva da Jurema Beaches, in Vitória, ES, have recently gone through a process of fattening of the sand strip, considerably modifying the composition of the beach sand, which could alter the amount of MPs in the region. Thus, the present study aimed to compare the abundance and distribution of MPs found in intertidal sediments and in specimens of the bivalve molluscs *Crassostrea brasiliiana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* and *Tivela mactroides*, collected on the beaches of Camburi and Curva da Jurema, Vitória, Southeast of Brazil, in a post-fattening situation. For that, three samples of intertidal sediment were collected in five sampling points, in addition to 20 individuals of each species in two sampling points. The MPs found in the study were collected and deposited on filter papers arranged in Petri dishes, where they were viewed under a magnifying glass, photographed, quantified, classified by type, color and stored for statistical analysis. The results found show that there was an increase of 171.41% in the total amount of MP after fattening process. Filaments were the dominant MP types in the two years of study. In 2020 blue filaments were more abundant among MPs, while in 2021 the highest number of MPs found represented black. The expressive increase in the number of MPs after the fattening process indicates that this type of action can lead to a drastic increase in microplastics available in the environment, further increasing the risk of contamination of the local biota, thus reaching humans via the food chain.

**Keywords:** Beach fattening; Intertidal Sediment; Microplastics; Molluscs.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>18</b>
2.1. Objetivo Geral .....	18
2.2. Objetivos Específicos.....	18
<b>3. METODOLOGIA .....</b>	<b>19</b>
3.1. Área de estudo.....	19
3.2. Amostragem e procedimentos em laboratório .....	20
3.2.1. Sedimento .....	20
3.2.2. Espécies.....	21
3.2.3. Medidas para controle de qualidade.....	22
3.3. Análise dos dados .....	23
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>24</b>
4.1. Análise dos microplásticos encontrados nas zonas intertidais da faixa de areia.....	25
4.2. Análises dos MPs encontrados no pool dos tecidos de bivalves .....	28
4.3. Análise das amostras individuais para cada espécie e frequência de ocorrência de MPs .....	30
4.4. Comparação entre os valores de microplásticos encontrados antes (2020) e após (2021) o processo de engordamento .....	33
4.4.1. Microplásticos encontrados nas amostras de sedimento .....	33
4.4.2. Microplásticos encontrados no pool de bivalves .....	36
4.4.3. Microplásticos encontrados nas amostras individuais de bivalves .....	41
<b>5. DISCUSSÃO .....</b>	<b>45</b>
5.1. Análise dos microplásticos encontrados nas zonas intertidais da faixa de areia: comparando os achados entre os anos 2020 e 2021 .....	46
5.2. Análises dos MPs encontrados no pool dos tecidos de bivalves: comparando os achados entre os anos 2020 e 2021 .....	50
5.3. Análise das amostras individuais para cada espécie e frequência de ocorrência de contaminação: comparando os achados entre os anos 2020 e 2021 .....	52

<b>6. CONCLUSÃO .....</b>	<b>55</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>56</b>
<b>8. MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>74</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Compostos plásticos são, atualmente, um dos materiais mais utilizados e essenciais no mundo, pois apresentam propriedades que possibilitaram um grande avanço da tecnologia nas últimas décadas, como seu característico baixo peso, resistência, baixa toxicidade e preço acessível, favorecendo sua utilização em diversas atividades industriais, agrícolas e comerciais (ABAYOMI *et al.*, 2017; AMOBONYE *et al.*, 2021).

Devido às suas características, a produção de plásticos vem aumentando exponencialmente sua fabricação em larga escala desde a década de 1950 (GEYER *et al.*, 2017) e, de acordo com Plastics Europe (2021), alcançou uma produção de 367 milhões de toneladas em 2020, sendo considerado um poluente emergente devido aos potenciais riscos para o ambiente (DING *et al.*, 2021).

Graças a sua versatilidade, existem diferentes tipos de plásticos disponíveis no mercado, porém poucos polímeros constituem mais de 80% da demanda total de plásticos (RAZEGHI *et al.*, 2021). Entre esses polímeros, podem ser destacados o Polipropileno (PP) e os Polietilenos de Baixa e Alta Densidade (LDPE e HDPE) como os três tipos mais comuns, sendo seguidos então pelo Policloreto de Vinila (PVC), Poliuretano (PUR) e Politereftalato de Etileno (PET) (Plastics Europe, 2021). Após o uso, a maior parte desses materiais plásticos são liberados para o meio ambiente, onde se transformarão em microplásticos (DA COSTA *et al.*, 2017).

Neste contexto, microplásticos (MPs) são comumente definidos como partículas plásticas que possuem tamanho inferior a 5 mm e que podem ser originados de duas principais formas: através da degradação e quebra de detritos plásticos maiores (microplásticos secundários) ou produzidos com tamanho microscópico (microplásticos primários) para serem utilizados em cosméticos e produtos farmacêuticos (ANDRADY, 2011; AUTA *et al.*, 2017). Embora sua presença e os perigos associados tenham sido reportados há algumas décadas (CARPENTER & SMITH, 1972), só recentemente a onipresença dos MPs nos oceanos tornou-se uma preocupação constante, sendo observada em todos os oceanos do mundo (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2013) e aumentando assim a probabilidade de interações entre essas partículas, a biota marinha e os seres humanos.

Estudos indicam que cerca de 8 milhões de toneladas de MPs são liberadas nos oceanos a cada ano (JAMBECK *et al.*, 2015; AUTA *et al.*, 2017; CARBERY *et al.*,

2018; JIANG, 2018) e vêm sendo detectados nos ambientes costeiros marinhos, incluindo praias (VAN SEBILLE *et al.*, 2015; WOODALL *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2018) e sedimentos (DEKIFF *et al.*, 2014; VAUGHAN *et al.*, 2017). Devido a seu pequeno tamanho, tais partículas podem ser ingeridas por muitas espécies marinhas, podendo causar danos à fisiologia do animal e levar a intoxicação por compostos químicos associados aos MPs (WRIGHT *et al.*, 2013). Estudos confirmam a ingestão de MPs em várias espécies marinhas, tais como organismos do zooplâncton (VROOM *et al.*, 2017; TAHA *et al.*, 2021), corais (HALL *et al.*, 2015), moluscos (KOLANDHASAMY *et al.*, 2018), peixes (COLLARD *et al.*, 2015), tartarugas (CARON *et al.*, 2018) e até mesmo baleias (ZHU *et al.*, 2019).

Em invertebrados, a ingestão de MPs leva a danos mecânicos aos organismos, como 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 Moos, Burkhardt-Holm e Kohler (2012) verificaram que MPs, especialmente HDPEs 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, demonstrando que essas partículas podem se acumular nos organismos. Cedervall *et al.*, (2012) descobriram ainda que MPs podem ser transferidos de algas a zooplâncton e, posteriormente, a peixes. Assim, os MPs podem se acumular nos organismos em várias rotas alternativas, podendo chegar às espécies comestíveis e causar riscos à saúde humana.

No Brasil, a presença de MPs ainda é pouco estudada, podendo-se citar SILVA-CAVALCANTI *et al.*, (2009), COSTA *et al.*, (2010), CASTRO *et al.*, (2016), SANTANA *et al.*, (2016, 2017), BUENO *et al.*, (2021) e PINHEIRO *et al.*, (2022). E, considerando o estado do Espírito Santo (ES), até o momento poucos estudos sobre esse tema foram publicados (BAPTISTA NETO *et al.*, 2019; ZAMPROGNO *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2021; BOM *et al.*, 2022). A região central do estado, onde encontra-se a capital Vitória, é caracterizada pelo alto nível de urbanização, incluindo diversas marinas de pesca e lazer e marinas de manutenção de pequenas embarcações, além do funcionamento de grandes portos, como os portos de Tubarão, Praia Mole e o Complexo Portuário de Vitória. Além disso, o aporte de esgoto doméstico ao longo



das praias de Vitória também é documentado, conforme demonstrado por CASTRO (2001) e MORAIS (2008), fazendo com que os microplásticos cheguem às praias da cidade por diversas fontes, tanto industriais como domésticas.

A Praia de Camburi, maior praia da capital e que se estende por cerca de 6 quilômetros, vem sofrendo modificações por meio de aterros e engordamentos da faixa de areia desde a década de 1960, quando teve início a construção do Complexo Portuário de Tubarão e a urbanização em direção ao extremo norte da cidade (ALBINO & OLIVEIRA, 2000). Além da alta influência antrópica comum às praias em centros urbanos, a Praia de Camburi passou novamente, em 2020, por um programa estabelecido pela Prefeitura de Vitória para realizar o engordamento da faixa de areia, onde houve a recuperação de 1.180 m de extensão de faixa de areia ao longo da linha de costa e com o nivelamento seguindo a atual berma existente na praia, variando de 2,0 m a 3,5 m de altura e deixando toda a extensão da região engordada com cerca de 60 metros de largura entre a estrutura urbana e a crista do berma (FREITAS, 2020).

O projeto foi realizado entre maio e junho de 2020 e, de acordo com o relatório de projeto realizado previamente à execução do processo de engorda (AVANTEC, 2019), o engordamento foi realizado por meio da dragagem e em conformação de aterro hidráulico, utilizando 188.000 m<sup>3</sup> de sedimento removido de duas jazidas marítimas a cerca de 5 km do centro da área de engorda. O mesmo processo de engordamento foi realizado em outra praia de grande importância econômica em Vitória, Curva da Jurema, que está localizada à 2,5 km da Praia de Camburi. O projeto recuperou 430 metros da linha de costa desta praia, com a largura da faixa de areia variando entre 33 a 39,35 m. Foram utilizados 51.000 m<sup>3</sup> de sedimento, também removidos das mesmas jazidas marítimas dragadas para a Praia de Camburi (AVANTEC, 2019).

Além disso, quatro espécies de bivalves com grande importância econômica, por serem comumente utilizadas na alimentação humana, são encontradas nas praias e costões rochosos de Vitória. *Crassostrea brasiliiana* (Ostreidae) é um bivalve filtrador que se fixa ao substrato por uma de suas valvas, sendo frequentemente usada em estudos que empregam biomarcadores (LÜCHMANN *et al.*, 2011, 2012, 2014; MARANHO *et al.*, 2012; DOS REIS *et al.*, 2015; SIEBERT *et al.*, 2017). *Mytella strigata* e *Perna perna* (Mytilidae) vivem fixados aos substratos por meio de filamentos bissais, podendo ocupar as faixas entremarés até o infralitoral (FERREIRA *et al.*, 2013),

alimentando-se por filtração e ingerindo grandes quantidades de água durante esse processo (MARQUES & LIMA-PEREIRA, 1998). *Tivela mactroides* (Veneridae) vivem nas planícies de marés, em áreas protegidas da ação de ondas e de correntes, tanto na faixa entremarés como no infralitoral raso, onde se enterra superficialmente no substrato lodoso ou areno-lodoso, apresentando hábito alimentar cavador superficial e ingerindo grande quantidade de dejetos orgânicos e inorgânicos junto a alimentação (POLI *et al.*, 2004). O hábito de vida dessas quatro espécies faz com que elas possam se contaminar com MPs presentes no sedimento e/ou água circundante, transferindo os MPs ao longo de teias tróficas, incluindo seres humanos, como observado por Mathalon e Hill (2014) e Ding *et al.*, (2021).

Dessa forma, visando verificar a presença de MPs em sedimentos e moluscos, Costa *et al.* (submetido) realizou um estudo anterior ao processo de engordamento, com coletas de amostras de sedimentos intertidais e de exemplares dos bivalves *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides*, realizadas no mês de abril de 2020. A partir desse primeiro estudo, decidiu-se continuar as amostragens afim de verificar a influência do engordamento sobre a poluição por MPs na região, realizando um acompanhamento temporal quanto a presença de MPs. Uma vez que se retirou sedimento de duas jazidas com composições arenosas diferentes das praias originais, submetidas a distintas fontes de microplásticos e que podem agir como possíveis locais para deposição de MPs, levanta-se a hipótese de que o processo de engordamento pode contribuir com o aumento da poluição por microplásticos, provocando novos impactos sobre a área engordada e adjacências, tanto para os sedimentos como para a biota.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Avaliar a influência do processo de engordamento de faixa de areia em duas praias urbanas sobre a abundância e a distribuição de microplásticos (MPs) em sedimentos intertidais e exemplares de moluscos bivalves.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Avaliar a contaminação das praias no infra, meso e supralitoral, a partir da quantificação e classificação dos MPs de acordo com as cores e tipos encontrados nas amostras;
- Avaliar a contaminação dos exemplares de bivalves *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* a partir da quantificação e classificação dos MPs de acordo com as cores e tipos encontrados nas amostras;
- Comparar a presença e quantidade de MPs encontrados antes (2020) e após (2021) o engordamento da faixa de areia realizado na área amostral.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1. Área de estudo

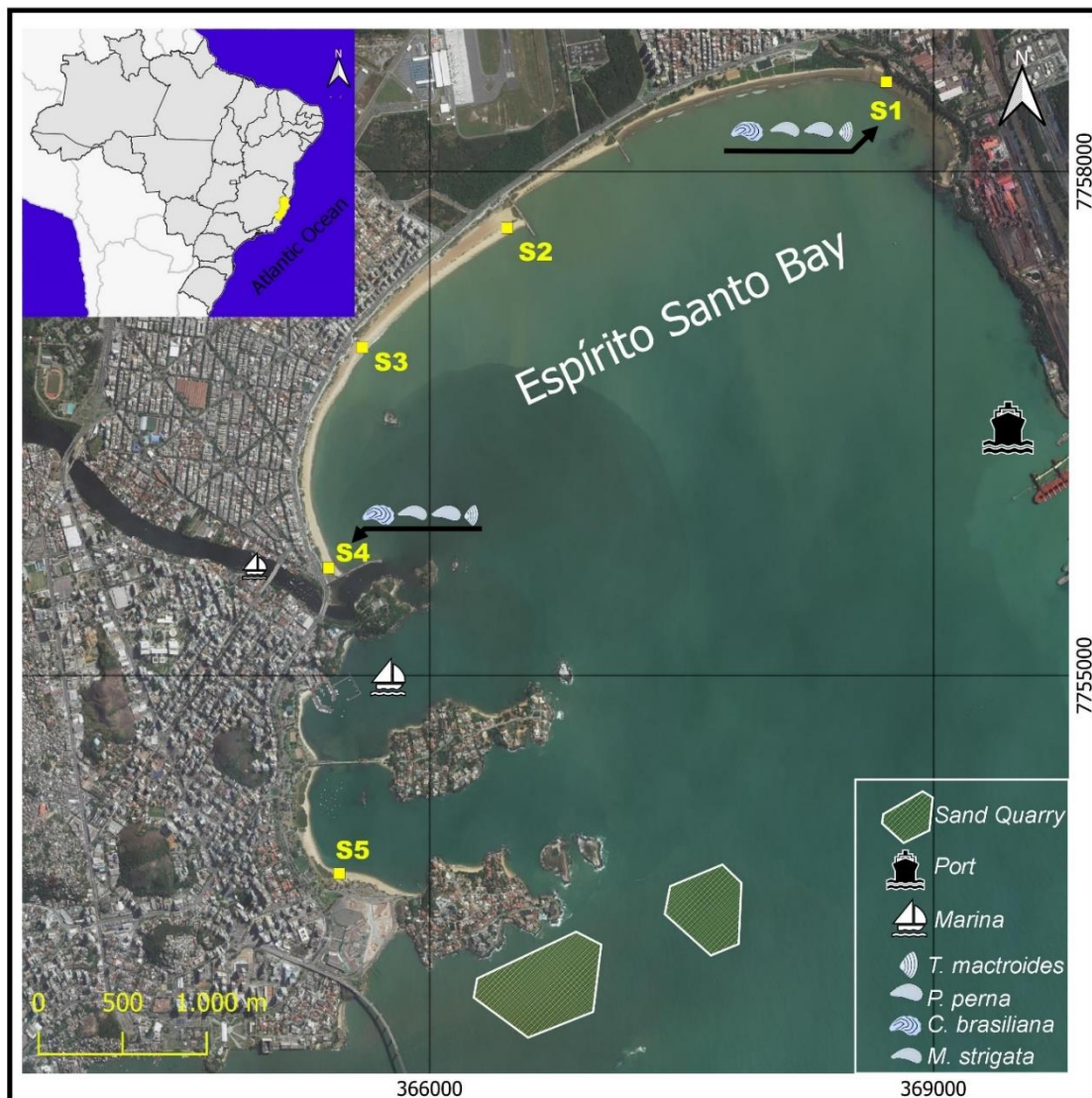
As amostras foram coletadas nas praias de Camburi e Curva da Jurema em cinco pontos amostrais (Tabela 1, Figura 1) durante o mês de março de 2021 e no período de marés sizígias, correspondendo aos mesmos pontos utilizados no trabalho de Costa *et al.*, (submetido).

Tabela 1: Localização dos pontos amostrais.

Sigla	Ponto amostral	Localização
S1	Praia de Camburi - Ponta de Tubarão	20°16'01.8"S 40°15'20.9"O
S2	Praia de Camburi – Área central	20°16'48.3"S 40°17'13.3"O
S3	Praia de Camburi - Píer II	20°16'22.6"S 40°16'39.9"O
S4	Praia de Camburi - Píer de Iemanjá	20°17'30.6"S 40°17'09.4"O
S5	Praia da Curva da Jurema	20°18'26.6"S 40°17'18.0"O

O ponto 1 (S1) é classificado como litoral dissipativo e litoral não exposto (ALBINO & OLIVEIRA, 2000) e está localizado próximo ao Complexo Portuário de Tubarão. A região conta com formações rochosas que ficam expostas no período de marés baixas, fornecendo ambiente propício para diversas espécies de organismos marinhos. Os pontos 2, 3 e 4, segundo Albino *et al.*, (2001), localizam-se em uma linha de costa erosiva, considerada morfodinamicamente como uma praia intermediária com dunas frontais e litoral semi-exposto, consistindo de areia média a fina: o ponto 3 (S3) constitui-se em um píer de construção rochosa com ambos os lados voltados para o mar, enquanto o ponto 4 (S4), que possui o nome de Píer de Iemanjá, também é constituído por rochas e possui um de seus lados voltados para a praia, local onde foram realizados as coletas, e outro lado voltado para o Canal da Passagem, um canal que liga duas baías em Vitória e recebe um grande aporte de esgotos domésticos advindos de vários bairros de Vitória (CASTRO, 2001; MORAIS, 2008).

Já o ponto 5 (S5) está localizado na Praia da Curva da Jurema, considerado um ambiente de baixa energia, com uma zona de rebentação curta que produz um intenso fluxo de retorno, razão pela qual Okamoto (2009) explica a remoção dos sedimentos finos e o aumento da fração mais grossa, sendo o sedimento da praia classificado como areia grossa segundo Wentworth (1922).



**Figura 1:** Área amostral para os bivalves *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* (sites 1 e 4) e para os sedimentos intertidais (supra, meso e infralitoral) na Praia de Camburi (sites 1 a 4) e Curva da Jurema (site 5). Em destaque, as jazidas (*sand quarry*) que forneceram o sedimento utilizado no processo de engordamento.

### 3.2. Amostragem e procedimentos em laboratório

Os procedimentos de amostragem e análise laboratorial seguiram o mesmo protocolo do trabalho realizado por Costa *et al.*, (submetido), conforme descrito abaixo:

#### 3.2.1. Sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas nos pontos S1 a S5 (Tabela 1, Figura 1), onde recolheu-se uma amostra de sedimento no supralitoral, uma amostra

no mesolitoral e uma amostra no infralitoral, compondo assim três amostras de sedimento por ponto amostral. Para tanto, utilizou-se uma espátula de aço inox dentro da limitação de um quadrante de 15x15 cm (225 m<sup>2</sup>) com uma profundidade de cerca de 3 a 4 cm. O material foi então acondicionado em potes e armazenados em ambiente refrigerado até o momento das análises. Para as análises, as amostras recolhidas foram homogeneizadas, uma alíquota equivalente a medida de 100 mL de sedimento foi transferida para um Becker e então acrescentou-se água destilada até 500 mL, seguindo a metodologia de Costa *et al.*, (submetido). Essa solução foi agitada manualmente durante três dias, com o auxílio de uma vareta de vidro. Após esse período, a água sobrenadante passou por filtração em peneira de 90 µm, onde os potenciais MPs foram recolhidos e transferidos para uma placa de Petri contendo papel filtro. Esse procedimento foi repetido até não se encontrar mais nenhum exemplar de MPs nas soluções do Becker e na peneira. A placa de Petri foi então tampada e levada para a estufa por 60°C durante 48h, para que a água evaporasse e deixasse apenas os MPs disponíveis. Em seguida, realizou-se análise das placas em estereomicroscópio Leica APO80 acoplado a câmera digital, onde os MPs foram separados, fotografados, classificados e quantificados para análises posteriores.

### **3.2.2. Espécies**

Os espécimes de bivalves foram coletados nos pontos amostrais S1 e S4, por serem os dois pontos da região onde há a presença de todas as espécies estudadas. Para tanto, utilizou-se pinças e facas de mergulho, coletando vinte exemplares de *C. brasiliensis*, *M. strigata* e *P. perna* em substrato consolidado, enquanto os exemplares de *T. mactroides* foram coletados semienterrados no sedimento, nos mesmos pontos. Em seguida, os exemplares foram acondicionados em potes para serem transportados até o Laboratório de Malacologia, onde foram raspados para retirada dos organismos incrustantes e possíveis contaminantes, lavados em água do mar filtrada e medidos (comprimento da concha). As espécies foram tratadas separadamente, visando evitar a contaminação dos tecidos entre as diferentes espécies.

Para cada espécie, 10 exemplares foram abertos por secção do músculo adutor, os tecidos retirados das conchas e pesados em conjunto, sendo em seguida colocados em um único frasco de vidro contendo uma solução de KOH 10%, formando

assim quatro *pools*, um pool para cada uma das espécies coletadas. Os quatro frascos permanecerem em estufa a 60°C por 48 horas.

Visando avaliar a frequência da ocorrência dos MPs, os outros 10 exemplares de cada espécie foram digeridos individualmente. Após a biometria, cada exemplar foi dissecado, o tecido transferido para tubos de ensaio de vidro numerados de um a dez e o volume de até 15 mL de KOH 10% foi acrescentado. Esses tubos contendo o tecido também permaneceram em estufa a 60°C por 48 horas.

Após esse período, a solução de tecido e KOH 10% foi filtrada em peneira de 90 µm e lavada com água destilada, onde os MPs foram recolhidos e dispostos em placas de Petri forradas com papel filtro. Em seguida, os possíveis MPs foram analisados em estereomicroscópio Leica APO80 acoplado a câmera digital HD, fotografados, quantificados, classificados por tipo e cor e armazenados para análises estatísticas posteriores.

### **3.2.3. Medidas para controle de qualidade**

Buscando evitar a contaminação por MPs externos às amostras, foram utilizados potes previamente higienizados com água destilada para armazenar as amostras após os procedimentos de coleta. Além disso, as alíquotas de sedimento foram coletadas utilizando espátulas de aço inoxidável, assim como as pinças e facas utilizadas para a remoção dos bivalves no costão rochoso.

Em laboratório, foram utilizados apenas Beckers de vidro, cobertos com papel alumínio durante o processo de agitação das amostras, evitando assim contaminação advinda do ambiente. As amostras permaneceram cobertas com papel alumínio durante a digestão na estufa. Cada espécie foi processada separadamente, para que não houvesse contaminação dos tecidos entre as demais espécies. Durante o processo de filtragem e análise das amostras em estereomicroscópio, os participantes do estudo utilizaram apenas roupas de algodão.

Por fim, em caso de dúvidas quanto à origem do material (sendo MP ou outro tipo de fibra ou fragmento) durante as análises e quantificação de MPs, utilizou-se a técnica da agulha quente apresentada por De Witte *et al.*, (2014). Nesse procedimento, as amostras são expostas à ponta de uma agulha aquecida, onde materiais plásticos apresentam modificação no formato e/ou cor, enquanto materiais não plásticos permanecem sem modificação e são retirados da amostra.

### 3.3. Análise dos dados

Todos os resultados alcançados foram apresentados através das médias e do erro padrão das médias, buscando estabelecer um intervalo de confiança para tais médias obtidas. Para tanto, o primeiro passo consistiu em identificar possíveis valores atípicos (outliers), através da aplicação do teste de Grubbs seguido de um método adaptado de ROUT para removê-los de acordo com a configuração de Q em 1% ( $\alpha = 0,01$ ). Uma vez removidos os valores atípicos, aplicou-se então o teste de Shapiro-Wilk, para verificar a normalidade dos dados analisados.

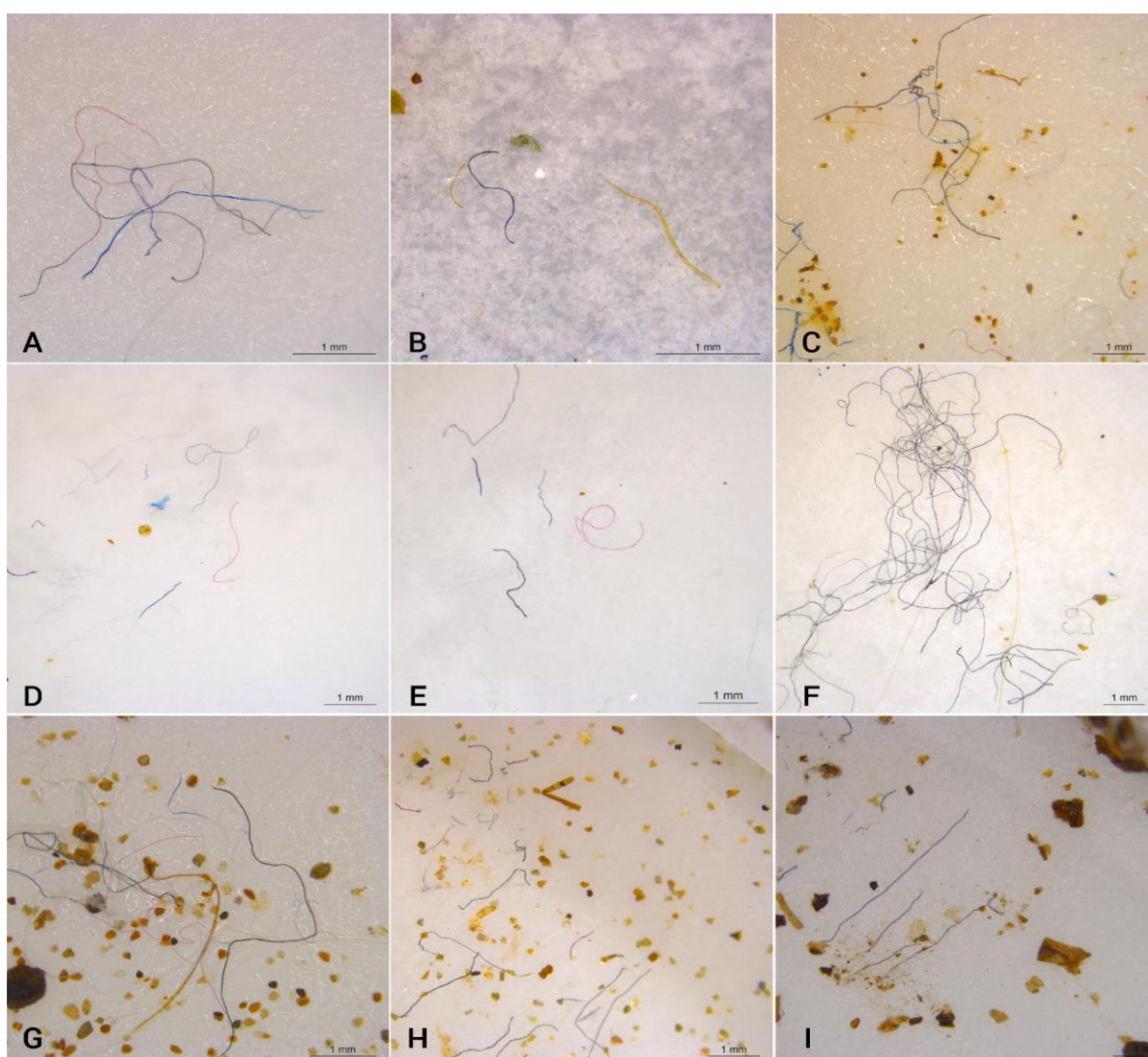
Foram realizadas comparações entre os dados de três grupos distintos: sedimentos, tecidos digeridos nos pools de bivalves e tecidos digeridos individualmente para os dez espécimes de cada uma das espécies. Em se tratando das amostras de sedimentos, foram comparados a quantidade de MPs entre os pontos amostrais supra, meso e infralitoral; a quantidade de MPs entre os pontos amostrais S1 a S5; a quantidade de filamentos e fragmentos obtidos e as cores de MPs presentes. Para os dados obtidos através dos pools, analisou-se a quantidade de MPs por espécie, por ponto amostral e por grama de tecido orgânico, além das comparações entre filamentos, fragmentos e as cores coletadas. Já para as amostras individuais, foram obtidas as quantidades de MPs por espécime e a frequência das cores encontradas. Em seguida, os dados alcançados nesse trabalho foram comparados com os dados obtidos em 2020, seguindo as mesmas premissas e buscando compreender as diferenças entre os anos. Em todas as análises, para dados normais (Gaussianos), utilizou-se o teste ANOVA de uma via seguido do teste de Tukey. Para dados anormais, utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn.

O valor de  $p < 0,05$  foi considerado significativo durante as análises estatísticas. Todos os dados foram tratados e analisados utilizando o software GraphPad Prism, versão 9.3.0.



## 4. RESULTADOS

Foram encontrados um total de 9.057 itens classificados no presente estudo como potenciais microplásticos (MPs), dos quais 1.960 estavam presentes nas amostras de sedimento coletadas nos cinco pontos amostrais, 6.272 estavam presentes nas amostras individuais dos tecidos dos moluscos e 825 no pool de bivalves analisados. Todas as amostras analisadas, tanto dos sedimentos quanto dos tecidos de moluscos, apresentaram MPs, configurando assim uma frequência de ocorrência de 100%. A Figura 2 apresenta alguns exemplares de MPs encontrados.



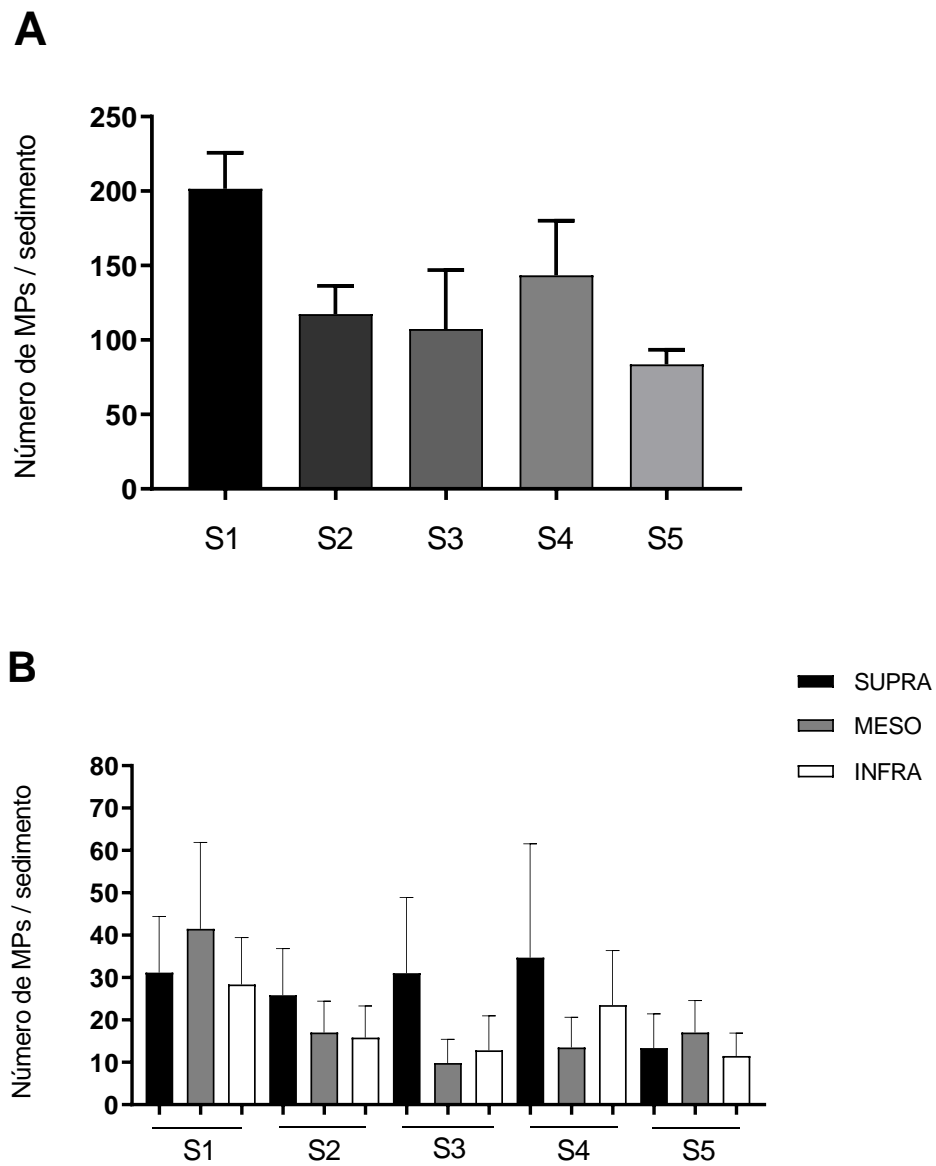
**Figura 2:** Exemplares de microplásticos encontrados em amostras de tecidos dos bivalves analisados (A – F) e em amostras de sedimentos intertidais (G – I).

#### **4.1. Análise dos microplásticos encontrados nas zonas intertidais da faixa de areia**

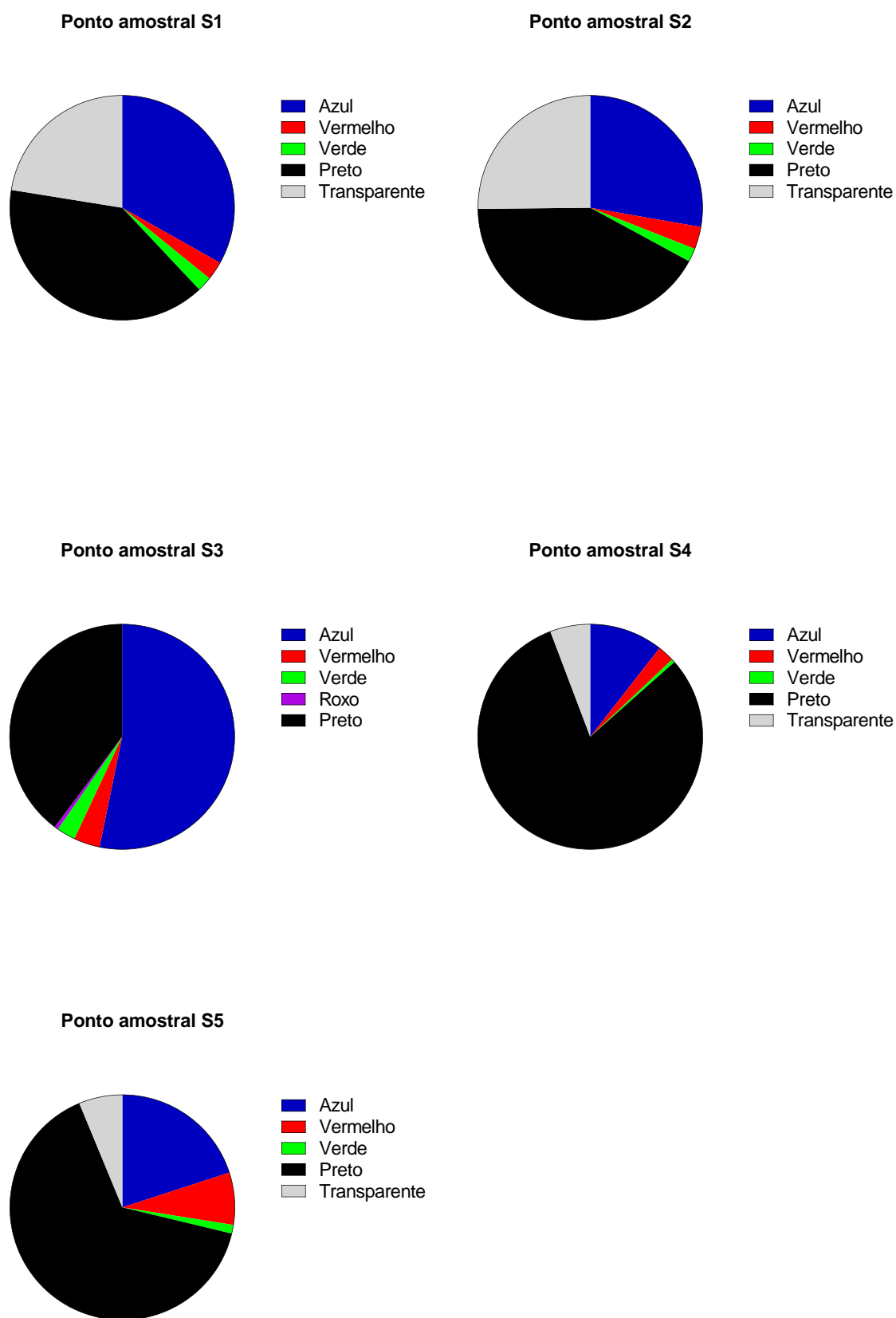
As amostras de sedimento no ponto amostral S1, localizado na Ponta de Tubarão, apresentaram a maior quantidade de MPs em relação aos demais pontos, embora não tenha havido diferença significativa (ANOVA para dados Gaussianos,  $P = 0.1029$ ) (Figura 3A). Em relação a elevação das zonas intertidais, comparando o número de MPs encontrados entre supra, meso e infralitoral e entre os pontos amostrais, também não houve diferença significativa (todos os valores de  $P > 0,05$ , Figura 3B).

Quanto às cores dos MPs presentes nos cinco pontos amostrais, o teste de Kruskal-Wallis apresentou significância ( $P < 0.0001$ ), embora o teste de comparações múltiplas de Dunn não tenha demonstrado nenhum valor significativo entre as amostras (Figura 3C). As cores encontradas nas análises foram azul, vermelho, verde, roxo, preto e transparente, onde houve maior predominância de azul, preto, vermelho e transparente. A cor roxa foi contabilizada apenas no supralitoral do S3 e no mesolitoral do S4. A maior quantidade de MPs azuis pode ser observada no S1, enquanto a maior quantidade de MPs pretos está presente no S4 (Figura 4).

Quanto aos tipos de MPs, observa-se que o número de filamentos foi maior que o número de fragmentos encontrados, com diferença significativa ( $P = 0.0027$ ). Não houve diferença significativa comparando os filamentos entre os níveis intertidais dos pontos amostrais, assim como não houve diferença significativa comparando os fragmentos entre os níveis intertidais dos pontos amostrais (todos os valores de  $P > 0,05$ ).



**Figura 3:** Média + Erro Padrão dos MPs encontrados nas amostras de sedimentos coletados nos cinco pontos amostrais (S1 a S5) (A) e encontrados nas amostras de sedimentos no supra, meso e infralitoral (B).



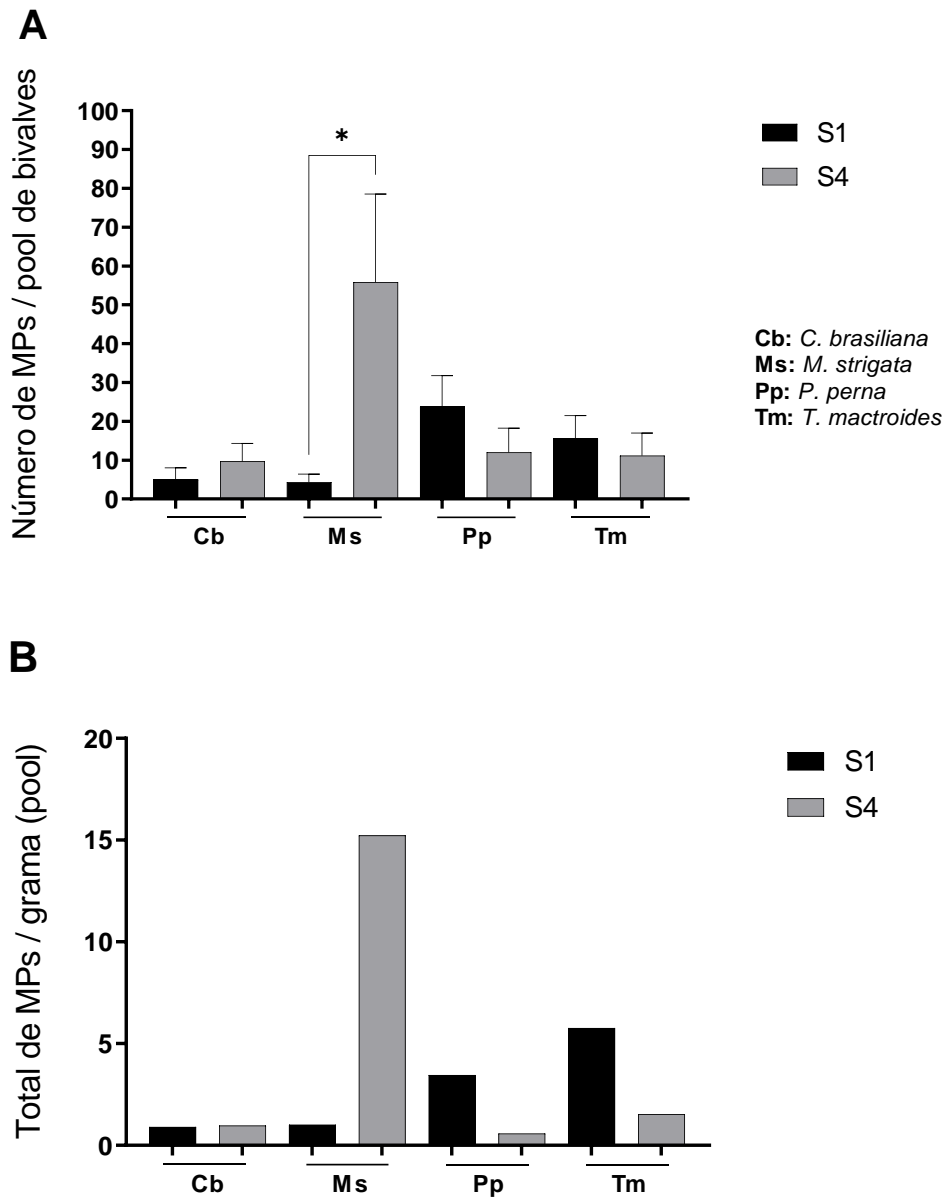
**Figura 4:** Distribuição das cores dos microplásticos encontrados nas análises de sedimentos nos pontos amostrais S1 a S5.

#### 4.2. Análises dos MPs encontrados no pool dos tecidos de bivalves

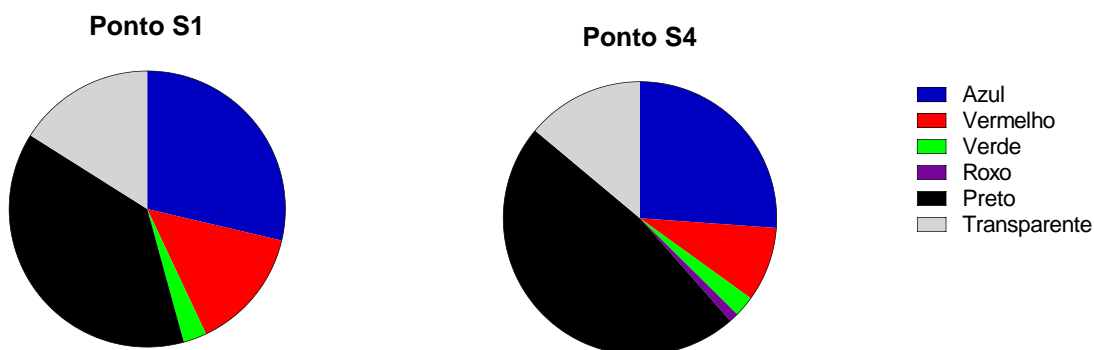
Não foram observadas diferenças significativas entre a média dos números de MPs encontrados em cada um dos quatro pools das espécies de bivalves analisadas (Kruskal-Wallis  $P=0.1693$ ), bem como entre os pontos de coleta, com exceção das amostras de *Mytella strigata*, a qual apresentou diferença significativa entre os pontos S1 e S4 ( $P=0.0481$ , Figura 5A). As amostras de *M. strigata* coletadas no S4 apresentaram o maior número MPs. Essa espécie também apresentou a maior quantidade de MPs por grama de tecido no ponto S4, com 15,23 MPs/g (Figura 5B).

Assim como nas análises de sedimento, para as amostras de tecido as cores de MPs mais frequentes foram azul e preto, onde preto representou 44,2% dos microplásticos, azul 27% e as demais cores em conjunto corresponderam a 28,8% das amostras (Figura 6).

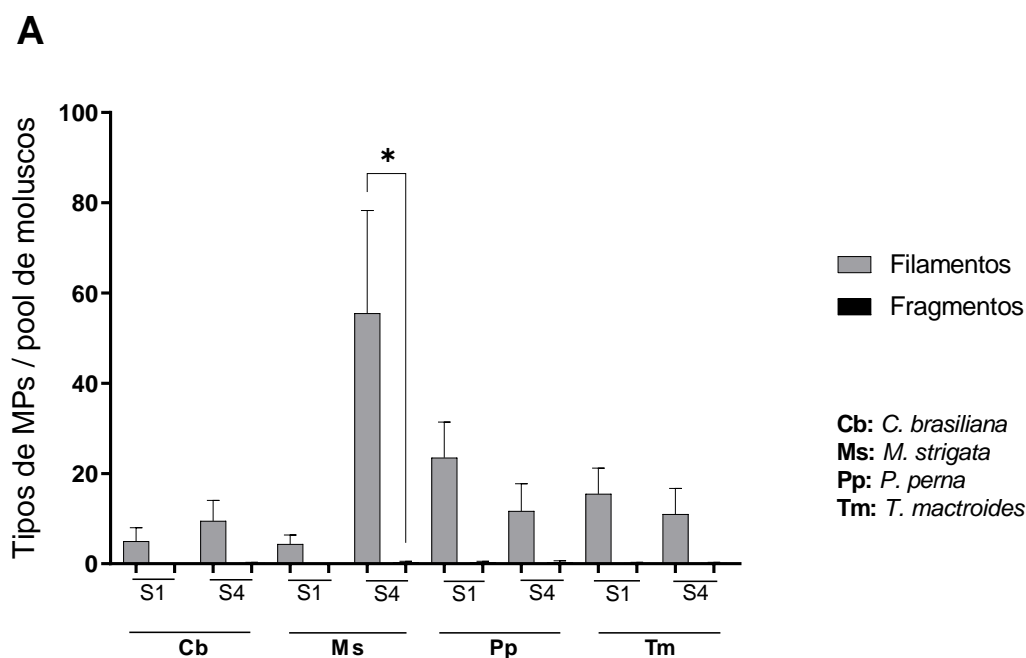
Em relação aos tipos de MPs, houve diferença significativa entre o valor médio de filamentos e fragmentos de MPs analisados entre as espécies (Kruskal-Wallis,  $P<0,0001$ ). De acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn, filamentos de *Mytella strigata* apresentou maior valor que os fragmentos dessa espécie no ponto S4 ( $P= 0.010$ , Figura 7).



**Figura 5:** Média + Erro Padrão dos MPs encontrados no *pool* de 10 indivíduos de *Crassostrea brasiliiana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* nos pontos de coleta S1 e S4 (A); quantidade de MPs por grama de tecido orgânico (B). (\* $P=0.0481$ , Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn).



**Figura 6:** Distribuição das cores de MPs encontrados nas análises de tecidos de bivalves nos pontos amostrais S1 e S4.



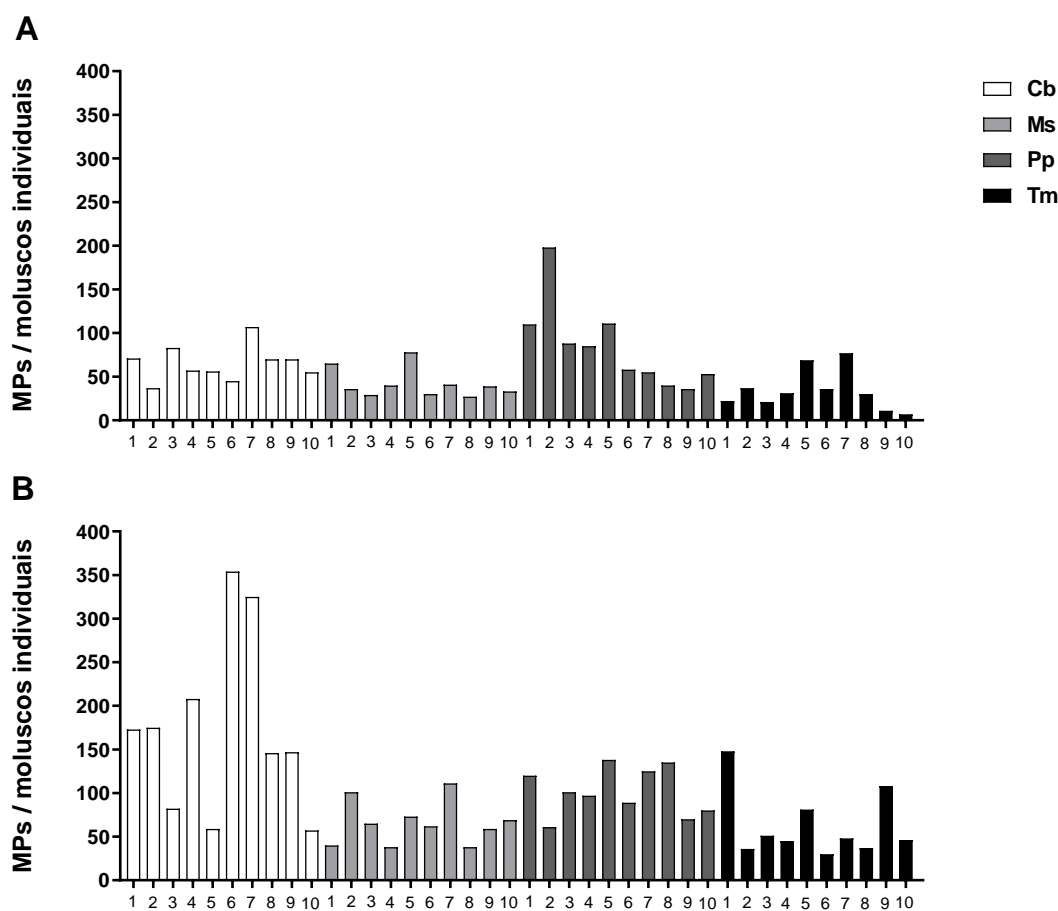
**Figura 7:** Média + Erro Padrão dos tipos de MPs encontrados no pool de espécies de bivalves *Crassostrea brasiliiana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* nos pontos amostrais S1 e S4 (\* $P=0.0101$ , Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn).

### 4.3. Análise das amostras individuais para cada espécie e frequência de ocorrência de MPs

Para essa análise foram encontrados um total de 6.272 MPs. Todos os indivíduos analisados em todas as quatro espécies apresentaram algum número de MPs, indicando uma frequência de contaminação de 100%. Houve grande variação no número de MPs encontrados nas espécies analisadas de ambos os pontos

amostrais. No S1, o maior valor de MPs pode ser observado na espécie *P. perna*, com o total de 834, enquanto o menor valor foi obtido na espécie *T. mactroides*, com 341 exemplares. Já no ponto amostral S4, a espécie com maior número de MPs foi *C. brasiliiana*, com 1.726 exemplares, enquanto a espécie com menor valor permaneceu sendo *T. mactroides*, com 630 exemplares de MPs. Considerando individualmente cada espécime, não foi observada uma distribuição homogênea, havendo oscilação entre a quantidade de MPs encontrados em cada espécime das espécies analisadas, tanto no ponto de coleta S1 quanto no S4 (Figuras 8 A e B).

Em relação às cores, a cor preta permaneceu predominante no valor total das amostras individuais de moluscos, compondo 39,5% do número total de MPs, seguido de azul com 33,4%, transparente com 19,4%, vermelho representando 6% e demais cores compondo 1,7% (Figura 9).

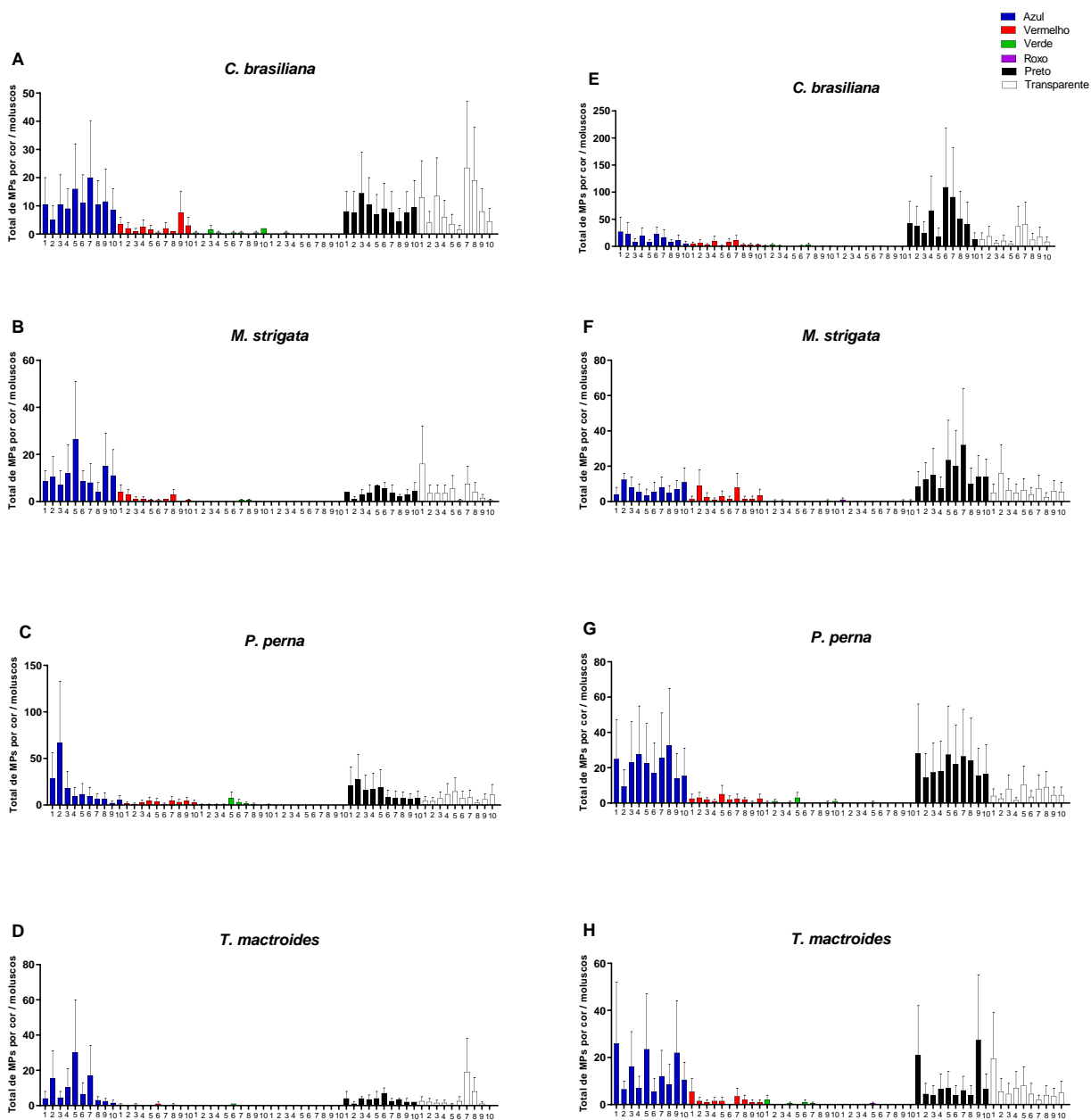


**Figura 8:** Distribuição do número de MPs encontrados em cada indivíduo (1 a 10) das espécies *Crassostrea brasiliiana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* no ponto de coleta S1 (A) e S4 (B).



S1

S4



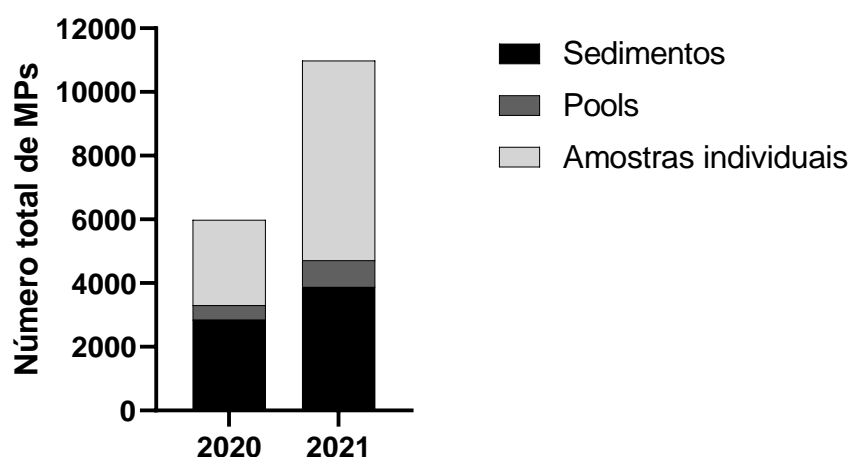
**Figura 9:** Distribuição de MPs em cada espécime de bivalve analisado (*Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides*), de acordo com a cor nos pontos de coleta S1 (A, B, C e D) e no ponto S4 (E, F, G e H).

#### 4.4. Comparação entre os valores de microplásticos encontrados antes (2020) e após (2021) o processo de engordamento

Visando verificar a possível influência do engordamento na área amostral, apresentamos a seguir uma comparação entre os dados obtidos anteriormente (COSTA *et al.*, submetido) e os dados obtidos no presente estudo.

Com relação ao número total de MPs, observou-se um acréscimo de 171,41%, passando de 3.337 MPs em 2020 para 9.057 em 2021 (Figura 10). A maior diferença encontrada entre os dois anos amostrais ocorreu para as amostras individuais dos bivalves, passando de 1.386 para 6.272 MPs após o processo de engordamento.

Todos os valores de MPs encontrados ao longo dos dois anos de coleta podem ser verificados no Material Suplementar.



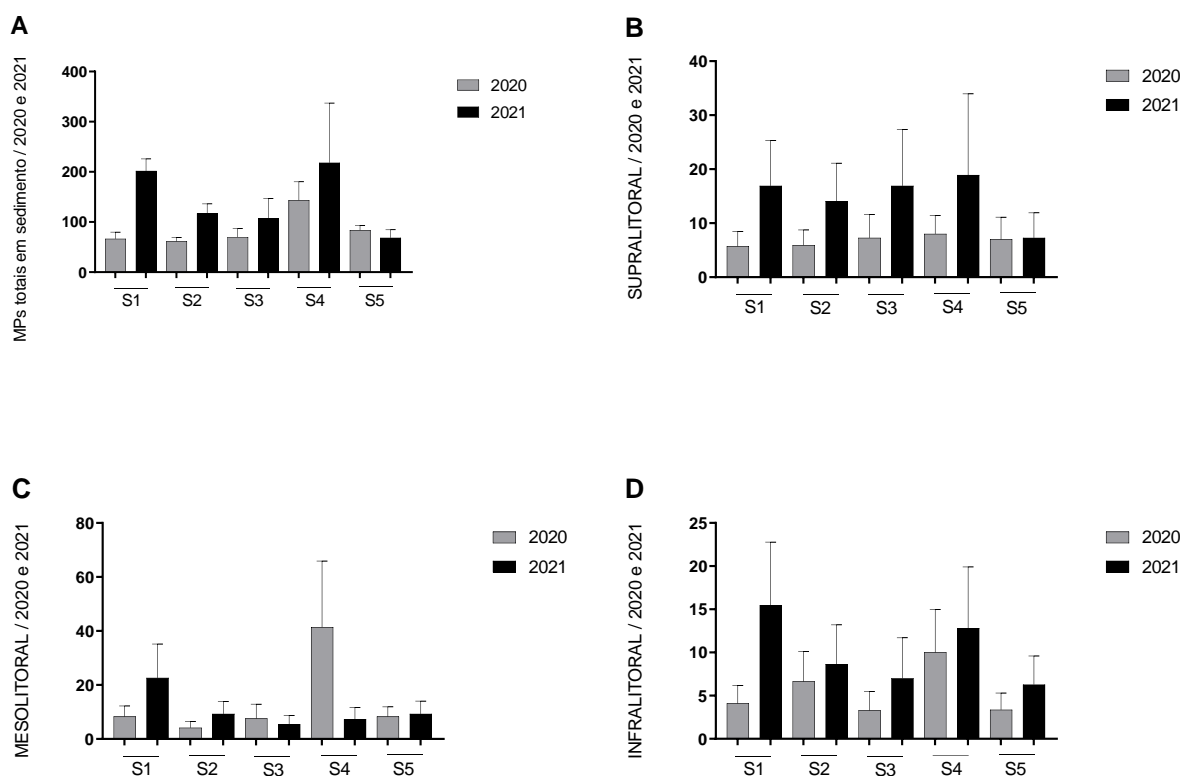
**Figura 10:** Comparação entre os números totais de MPs e em todas as matrizes contabilizados em 2020 e 2021.

##### 4.4.1. Microplásticos encontrados nas amostras de sedimento

O estudo prévio, realizado em 2020, encontrou um total de 1.488 MPs em suas amostras de sedimento. Em 2021, a quantidade foi de 1.960, configurando assim um aumento de 31,72% após o processo de engordamento. Comparando a quantidade total de MPs nos cinco sítios amostrais entre os dois anos de pesquisa, as amostras de sedimento de 2021 apresentaram maior número de microplásticos em relação a 2020, com exceção do ponto de coleta S5 (Figura 11A). Entretanto, não houve diferença significativa entre os dois anos ( $P=0.1484$ , Kruskal-Wallis, seguido por

comparações múltiplas de Dunn).

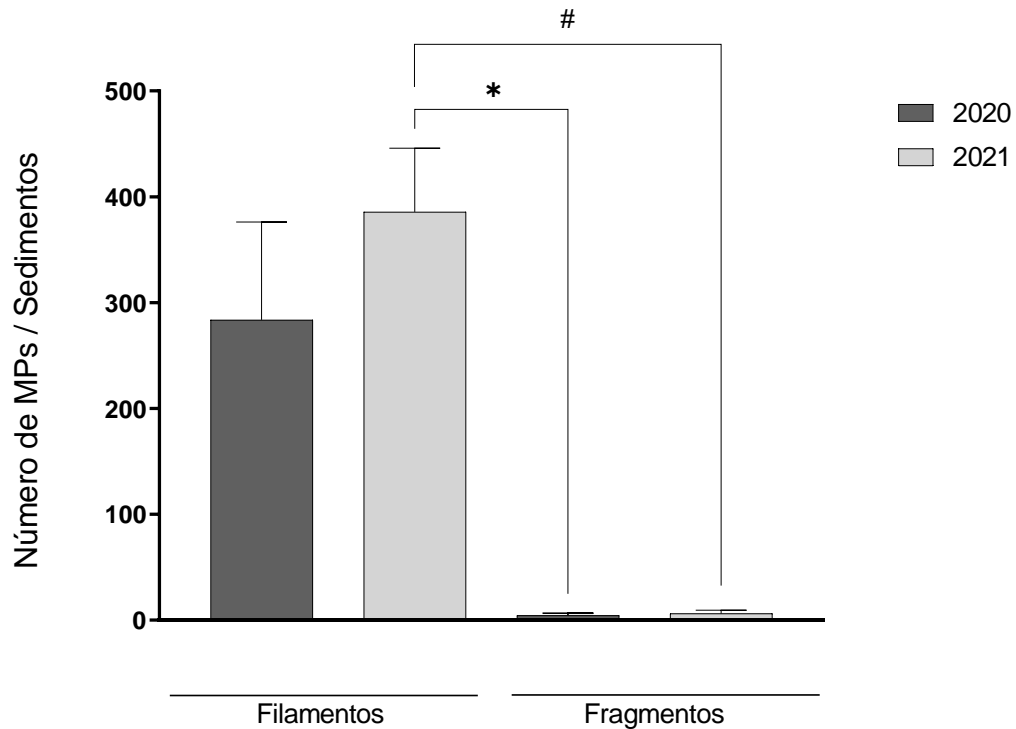
Comparando cada nível intertidal separadamente, o mesmo resultado pode ser observado nas análises do supralitoral, onde todos os pontos, com exceção do ponto S5, apresentaram maior número de MPs em 2021 (Figura 11B). No mesolitoral, tanto no ponto amostral S3 quanto no S4 a maior quantidade de MPs foi obtida em 2020 (Figura 11C). Por fim, o infralitoral apresentou o maior número de MPs nas coletas realizadas em 2021 em todos os sítios amostrais (Figura 11D). Todos os valores de  $P > 0,05$ , não apresentando diferença significativa (Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn).



**Figura 11:** Média + Erro Padrão da quantidade total de MPs encontrados nas amostras de sedimento em 2020 e 2021, somando os três níveis amostrais (A); somente no supralitoral (B); somente no mesolitoral (C); e somente no infralitoral (D). (Todos os valores de  $P > 0,05$ , Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn.)

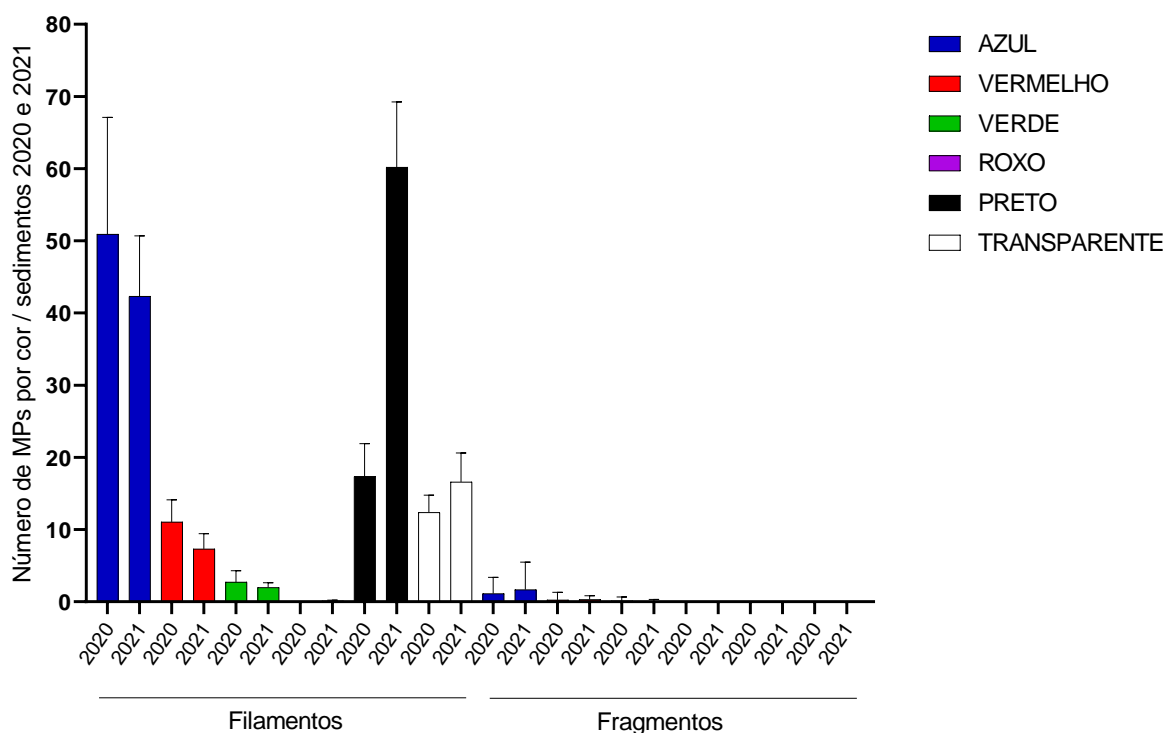
Em relação aos tipos de MPs, a quantidade de filamentos permaneceu maior em relação aos fragmentos, resultado observado tanto em 2020 quanto em 2021. O teste de Kruskal-Wallis apresentou diferença significativa ao comparar filamentos e fragmentos ( $P = 0,0018$ ) e, de acordo com o teste de comparações múltiplas de Dunn,

não houve diferença significativa entre 2020 e 2021 para filamentos, assim como não houve diferença significativa entre 2020 e 2021 para fragmentos. Entretanto, houve diferença significativa entre a quantidade de filamentos obtidos em 2021 comparados aos números de fragmentos de 2020 e também de 2021 (Figura 12).



**Figura 12:** Média + Erro Padrão de filamentos e fragmentos de MPs encontrados em 2020 e 2021 nas amostras de sedimentos. (#P=0,0151 e \*P=0,0105, teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.)

Quanto à comparação entre as quantidades de MPs por cores, azul foi predominante nas amostras de sedimentos de 2020, enquanto o preto foi a cor predominante nas amostras de 2021. Entretanto, não houve diferença significativa, com  $P > 0,05$ . Ambos os anos apresentaram MPs nas cores azul, vermelho, verde, preto e transparente para filamentos, e azul e vermelho para fragmentos. Fragmentos verdes foram encontrados em 2020, resultado que não se repetiu em 2021 (Figura 13).

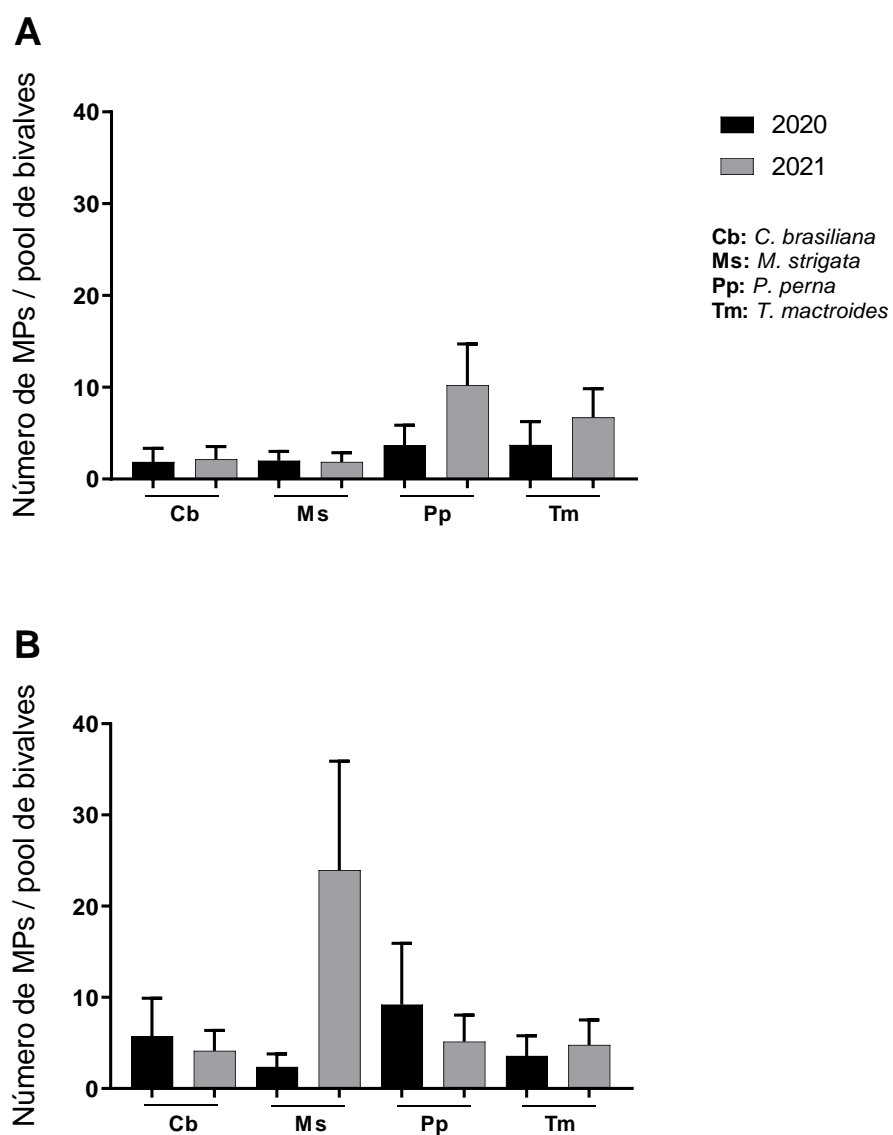


**Figura 13:** Média + Erro Padrão das cores de filamentos e fragmentos encontrados em 2020 e 2021 nas amostras de sedimentos. Representação do valor total de MPs, sem separação por ponto amostral ou nível intertidal de coleta. ( $P > 0,05$ , Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn.)

#### 4.4.2. Microplásticos encontrados no pool de bivalves

Em 2020, o número de MPs encontrados nas amostras dos pools de bivalves foi 463, contra 825 MPs encontrados em 2021, evidenciando assim um aumento de 78,18%. Entretanto, embora o aumento tenha sido expressivo, não houve diferença significativa ao comparar os dois anos de coleta. Para as análises do ponto de coleta S1, o teste de Kruskal-Wallis apresentou o valor de  $P = 0.5393$ ; enquanto nas análises para o ponto S4, nota-se o valor de  $P = 0.8370$ .

De modo geral, a maior quantidade de MPs pode ser observada nas coletas de 2021 para *M. strigata*. No ponto S1, observa-se um aumento na quantidade de MPs para as espécies *P. perna* e *T. mactroides*, enquanto que para as espécies *C. brasiliiana* e *M. strigata* os valores permaneceram semelhantes entre os dois anos. Para o ponto S4, o número de MPs em *M. strigata* e *T. mactroides* aumentaram, enquanto que *P. perna* e *C. brasiliiana* apresentaram uma redução na quantidade de MPs em 2021 (Figura 14).

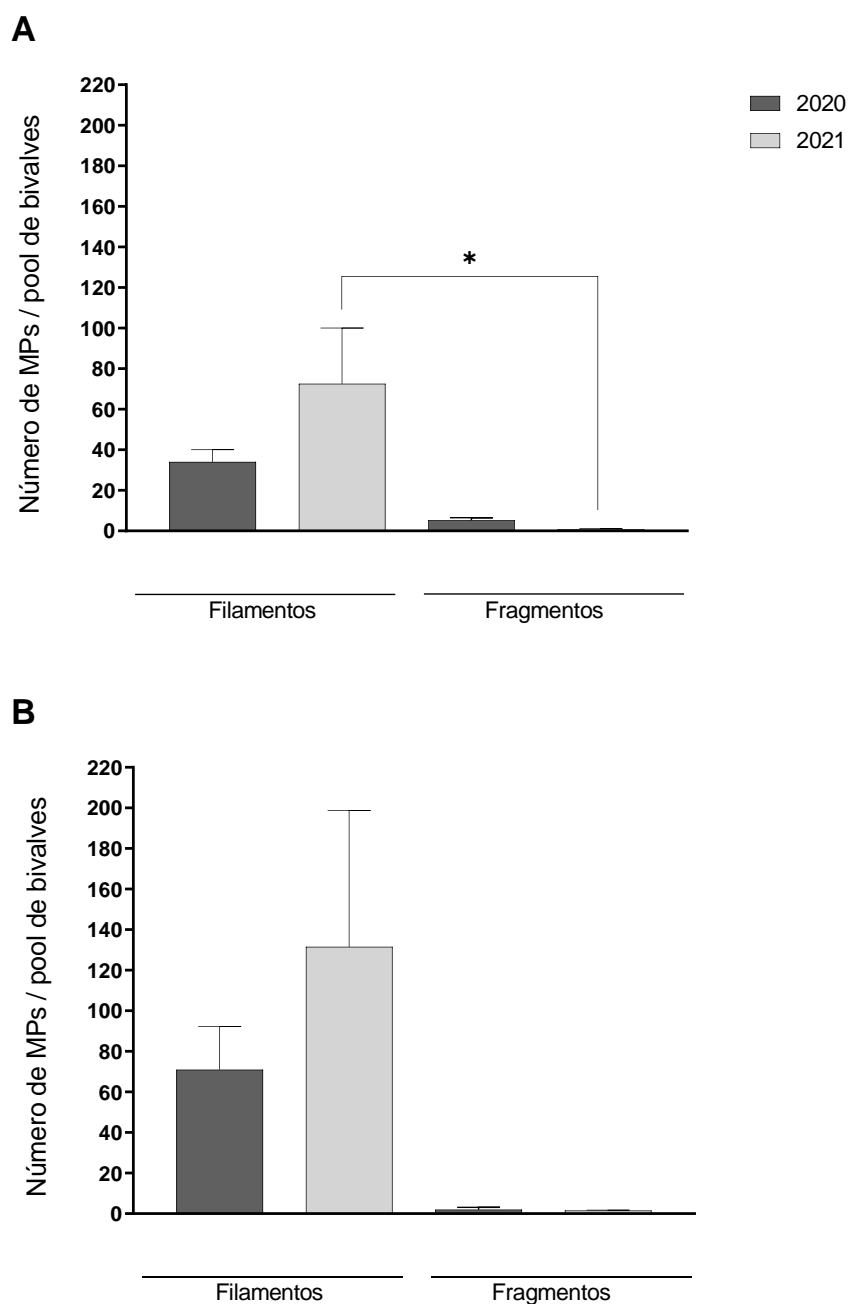


**Figura 14:** Média + Erro Padrão da quantidade total de MPs encontrados no pool de espécies de bivalves *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* em 2020 e 2021 nos pontos amostrais S1 (A); e S4 (B). (Todos os valores de  $P > 0,05$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.)

Em 2020, *T. mactroides* apresentou a maior quantidade de MPs por grama de tecido para o ponto S1 (4 MPs/g), enquanto *M. strigata* apresentou a maior quantidade de MPs por grama no ponto S4 (7,85 MPs/g). Os mesmos resultados se repetiram em 2021, com a maior quantidade de MPs por grama em *T. mactroides* no ponto S1 (5,76 MPs/g) e *M. strigata* no ponto S4 (15,23 MPs/g).

O padrão também se manteve quanto aos tipos de MPs, onde há maior quantidade de filamentos em relação a fragmentos em ambos os anos. Porém, comparando cada tipo de MP de acordo com o ano, enquanto em 2021 o número de filamentos foi maior que em 2020, o mesmo não se repete para fragmentos, onde a quantidade foi maior em 2020 do que em 2021 (Figura 15). No ponto de coleta S1, os dados mostraram-se normais com subsequente aplicação do teste ANOVA de uma via seguido por teste de Tukey, em que houve diferença significativa ( $P= 0.0131$ ). O teste *a posteriori* não indicou diferença nas comparações entre 2020 e 2021, mas indicou diferença entre a quantidade de filamentos de 2021 e a quantidade de fragmentos também de 2021, reforçando a discrepância entre os dois tipos de MPs.

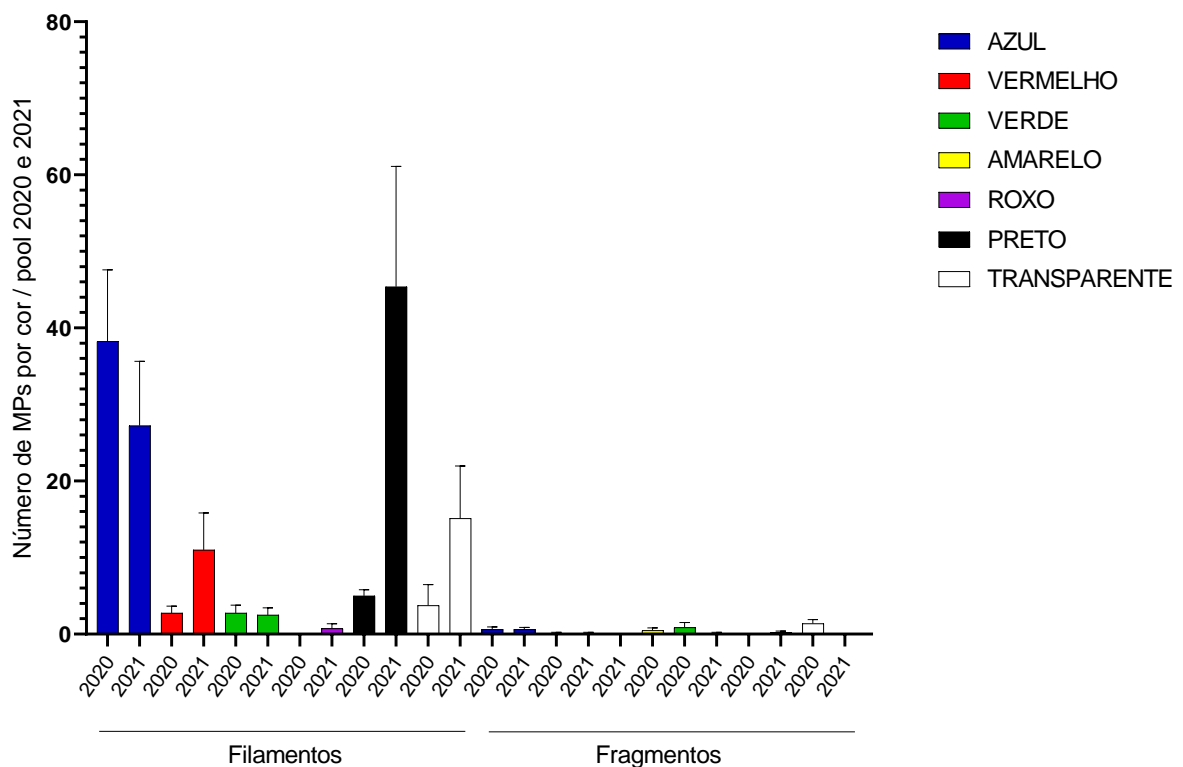
No ponto de coleta S4, para dados não normais e com a aplicação do teste de Kruskal-Wallis, o resultado também foi significativo, com valor de  $P=0.0009$ . Entretanto, o teste de comparações múltiplas de Dunn não apontou diferenças significativas, embora o valor de filamentos em 2021 seja maior do que em 2020.



**Figura 15:** Média + Erro Padrão de filamentos e fragmentos de MPs encontrados em 2020 e 2021, representando a soma total dos pools das quatro espécies analisadas nos pontos de coleta S1 (A) (\*0,0218, ANOVA de uma via seguido de Tukey); e S4 (B) (P=0.0009, Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas de Dunn).



Em relação às cores, o teste de Kruskal-Wallis apresentou o valor de  $P < 0,0001$ , entretanto, o teste *a posteriori* de Dunn não indicou diferenças significativas ao comparar cada cor entre os dois anos de coleta. Em 2020 azul predominou nas amostras de filamentos, enquanto em 2021 a maior quantidade de filamentos encontrados foi na cor preta. Assim como o preto, a quantidade de filamentos nas cores vermelho e transparente também aumentaram consideravelmente em 2021. A maior quantidade de filamentos verdes, entretanto, esteve presente em 2020. A cor roxa esteve presente somente nos filamentos coletados em 2021 e a cor amarela esteve presente somente em fragmentos coletados em 2020 (Figura 16).



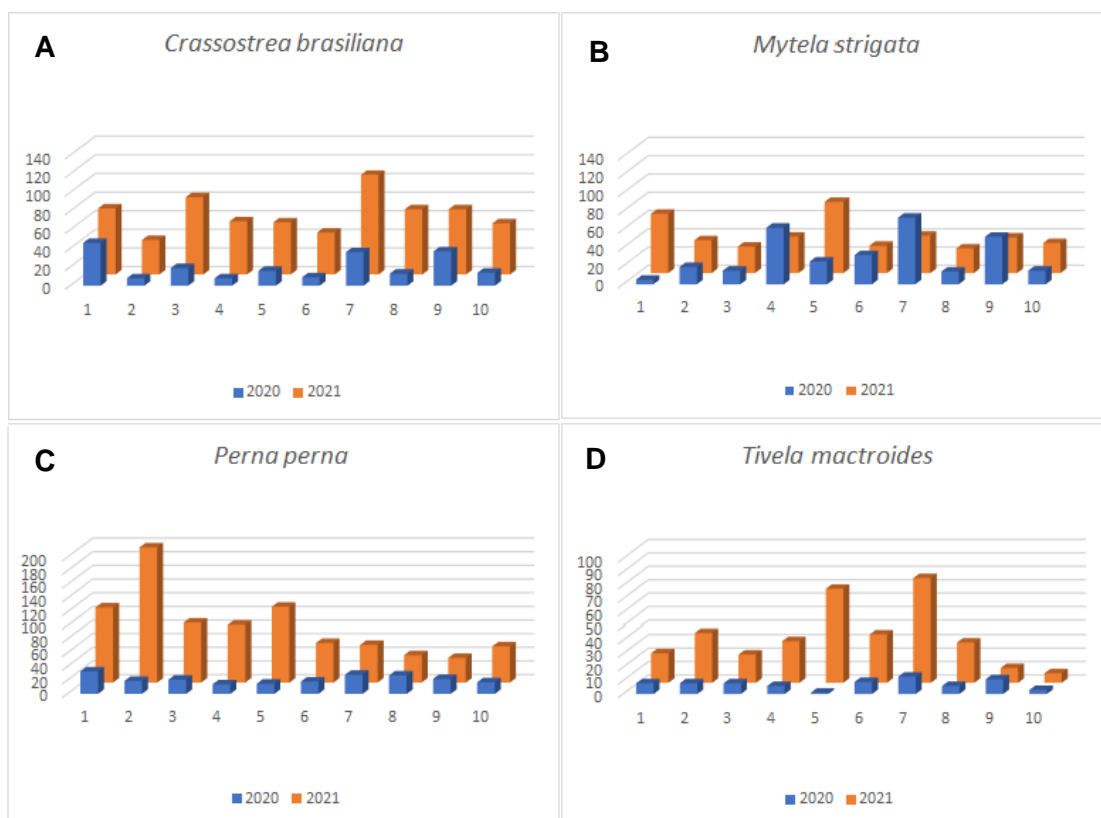
**Figura 16:** Média + Erro Padrão das cores de filamentos e fragmentos encontrados em 2020 e 2021 nas amostras dos pools de bivalves. Representação do valor total de MPs, sem separação por ponto amostral ou espécie. ( $P < 0,0001$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.)

#### 4.4.3. Microplásticos encontrados nas amostras individuais de bivalves

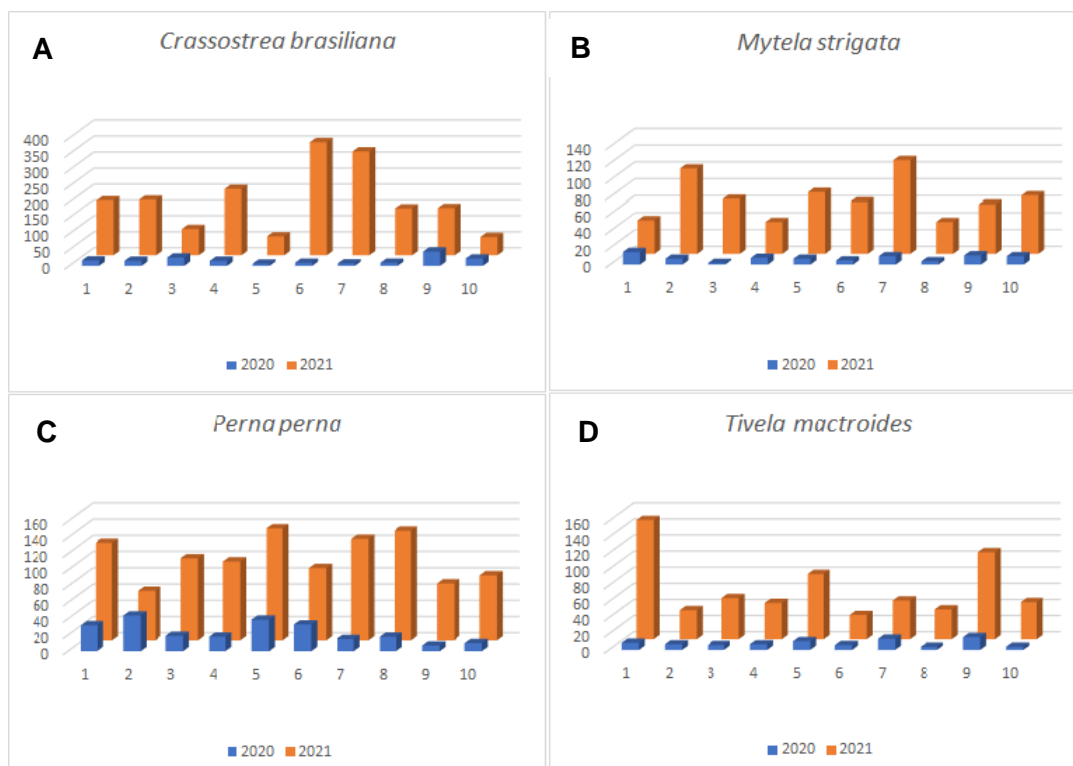
Conforme previamente indicado, a quantidade de MPs nas amostras individuais passou de 1.386 para 6.272 após o processo de engordamento, apresentando assim um aumento de 352,52%. A frequência de ocorrência de MPs também foi de 100% em 2021, assim como em 2020.

Para as análises realizadas com os espécimes de 1 a 10 coletados para as espécies *C. brasiliiana*, *M. strigata*, *P. perna* e *T. mactroides*, não houve diferença significativa ao comparar a quantidade de MPs de cada espécie entre os dois anos amostrais.

No ponto S1, o número de MPs foi maior em 2021 quando comparados a 2020 para quase todas as espécies, com exceção de *M. strigata*, onde alguns espécimes apresentaram maior número de MPs em 2020 (Figura 17). Todas as espécies e todos os espécimes do ponto S4 apresentaram maior valor de MPs em 2021 quando comparados a 2020 (Figura 18).

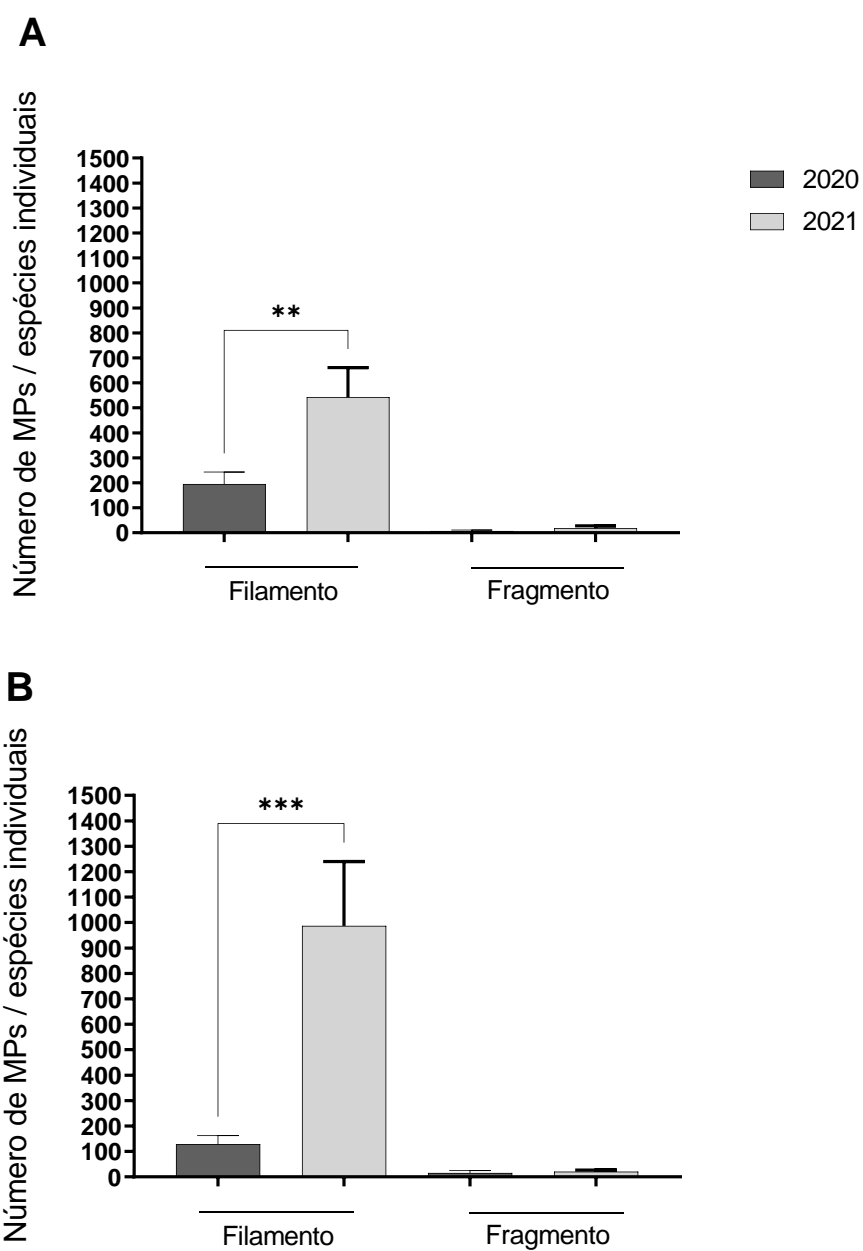


**Figura 17:** Distribuição da quantidade total de MPs encontrados nos dois anos de coletas e nas espécies de bivalves *Crassostrea brasiliiana* (A); *Mytella strigata* (B); *Perna perna* (C) e *Tivela mactroides* (D) no ponto amostral S1.



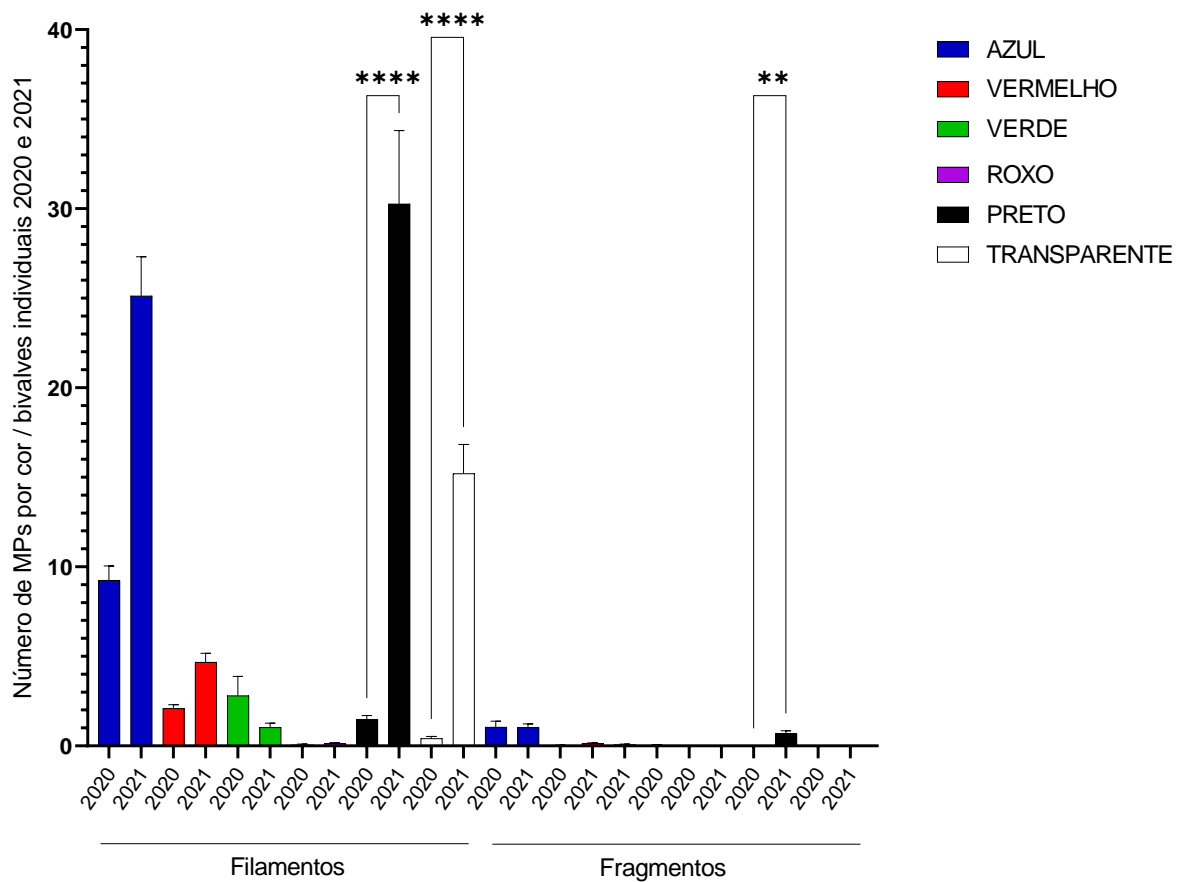
**Figura 18:** Distribuição da quantidade total de MPs encontrados nos dois anos de coletas e nas espécies de bivalves *Crassostrea brasiliana* (A); *Mytella strigata* (B); *Perna perna* (C) e *Tivela mactroides* (D) no ponto amostral S4.

Entretanto, ao separar a quantidade total de MPs entre filamentos e fragmentos, houve diferença significativa. Para o ponto S1, o teste ANOVA de uma via indicou valor significativo nos números de filamentos ( $P=0.0002$ ) (Teste de comparações múltiplas de Tukey). Também houve diferença significativa entre os filamentos no ponto S4, com maior valor em 2021 (teste ANOVA de uma via  $P=0,0004$ , seguido do teste de Tukey). Para fragmentos, o maior número também foi obtido em 2021, no entanto não houve diferença significativa (Figura 19).



**Figura 19:** Média + Erro Padrão de filamentos e fragmentos de MPs encontrados em 2020 e 2021, representando a soma total dos indivíduos (1 a 10) das espécies *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides* analisadas nos pontos de coleta S1 (A); e S4 (B). (\*\*P=0.0049 e \*\*\*P=0.0009, ANOVA de uma via e teste de comparações múltiplas de Tukey.)

Assim como nas análises anteriores (sedimento e pool de bivalves), azul foi a cor predominante em 2020 e o preto em 2021. Em ambos os anos, as cores azul, vermelho, verde, preto e transparente estiveram presentes. A cor roxa também apareceu nos dois estudos, embora em valores muito pequenos. Houve diferença significativa entre as médias das quantidades das cores preto e transparente para filamentos ( $P < 0,0001$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn), bem como preto para fragmentos com maiores valores em 2021 ( $P = 0,0095$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn) (Figura 20).



**Figura 20:** Média + Erro Padrão das cores de filamentos e fragmentos encontrados em 2020 e 2021 nas amostras individuais das espécies *Crassostrea brasiliana*, *Mytella strigata*, *Perna perna* e *Tivela mactroides*. Representação do valor total de MPs, sem separação por ponto amostral ou espécie. (\*\* $P = 0,0095$  e \*\*\* $P < 0,0001$ , teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn.)

## 5. DISCUSSÃO

O presente estudo apresentou como objetivos: (I) quantificar e classificar os tipos de MPs presentes nas amostras de sedimento, (II) quantificar e classificar os tipos de MPs presentes nas amostras de tecido de bivalves e (III) comparar os dados obtidos em 2020 e em 2021. Dessa forma, semelhante ao estudo anterior ao engordamento, todos os pontos amostrais analisados apresentaram-se contaminados por microplásticos (MPs), com uma frequência de 100% de ocorrência tanto nas amostras de sedimento quanto nas amostras de tecido das quatro espécies de bivalves, *Crassostrea brasiliiana*, *Perna perna*, *Mytella strigata* e *Tivela mactroides*. Entretanto, confirmando a hipótese que norteou esse estudo, houve um aumento no número de MPs em todas as matrizes analisadas após o processo de engordamento. Esse fato traz algumas reflexões e preocupações, principalmente relacionadas ao fato de que as espécies de bivalves usadas nesse estudo participam de diversas cadeias tróficas e são também amplamente consumidas pela população humana. Assim, a transferência de MPs para outros níveis tróficos é uma possibilidade, como já descrito por Zhang *et al.*, (2021).

Além disso, diversas espécies de bivalves vêm sendo utilizadas como bioindicadores para contaminação por MPs (VON MOOS *et al.*, 2012; DE WITTE *et al.*, 2014; AVIO *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2015, 2016). Dentre as espécies aqui estudadas, o gênero *Crassostrea* tem sido amplamente utilizado. A presença de MPs foi avaliada em *Crassostrea gigas* (LI *et al.*, 2018; SEVERINI *et al.*, 2019; CORAMI *et al.*, 2020; CHOI *et al.*, 2021), em *Crassostrea virginica* (WAITE *et al.*, 2018; CRAIG *et al.*, 2022) e em *Crassostrea gasar* (VIEIRA *et al.*, 2021). Já os estudos com *Crassostrea brasiliiana* são mais escassos, onde podemos citar Nobre *et al.*, (2020) e Guesse (2022). Dentre os Mitilídeos, o gênero *Mytilus* tem sido empregado em muitos estudos sobre a poluição por MPs, podendo-se citar *Mytilus galloprovincialis* (AVIO *et al.*, 2017; CHAE & AN, 2020; MASIÁ, 2022), *Mytilus edulis* (KAZOUR & AMARA, 2020), *Mytilus* spp (BRÂTE *et al.*, 2018) e *Perna canaliculus* (WEBB *et al.*, 2019). Para *Perna perna*, pode-se citar os trabalhos de SANTANA *et al.*, (2016), STAICHAK *et al.*, (2021), PATTERSON *et al.*, (2021) e BOM *et al.*, (2022). Finalmente, salvo melhor conhecimento, *Mytella strigata* e *Tivela mactroides* ainda não haviam sido utilizadas em estudos anteriores a Costa *et al.*, (submetido).

Comparando os dois períodos de coleta (abril de 2020 e março de 2021), houve um aumento considerável na quantidade total de microplásticos analisados no segundo período de estudo, passando de 3.337 em 2020 para 9.057 em 2021. Esse aumento de MPs após o processo de engordamento das praias analisadas foi de 171,41%, com expressivo aumento na quantidade de MPs encontrados nos moluscos analisados individualmente. Salvo melhor conhecimento, a influência e possíveis impactos de um processo de engordamento está sendo estudado pela primeira vez. Os resultados apontam para uma influência negativa que esse tipo de ação pode provocar no meio receptor, indicando que ao lado dos benefícios dessas obras, novos impactos podem ser causados. A transferência de MPs para a área receptora pode ser comprovada nesse estudo e as consequências desse aumento para a biota da área de influência merecem ser investigadas.

### **5.1. Análise dos microplásticos encontrados nas zonas intertidais da faixa de areia: comparando os achados entre os anos 2020 e 2021**

Os plásticos alcançam os sistemas costeiros e oceânicos por diversas fontes diretas e indiretas, como descarte de esgoto, deságue de rios, atividades pesqueiras e marinhas e águas pluviais, onde decantam e se assentam nos fundos oceânicos, nas ilhas remotas, sedimentos costeiros, de mar profundo e áreas estuarinas (HOSSAIN *et al.*, 2021). Dessa forma, os sedimentos costeiros são os principais destinos dos plásticos descartados ao longo do globo, sendo considerados como “lixeiros de plásticos” devido à alta concentração e diversidade dos polímeros encontrados nesses ambientes (ALOMAR *et al.*, 2016, SENDRA *et al.*, 2020), onde esse material plástico poderá se transformar em microplástico (GALLAGHER *et al.*, 2015).

A fragmentação de microplásticos em tamanhos menores é mais eficaz nas praias devido à alta radiação UV, abrasão física por ondas, disponibilidade de oxigênio (COLE *et al.*, 2011; GESAMP, 2014) e turbulência (BARNES *et al.*, 2009). De acordo com Covernton *et al.*, (2019), os microplásticos 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. Logo, tanto a composição arenosa das praias de Vitória quanto a proximidade dos pontos amostrais podem explicar a ausência de diferença significativa das quantidades de microplásticos entre os pontos

amostrais, resultado obtido mesmo com altos números de MPs encontrados e indicando assim que toda a costa da baía do Espírito Santo pode possuir MPs depositados uniformemente. Mathalon e Hill (2014) obtiveram resultados semelhantes em seu estudo sobre MPs em sedimentos intertidais, com altas concentrações de MPs ainda que os resultados não fossem estatisticamente significantes, corroborando assim nossos resultados.

Avaliando a quantidade de MPs encontrados, independente da zona intertidal, os maiores valores de MPs encontrados nas amostras de sedimento em 2021 foram obtidos no ponto de coleta S1, embora sem diferença significativa. O ponto S1 está localizado próximo ao Porto de Tubarão e à diversos equipamentos de lazer para a população, como pistas, rampas para *skate* e campos de futebol, concentrando assim uma grande atividade antrópica no local. O segundo local com maior concentração de microplásticos foi o ponto S4, que também possui alta atividade antrópica no local, além de estar localizado próximo ao Canal da Passagem. Esse canal pode estar agindo como fonte direta e transporte de MPs para a praia, uma vez que é cercado por atividades urbanas, pesqueiras e por comportar também diversas marinas e pontos de manutenção para barcos (COSTA *et al.*, 2017). Navios e outras embarcações também vem sendo considerados *hotspots* para a presença plásticos nos oceanos, os quais poderão aumentar a contaminação por MPs nas áreas adjacentes (CHEN & LIU, 2013) e os portos, de acordo com Riley *et al.*, (2019), são responsáveis por cerca de 20% lixo plástico marinho.

Por outro lado, o papel dos portos na contaminação por MPs em praias adjacentes a esses permanece pouco clara e ainda precisa ser melhor entendida (MASIÁ *et al.*, 2021). Zhou *et al.*, (2018) demonstraram que praias próximas a portos tem menor quantidade de MPs comparados a praias mais distantes. Outros autores (PENG *et al.*, 2017; ZHAO *et al.*, 2015) sugerem que MPs que chegam às praias tem origem terrestre e se acumulam nas plumas estuarinas e fluviais, ou poderiam ser carregados por correntes e marés (MASIÁ *et al.*, 2019). A grande quantidade de MPs no ponto S4 poderia ser justificada pela presença do Canal da Passagem, mas a provável contribuição do Porto de Tubarão para a grande quantidade de MPs no ponto S1 precisa ser melhor investigada.

Quanto às zonas intertidais avaliadas, em estudos prévios, como observado por Liebezeit e Dubaish (2012), altas concentrações de microplásticos foram



encontrados na zona supralitoral da faixa de areia. Resultados semelhantes foram evidenciados por Mathalon e Hill (2014), que encontraram altas concentrações de MPs no supralitoral, assim como no infralitoral. Entretanto, não houve diferença significativa entre os três níveis intertidais da faixa de areia neste estudo, assim como demonstrado em trabalhos anteriores (LAGLBAUER *et al.*, 2014; BRIDSON *et al.*, 2020). Da mesma forma, a distribuição de MPs nas zonas intertidais também varia ao compararmos os resultados de 2020 e 2021, indicando que não há um padrão demonstrando qual zona da faixa de areia acumula mais ou menos MPs. Logo, a ausência de padrão nesses resultados indica que não há uma zona preferencial para acumulação de MPs. Além disso, concentrações de MPs em praias e suas zonas podem ser influenciadas por fatores ambientais e antropogênicos (CHOUCHENE *et al.*, 2019), tais como esgotos domésticos e industriais e lixiviados de aterros (HORTON *et al.*, 2017).

Em relação ao tipo, os filamentos foram predominantes nas amostras de sedimento em detrimento dos fragmentos, com diferença significativa. Esse resultado é comumente encontrado nos trabalhos com MPs e se repetiu em todas as nossas matrizes analisadas (sedimentos e tecido de bivalves). Estudos prévios já haviam demonstrado que a quantidade de filamentos é mais abundante do que os demais tipos de MPs (REBELEIN *et al.*, 2021; GAGO *et al.*, 2018; WOODS *et al.*, 2018, NGUYEN *et al.*, 2020). O mesmo resultado foi observado para as coletas de 2020, onde a quantidade de filamentos foi maior do que fragmentos, apesar de não haver diferença significativa. Logo, os resultados obtidos no presente estudo corroboram a predominância de filamentos microplásticos nos ambientes marinhos.

Quanto às cores, filamentos pretos foram predominantes em 2021, enquanto em 2020 a cor predominante foi a azul. Entretanto, não houve diferença significativa ao comparar a quantidade e a predominância das cores nos dois anos de estudo. Em geral relaciona-se aos materiais de pesca, como linhas e redes de arrasto, a predominância da cor azul nas amostras de microplásticos. De acordo com Baptista Neto *et al.*, (2019) os instrumentos para atividade pesqueira são uma provável fonte de filamentos de microplástico através da degradação, principalmente em áreas com intensa atividade pesqueira. Assim, a mudança da predominância de cores em um espaço de tempo de apenas um ano novamente pode evidenciar o impacto causado pelo processo de engordamento através da dragagem das jazidas, uma vez que toda a composição dos microplásticos disponíveis no ambiente foi alterada. Deve-se

ressaltar que não foram realizados estudos visando verificar a presença de MPs nas jazidas antes da realização do processo de engordamento, o que poderia confirmar nossa suposição.

Quanto ao número de microplásticos encontrados em 2020 e 2021 nas amostras de sedimento, houve um aumento de 31,72%. Apesar de não haver diferença significativa, a quantidade total de microplásticos por ponto amostral foi maior no ano de 2021 em quase todos os pontos de coleta, com exceção do ponto S5. Esse foi também o ponto que sofreu maior perda da faixa de areia após o processo de engordamento, com a atuação de marés destruindo rapidamente a faixa de sedimento que foi acrescentada (informações pessoais). No período das coletas, em março de 2021, pode-se observar que grande parte da região acrescida já havia sido perdida pela ação mecânica das ondas, ao contrário dos demais pontos de coleta localizados na Praia de Camburi. Logo, podemos inferir que a rápida dispersão do material utilizado para a engorda contribuiu para que o ponto S5 em 2021 apresentasse quantidades menores de MPs que em 2020.

Por outro lado, a quantificação de MPs nos trabalhos pode variar bastante devido à falta de padronização nos protocolos (DODSON *et al.*, 2020). A profundidade do sedimento amostrado, a localização das áreas amostrais em relação à linha de costa, as metodologias usadas no laboratório, por ex., separação das amostras, malhas diferentes no peneiramento (NGUYEN *et al.*, 2020), além das unidades (volume, peso, área) usadas na seleção da amostra diferem na literatura. Como exemplo, há o uso de microplásticos/kg em peso seco de sedimento (LEADS & WEINSTEIN, 2019), microplásticos/kg de sedimento (YU *et al.*, 2018), microplásticos/m<sup>2</sup> de sedimento (WESSEL *et al.*, 2016; GRAY *et al.*, 2018), e até mesmo gramas de plástico/litro de sedimento (BAZTAN *et al.*, 2014). Todos esses fatores dificultam a comparação entre os resultados. E em se tratando de um estudo onde se avaliou a influência de um processo de engordamento sobre a contaminação de MPs, essas dificuldades aumentam, uma vez que não foram encontrados estudos semelhantes para comparação. Vale ressaltar que a metodologia empregada nesse estudo foi igual ao estudo realizado em 2020, permitindo assim a comparação dos resultados entre os anos de amostragem (2020 e 2021).

## **5.2. Análises dos MPs encontrados no pool dos tecidos de bivalves: comparando os achados entre os anos 2020 e 2021**

As análises demonstraram que nos dois anos amostrais todas as espécies de bivalves analisadas estavam contaminadas por MPs. Houve um aumento de 78,18% de microplásticos de 2021 para 2020 e, embora não tenha havido diferença significativa ao comparar os dados dos dois anos de coleta, é possível perceber que todas as espécies foram afetadas pelo processo de engordamento, com expressivo aumento da quantidade de microplásticos encontrados nos tecidos. Entretanto, apesar da alta concentração de microplásticos encontrada, também não houve diferença significativa ao comparar o pool de cada espécie de bivalves entre si, tanto para os dados de 2020 como para 2021.

Ao realizar a análise dos dados obtidos em 2021, pós-engordamento e entre os pontos de coleta, *M. strigata* foi a única espécie a apresentar diferença significativa entre as quantidades de MPs obtidas nos pontos S1 e S4. Quanto à quantidade de MPs por grama de tecido, em 2020 a maior quantidade de MPs/g no ponto S1 foi obtida para *T. mactroides*, enquanto no ponto S4 a maior quantidade foi para *M. strigata*. O mesmo resultado se repete em 2021, sugerindo que ambas as espécies possuem as maiores taxas de assimilação de MPs. Entretanto, uma vez que o trabalho não objetivou estudar a taxa de assimilação de microplásticos pelas espécies, sugerimos que estudos futuros elucidem essa questão.

Os resultados encontrados apresentaram valores consideravelmente altos de microplásticos no pool dos bivalves analisados, fator preocupante uma vez que as quatro espécies escolhidas para esse estudo são muito consumidas pela população local em suas áreas de ocorrência, apesar da falta de trabalhos que corroborem essa informação. Em quase vinte anos de monitoramento dos pontos amostrais realizados pelo Laboratório de Malacologia com estudos sobre imposex (COSTA *et al.*, 2013; COSTA *et al.*, 2014; OTEGUI *et al.*, 2019) os autores e colaboradores verificaram a presença constante de catadores de mariscos nos dois pontos amostrais. Uma vez que a culinária local é muito voltada para frutos do mar e uma presença constante na mesa dos capixabas, o risco de contaminação humana por consumo desses organismos é uma real possibilidade.

Os bivalves, conforme discutido por Zhang *et al.*, (2020), podem ser uma das maiores fontes de ingestão de MPs por humanos, quando comparados a outros frutos

do mar. MPs possuem um longo tempo de residência e estabilidade química no ambiente, e assim podem ser transferidos através de teias tróficas marinhas (ANDRADY, 2011). A presença de MPs em bivalves marinhos comestíveis que vivem no sedimento de praias já foi reportada em outras áreas costeiras. Mathalon e Hill (2014) encontraram grandes quantidades de filamentos em bivalves no Canadá e Phuong *et al.*, (2019), no litoral do Vietnã. Dessa forma, a presença de MPs em bivalves comestíveis representa um risco potencial para a saúde humana. Além disso, resultados semelhantes foram encontrados para outras espécies de organismos marinhos consumidos pelo homem, tais como o pepino do mar *Apostichopus japonicus* (MOHSEN *et al.*, 2022), para os peixes *Trachurus murphyi*, *Eleginops maclovinus*, *Strangomera bentincki*, *Aplodactylus punctatus*, *Merluccius gayi* e *Basilichthys australis* (POZO *et al.*, 2019), para as espécies de camarão *Metapenaeus dobsoni* e *Fenneropenaeus indicus*, o caranguejo *Portunus pelagicus* e a espécie de lula *Uroteuthis (Photololigo) duvaucelii* (DANIEL *et al.*, 2021), espécies comestíveis e com apelo comercial, onde os autores destacaram a preocupação com consumo de microplásticos por seres humanos através da alimentação com frutos do mar.

Uma outra preocupação relacionada à contaminação por MPs se dá sobre sua interação com diversos contaminantes presentes nos ambientes, como metais e poluentes orgânicos persistentes, entre os quais 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 (HECTORS *et al.*, 2011; VAFEIADI *et al.*, 2014; ZONG *et al.*, 2018). Uma vez que os MPs possuem capacidade para a adsorção de compostos, eles podem agir como reservatórios e transportadores desses poluentes (BAKIR *et al.*, 2014, RODRIGUES *et al.*, 2019). Dessa forma, a ingestão de bivalves contaminados com MPs representa um risco não só pela assimilação do MP em si, mas também pelos possíveis compostos orgânicos e prejudiciais que podem estar associados a eles.

À medida que a abundância de MPs aumenta, sua biodisponibilidade para

organismos marinhos aumenta em conjunto. A cor, densidade, forma, tamanho e abundância dessas minúsculas partículas de plástico afetam sua biodisponibilidade para organismos marinhos (WRIGHT *et al.*, 2013; VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015). Da mesma forma, observa-se que os bivalves refletem a abundância dos MPs no ambiente, processo que fica claro quando se analisa a diferença nos números coletados de um ano para o outro.

O tipo de MP predominante nas amostras permaneceu sendo filamento em ambos os anos de coleta, corroborando a hipótese já apresentada por outros autores (REBELEIN *et al.*, 2021; GAGO *et al.*, 2018; GRAY *et al.*, 2018; LEADS & WEINSTEIN, 2019) de que há predominância desse tipo de microplástico. Li *et al.*, (2015), Ding *et al.*, (2018) e Rochman *et al.*, (2015) também reportaram que filamentos são o tipo de MPs predominantes em bivalves, respondendo por cerca de 80 % desse tipo de MPs.

Além disso, o número de fragmentos encontrados foi maior em 2020, anteriormente ao engordamento. Esse resultado, aliado aos resultados encontrados com relação às cores, onde a cor predominante de microplásticos em 2020 foi azul, e em 2021 foi preto, corrobora a hipótese de que o processo de engordamento alterou a composição e a disponibilização de microplásticos das regiões analisadas.

Estudos prévios realizados próximos à área de estudo (BAPTISTA-NETO *et al.*, 2019; COSTA *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, submetido) apontaram uma relação entre atividades pesqueiras e a predominância de MPs na cor azul. Uma vez que as jazidas utilizadas para a dragagem de sedimento ficam próximas ao Canal da Costa, que por sua vez recebe frequentes aportes de esgoto doméstico por meio de galerias de drenagem pluvial sob influência da maré (SARTÓRIO, 2018), a predominância de MPs na cor preta pode estar ligada a outras prováveis fontes de plásticos e microplásticos não advindas de atividades pesqueiras. Sugere-se, dessa forma, que estudos posteriores avaliem a relação entre os tipos de microplásticos presentes no ambiente e sua fonte.

### **5.3. Análise das amostras individuais para cada espécie e frequência de ocorrência de contaminação: comparando os achados entre os anos 2020 e 2021**

Todos os espécimes analisados individualmente apresentaram microplásticos

tanto na amostragem de abril de 2020 quanto a realizada em março de 2021, confirmando 100% de frequência de contaminação nos dois anos de estudo. Ao comparar o número de MPs entre cada espécie, não houve diferença significativa entre os valores de microplásticos das duas amostragens. Entretanto, os altos números de MPs encontrados em 2021 quando comparados a 2020 corroboram o impacto causado pelo processo de engordamento nas praias analisadas, reforçando mais uma vez a necessidade de estudos prévios sobre microplásticos em procedimentos de engordamento ou que envolvam mudança na composição sedimentar do local.

Nos resultados de 2021, *Perna perna* foi a espécie que apresentou maior quantidade de MPs no ponto S1, enquanto *C. brasiliiana* foi a espécie com a maior quantidade de MPs no ponto S4. Em contrapartida, em ambos os pontos de coleta, a espécie com o menor número de microplásticos foi *T. mactroides* (Figura 6). Uma vez que não há estudos prévios com *T. mactroides*, torna-se difícil realizar uma comparação em função da sua menor quantidade de MPs. Logo, novos trabalhos focados em compreender a o comportamento, a taxa de assimilação e as consequências dos microplásticos em *Tivela mactroides* devem ser realizados no futuro, para elucidar como a espécie se comporta e é afetada pelos microplásticos.

Quanto aos tipos de microplástico, houve diferença significativa entre os números de filamentos de 2020 e 2021 para os dois pontos amostrais analisados, evidenciando ainda mais o aumento de quantidade de MPs após o engordamento. O mesmo ocorreu para as cores dos MPs encontrados, onde houve diferença significativa entre 2020 e 2021. Antes do engordamento houve predomínio da cor azul para todas as espécies e para todos os exemplares, ao passo que após o engordamento a cor preta predominou, além da grande quantidade de filamentos transparentes e de fragmentos pretos nesse ano.

Além disso, as análises individuais dos espécimes apresentaram uma maior quantidade de microplásticos em comparação com as análises realizadas com o pool das espécies de bivalves, resultado bastante intrigante. Considerando que os processos de digestão, filtragem e triagem de material foram realizados pelo mesmo pesquisador e seguindo os mesmos protocolos, tanto para o pool de espécies quanto para as análises individuais, esperava-se que a quantidade de microplásticos encontrada no pool dos bivalves fosse semelhante a quantidade encontrada para os

espécimes estudados individualmente. Ademais, o tamanho médio dos espécimes de cada espécie utilizados para ambos os procedimentos era similar, indicando que a discrepância entre o número de microplásticos não está relacionada com o tamanho dos bivalves analisados. Resultados similares foram observados por Costa *et al.*, (submetido) durante as análises realizadas em 2020. Dessa forma, sugere-se que novos estudos comparativos sejam realizados, visando entender e explicar essa diferença encontrada entre a metodologia de se usar análises individuais ou pool de tecidos para as espécies. Uma vez que seja possível compreender a diferença entre as metodologias, será possível determinar uma metodologia mais assertiva para a análise de microplásticos em bivalves marinhos.

## 6. CONCLUSÃO

Os resultados aqui obtidos confirmam que os microplásticos estão amplamente distribuídos no ambiente costeiro e marinho, além de evidenciarem também que os processos de aterros e engordas realizados nas praias urbanas podem contribuir para o aumento da quantidade de microplásticos presentes não apenas nos sedimentos, mas também nos organismos que estão em contato direto com o ambiente. Dessa forma, ações antrópicas que alteram a configuração das praias poderiam também contribuir no risco de contaminação de MPs em humanos através da cadeia trófica, visto que consumimos grande parte desses organismos, como no caso dos bivalves aqui estudados. Logo, a partir desses achados recomenda-se que sejam realizadas análises prévias das jazidas e que se estabeleça, dentre os critérios para sua seleção, a quantidade de microplásticos presentes. Além disso, a assimilação de microplásticos pelas espécies estudadas evidencia o papel sentinela dos bivalves e a necessidade de se realizar mais estudos sobre bivalves e sua relação com os microplásticos e o consumo humano, uma vez que, salvo melhor conhecimento, a avaliação da presença de MPs em *M. strigata* e *T. mactroides* ainda não havia sido realizada até o desenvolvimento do estudo de Costa *et al.*, (submetido), anterior ao engordamento.



## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAYOMI, O. A.; RANGE, P.; AL-GHOUTI, M. A.; OBBARD, J. P.; ALMEER, S. H.; BEN-HAMADOU, R. Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 124, no. 1, p. 181–188, 2017. DOI 10.1016/j.marpolbul.2017.07.011.

ALBINO, J.; OLIVEIRA, R. Monitoramento Topográfico e granulométrico das areias da Praia de Camburi, Vitória, ES Antes, Durante e Após o Engordamento Artificial. **Simpósio Brasileiro sobre praias Arenosas**. 2000.

ALBINO, J.; PAIVA, D. S.; MACHADO, G. M.; Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosiva e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. In: **Geografares**, Vitória, n 2, jun. 2001.

ALHARBI, O. M. L.; BASHEER, A. A.; KHATTAB, R. A.; ALI, I. Health and environmental effects of persistent organic pollutants. **Journal of Molecular Liquids**, vol. 263, p. 442–453, 2018. DOI 10.1016/j.molliq.2018.05.029.

ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. **Marine Environmental Research**, vol. 115, p. 1–10, 2016. DOI 10.1016/j.marenvres.2016.01.005.

AMOBONYE, A.; BHAGWAT, P.; SINGH, S.; PILLAI, S. Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. **Science of the Total Environment**, vol. 759, p. 143536, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.143536.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. DOI 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.

AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment. A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. **Environment International**, vol. 102, p. 165–176, 2017. DOI 10.1016/j.envint.2017.02.013.

AVANTEC ENGENHARIA LTDA. Projeto de Recuperação das Praias da Curva da Jurema e de Camburi. **Relatório técnico**. Vitória, 2019.

AVIO, C. G.; GORBI, S.; MILAN, M.; BENEDETTI, M.; FATTORINI, D.; D'ERRICO, G.; PAULETTO, M.; BARGELLONI, L.; REGOLI, F. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. **Environmental Pollution**, vol. 198, p. 211–222, 2015. DOI 10.1016/j.envpol.2014.12.021.

AVIO, C. G.; GORBI, S.; REGOLI, F. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. **Marine Environmental Research**, vol. 128, p. 2–11, 2017. DOI 10.1016/j.marenvres.2016.05.012

BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 140, p. 14–21, 2014. DOI 10.1016/j.ecss.2014.01.004

BAPTISTA NETO, J. A.; GAYLARDE, C.; BEECH, I.; BASTOS, A. C.; DA SILVA QUARESMA, V.; DE CARVALHO, D. G.. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean and Coastal Management**, vol. 169, no. September 2018, p. 247–253, 2019. DOI 10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030.

BARNES, D. K. A.; WALTERS, A.; GONÇALVES, L. Macroplastics at sea around Antarctica. **Marine Environmental Research**, vol. 70, n. 2, p. 250–252, 2010. DOI 10.1016/j.marenvres.2010.05.006

BAZTAN, J.; CARRASCO, A.; CHOUINARD, O.; CLEAUD, M.; GABALDON, J. E.; HUCK, T.; JAFFRÈS, L.; JORGENSEN, B.; MIGUELEZ, A.; PAILLARD, C.; VANDERLINDEN, J. P. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of microplastic pollution: First diagnosis of three islands in the Canary Current. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 80, no. 1–2, p. 302–311, 15 Mar. 2014. DOI 10.1016/J.MARPOLBUL.2013.12.052.

BOM, F. C.; DE BRITO, W. V. F.; SÁ, F. Microplastics concentration in bivalve of economic importance, a case study on the southeastern Brazilian coast. **Regional Studies in Marine Science**, vol. 52, p. 102346, 2022. DOI 10.1016/j.rsma.2022.102346.

BRÅTE, I. L. N.; HURLEY, R.; IVERSEN, K.; BEYER, J.; THOMAS, K. V.; STEINDAL, C. C.; GREEN, N. W.; OLSEN, M.; LUSHER, A. *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. **Environmental Pollution**, vol. 243, p. 383–393, 2018. DOI 10.1016/j.envpol.2018.08.077.

BRIDSON, J. H.; PATEL, M.; LEWIS, A.; GAW, S.; PARKER, K. Microplastic contamination in Auckland (New Zealand) beach sediments. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 151, no. January, p. 110867, 2020. DOI 10.1016/j.marpolbul.2019.110867.

BUENO, C.; ALVES, F. L.; PINHEIRO, L. M.; PEREZ, L.; AGOSTINI, V. O.; FERNANDES, E. H. L.; MÖLLER, O. O.; WESCHENFELDER, J.; PINHO, G. L. L.; WALLNER-KERSANACH, M.; MOURA, R. R.; DURÁN, J. M.; ETCHEVERS, I.; COSTA, L. D. F.; WERLANG, C. C.; BORTOLIN, E.; MACHADO, E.; FIGUEIRA, R. C. L.; FERREIRA, P. A. L.; ANDRADE, C.; FORNARO, L.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, F. The effect of agricultural intensification and water-locking on the world's largest coastal lagoonal system. **Science of the Total Environment**, v. 801, p. 149664, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.149664.

CANESI, L.; CIACCI, C.; BERGAMI, E.; MONOPOLI, M. P.; DAWSON, K. A.; PAPA, S.; CANONICO, B.; CORSI, I. Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus*. **Marine Environmental Research**, vol. 111, p. 34–40, 2015. DOI 10.1016/j.marenvres.2015.06.008.

CARBERY, M.; O'CONNOR, W.; PALANISAMI, T. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. **Environment International**, vol. 115, n. December 2017, p. 400–409, 2018. DOI 10.1016/j.envint.2018.03.007

CARON, A. G. M.; THOMAS, C. R.; BERRY, K. L. E.; MOTTI, C. A.; ARIEL, E.; BRODIE, J. E. Ingestion of microplastic debris by green sea turtles (*Chelonia mydas*) in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 127, no. December 2017, p. 743–751, 2018. DOI 10.1016/j.marpolbul.2017.12.062.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso sea surface. **Science**, vol. 175, n. 4027, p. 1240–1241, 1972. DOI 10.1126/science.175.4027.1240

CASTRO, M. S. M. Análise da influência das águas do canal da Passagem sobre o padrão de escoamento na baía do Espírito Santo. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – **Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001

CASTRO, R. O.; SILVA, M. L.; MARQUES, M. R. C.; DE ARAÚJO, F. V. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 110, no. 1, p. 555–558, 2016. DOI 10.1016/j.marpolbul.2016.05.037.

CEDERVALL, T.; HANSSON, L. A.; LARD, M.; FROHM, B.; LINSE, S. Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish. **PLoS ONE**, vol. 7, no. 2, p. 1–6, 2012. DOI 10.1371/journal.pone.0032254.

CHAE, Y.; AN, Y. J. Effects of food presence on microplastic ingestion and egestion in *Mytilus galloprovincialis*. **Chemosphere**, vol. 240, p. 124855, 2020. DOI 10.1016/j.chemosphere.2019.124855

CHEN, C. L.; LIU, T. K. Fill the gap: Developing management strategies to control garbage pollution from fishing vessels. **Marine Policy**, vol. 40, n. 1, p. 34–40, 1 jul. 2013. DOI 10.1016/j.marpol.2013.01.002

CHOI, H.; IM, D-H.; PARK, Y-H.; LEE, J-W.; YOON, S-J.; HWANG, U-K. Ingestion and egestion of polystyrene microplastic fragments by the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. **Environmental Pollution**, vol. 307, no. August 2021, p. 119217, 2022. DOI 10.1016/j.envpol.2022.119217.

CHOUCHENE, K.; DA COSTA, J. P.; WALI, A.; GIRÃO, A. V.; HENTATI, O.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T.; KSIBI, M. Microplastic pollution in the sediments of Sidi Mansour Harbor in Southeast Tunisia. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 146, no. May, p. 92–99, 2019. DOI 10.1016/j.marpolbul.2019.06.004.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 62, no. 12, p. 2588–2597, 2011. DOI 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

COLLARD, F.; GILBERT, B.; EPPE, G.; PARMENTIER, E.; DAS, K. Detection of Anthropogenic Particles in Fish Stomachs: An Isolation Method Adapted to Identification by Raman Spectroscopy. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 69, no. 3, p. 331–339, 2015. DOI 10.1007/s00244-015-0221-0.

COSTA, M. B.; ZAMPROGNO, G. C.; PEDRUZZI, F. C.; DALBEM, G. B.; TOGNELLA, M. M. P. Assessing the Continuous Impact of Tributyltin from Antifouling Paints in a Brazilian Mangrove Area Using Intersex in *Littoraria angulifera* (Lamarck, 1822) as Biomarker. **International Journal of Oceanography**, vol. 2013, p. 1–8, 2013. DOI 10.1155/2013/769415.

COSTA, M. B.; MARDEGAN, B. S.; ZAMPROGNO, G. C.; PEDRUZZI, F. C.; MORAIS, L.; DALBEM, G. B.; SILVA, D. A.; GRACELI, J. B. Penis Malformations in *Leucozonia nassa* (Gmelin, 1792) and *Leucozonia ocellata* (Gmelin, 1791) in a TBT Contaminated Region from Brazil. **Aquatic Science and Technology**, vol. 2, no. 2, p. 52, 2014. DOI 10.5296/ast.v2i2.5697.

COSTA, M. B.; ZAMPROGNO, G. C.; OTEGUI, M. B. P.; DE MORAIS, L.; PEDRUZZI, F. C.; DALBEM, G. B.; DA SILVA, D. A.; RESENDE, A. C. B. A temporal and spatial monitoring of organotin pollution in a harborside region of Brazil by imposex and ecological quality ratio using *Leucozonia nassa*. **Environmental Monitoring and Assessment**, vol. 189, no. 12, 2017. DOI 10.1007/s10661-017-6367-7.

COSTA, M. B.; SANTOS, M. O.; VIEGAS, G. M. F.; OCARIS, E. R. Y.; CANIÇALI, F. B.; COZER, C. R.; ZAMPROGNO, G. C.; OTEGUI, M. B. P.. 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**, vol. 165, no. February, p. 112127, 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2021.112127.

COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J. A.; SILVA-CAVALCANTI, J. S.; ARAÚJO, M. C. B.; SPENGLER, A.; TOURINHO, P. S. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. **Environmental Monitoring and Assessment**, vol. 168, no. 1–4, p. 299–304, 2010. DOI 10.1007/s10661-009-1113-4.

CORAMI, F.; ROSSO, B.; ROMAN, M.; PICONE, M.; GAMBARO, A.; BARBANTE, C. Evidence of small microplastics (<100 µm) ingestion by Pacific oysters (*Crassostrea gigas*): A novel method of extraction, purification, and analysis using Micro-FTIR. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 160, no. September, p. 111606, 2020. DOI 10.1016/j.marpolbul.2020.111606.

COVERNTON, G. A.; COLLICUTT, B.; GURNEY-SMITH, H. J.; PEARCE, C. M.; DOWER, J. F.; ROSS, P. S.; DUDAS, S. E. Microplastics in Bivalves and their Habitat in Relation to Shellfish Aquaculture Proximity in Coastal British Columbia, Canada. **Aquaculture Environment Interactions**, vol. 11, p. 357–374, 2019. DOI 10.3354/aei00316.

CRAIG, C. A.; FOX, D. W.; ZHAI, L.; WALTERS, L. J. In-situ microplastic egestion efficiency of the eastern oyster *Crassostrea virginica*. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 178, no. December 2021, p. 113653, 2022. DOI 10.1016/j.marpolbul.2022.113653.

DA COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. A. P. Microplastics – Occurrence, Fate and Behaviour in the Environment. [S.l.]: **Elsevier Ltd**, vol. 75, 2017. DOI 10.1016/bs.coac.2016.10.004

DANIEL, D. B.; ASHRAF, P. M.; THOMAS, S. N.; THOMSON, K. T. Microplastics in the edible tissues of shellfishes sold for human consumption. **Chemosphere**, vol. 264, p. 128554, 2021. DOI 10.1016/j.chemosphere.2020.128554.

DEKIFF, J. H.; REMY, D.; KLASMEIER, J.; FRIES, E. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. **Environmental Pollution**, vol. 186, p. 248–256, 2014. DOI 10.1016/j.envpol.2013.11.019.

DE WITTE, B.; DEVRIESE, L.; BEKAERT, K.; HOFFMAN, S.; VANDERMEERSCH, G.; COOREMAN, K.; ROBBENS, J. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 85, no. 1, p. 146–155, 2014. DOI 10.1016/j.marpolbul.2014.06.006.

DING, Y.; ZHANG, R.; LI, B.; DU, Y.; LI, J.; TONG, X.; WU, Y.; JI, X.; ZHANG, Y. Tissue distribution of polystyrene nanoplastics in mice and their entry, transport, and cytotoxicity to GES-1 cells. **Environmental Pollution**, vol. 280, p. 116974, 2021. DOI 10.1016/j.envpol.2021.116974.

DODSON, G. Z.; SHOTORBAN, A. K.; HATCHER, P. G.; WAGGONER, D. C.; GHOSAL, S.; NOFFKE, N. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 151, no. December 2019, p. 110869, 2020. DOI 10.1016/j.marpolbul.2019.110869.

DOS REIS, I. M. M.; MATTOS, J. J.; GARCEZ, R. C.; ZACCHI, F. L.; MIGUELÃO, T.; FLORES-NUNES, F.; TOLEDO-SILVA, G.; SASAKI, S. T.; TANIGUCHI, S.; BÍCEGO, M. C.; CARGNIN-FERREIRA, E.; BAINY, A. C. D. Histological responses and localization of the cytochrome S450 (CYS2AU1) in *Crassostrea brasiliiana* exposed to phenanthrene. **Aquatic Toxicology**, vol. 169, p. 79–89, 2015. DOI 10.1016/j.aquatox.2015.10.011.

FERREIRA, M.S.; MÁRSICO, E. T.; CONTE JUNIOR, C. A.; MARQUES JÚNIOR, A. N.; MANO, S. B.; CLEMENTE, S. C. S. Contaminação por metais traço em mexilhões *Perna perna* da costa brasileira. **Cienc. Rura.**, v. 43, n. 6, p. 1012-1020, 2013.

FREITAS, R. Começam obras para engordamento das praias de Camburi e Curva da Jurema. **Prefeitura de Vitória**, 2020. Disponível em: <https://m.vitoria.es.gov.br/noticia/comecam-obras-para-engordamento-das-praias-de-camburi-e-curva-da-jurema-40683>. Acesso em 01/02/2021.

GAGO, J.; CARRETERO, O.; FILGUEIRAS, A. V.; VIÑAS, L. Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 127, no. July 2017, p. 365–376, 2018. DOI 10.1016/j.marpolbul.2017.11.070.

GALLAGHER, A.; REES, A.; ROWE, R.; STEVENS, J.; WRIGHT, P. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 102, no. 2, p. 243–249, 2016. DOI 10.1016/j.marpolbul.2015.04.002.

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 - Supplementary Information. **Science Advances**, vol. 3, n. 7, p. 19–24, 2017. DOI 10.1126/sciadv.1700782

GRAY, A. D.; WERTZ, H.; LEADS, R. R.; WEINSTEIN, J. E. Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 128, p. 223–233, 1 Mar. 2018. DOI 10.1016/J.MARPOLBUL.2018.01.030.

GUESSE, I. B. Microplástico em ostras (*Crassostrea brasiliiana*) ao longo de um gradiente de contaminação no estuário de Santos. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências e Tecnologia do Mar) - **Departamento de Ciências do Mar, Universidade Federal de São Paulo**. Santos, 2022. Disponível em: <https://repositorio.unifesp.br/xmlui/handle/11600/62944>. Acesso em: 28 jun. 2022.

HALL, N. M.; BERRY, K. L.E.; RINTOUL, L.; HOOGENBOOM, M. O. Microplastic ingestion by scleractinian corals. **Marine Biology**, vol. 162, no. 3, p. 725–732, 2015. DOI 10.1007/s00227-015-2619-7.

HECTORS, T. L.M.; VANPARYS, C.; VAN DER VEN, K.; MARTENS, G. A.; JORENS, P. G.; VAN GAAL, L. F.; COVACI, A.; DE COEN, W.; BLUST, R. Environmental pollutants and type 2 diabetes: A review of mechanisms that can disrupt beta cell function. **Diabetologia**, vol. 54, no. 6, p. 1273–1290, 2011. DOI 10.1007/s00125-011-2109-5.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, vol. 586, p. 127–141, 2017. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.

HOSSAIN, M. B.; BANIK, P.; NUR, A. A. U.; RAHMAN, T. Abundance and characteristics of microplastics in sediments from the world's longest natural beach, Cox's Bazar, Bangladesh. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 163, no. December 2020, p. 111956, 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2020.111956.



JAMBECK ,J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. K. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, vol. 347, no. 6223, p. 768–770, 2015. DOI: 10.1126/science.1260352.

JIANG, J. Q. Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. **Sustainable Production and Consumption**, vol. 13, p. 16–23, 2018. DOI 10.1016/j.spc.2017.11.003.

KAZOUR, M.; AMARA, R. Is blue mussel caging an efficient method for monitoring environmental microplastics pollution? **Science of the Total Environment**, vol. 710, p. 135649, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.135649.

KOLANDHASAMY, P.; SU, L.; LI, J.; QU, X.; JABEEN, K.; SHI, H. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. **Science of the Total Environment**, vol. 610–611, p. 635–640, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.08.053.

LAGLBAUER, B. J. L.; FRANCO-SANTOS, R. M.; ANDREU-CAZENAVE, M.; BRUNELLI, L.; PAPADATOU, M.; PALATINUS, A.; GREGO, M.; DEPREZ, T. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 89, no. 1–2, p. 356–366, 2014. DOI 10.1016/j.marpolbul.2014.09.036.

LEADS, R. R.; WEINSTEIN, J. E. Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 145, p. 569–582, 1 ago. 2019. DOI 10.1016/j.marpolbul.2019.06.061.

LEI, L.; WU, S.; LU, S.; LIU, M.; SONG, Y.; FU, Z.; SHI, H.; RALEY-SUSMAN, K. M.; HE, D. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. **Science of the Total Environment**, vol. 619–620, p. 1–8, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.11.103.

LI, J.; YANG, D.; LI, L.; JABEEN, K.; SHI, H.. Microplastics in commercial bivalves from China. **Environmental Pollution**, vol. 207, p. 190–195, 2015. DOI 10.1016/j.envpol.2015.09.018.

LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of the Total Environment**, vol. 566–567, p. 333–349, 2016. DOI 10.1016/j.scitotenv.2016.05.084.

LIEBEZEIT, G.; DUBAISH, F. Microplastics in beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 89, n. 1, p. 213–217, 2012. DOI 10.1007/s00128-012-0642-7.

LÜCHMANN, K. H.; MATTOS, J. J.; SIEBERT, M. N.; GRANUCCI, N.; DORRINGTON, T. S.; BÍCEGO, M. C.; TANIGUCHI, S.; SASAKI, S. T.; DAURA-JORGE, F. G.; BAINY, A. C. D. Biochemical biomarkers and hydrocarbons concentrations in the mangrove oyster *Crassostrea brasiliiana* following exposure to diesel fuel water-accommodated fraction. **Aquatic Toxicology**, vol. 105, no. 3–4, p. 652–660, 2011. DOI 10.1016/j.aquatox.2011.09.003.

LÜCHMANN, K. H.; MATTOS, J. J.; SIEBERT, M. N.; DORRINGTON, T. S.; TOLEDO-SILVA, G.; STOCO, P. H.; GRISARD, E. C.; BAINY, A. C. D. Suppressive subtractive hybridization libraries prepared from the digestive gland of the oyster *Crassostrea brasiliiana* exposed to a diesel fuel water-accommodated fraction. **Environmental Toxicology and Chemistry**, vol. 31, no. 6, p. 1249–1253, 2012. DOI 10.1002/etc.1837.

LÜCHMANN, K. H. DAFRE, A. L.; TREVISAN, R.; CRAFT, J. A.; MENG, X.; MATTOS, J. J.; ZACCHI, F. L.; DORRINGTON, T. S.; SCHROEDER, D. C.; BAINY, A. C. D. A light in the darkness: New biotransformation genes, antioxidant parameters and tissue-specific responses in oysters exposed to phenanthrene. **Aquatic Toxicology**, v. 152, p. 324–334, 2014. DOI 10.1016/j.aquatox.2014.04.021.

MARANHO, L. A.; PEREIRA, C. D. S.; CHOUERI, R. B.; CESAR, A.; GUSSO-CHOUERI, P. K.; TORRES, R. J.; ABESSA, D. M. S.; MORAIS, R. D.; MOZETO, A. A.; DELVALLS, T. A.; MARTÍN-DÍAZ, M. L. The application of biochemical responses to assess environmental quality of tropical estuaries: Field surveys. **Journal of Environmental Monitoring**, vol. 14, no. 10, p. 2608–2615, 2012. DOI 10.1039/c2em30465a.

MARQUES, H.L.A.; LIMA-PEREIRA, R.T. Mexilhões: Biologia e Criação. **Bol. Téc. Inst. Pesca**, São Paulo, vol. 12, p. 1-31, 1998.

MASIÁ, P.; ARDURA, A.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Microplastics in special protected areas for migratory birds in the Bay of Biscay. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 146, n. July, p. 993–1001, 2019. DOI 10.1016/j.marpolbul.2019.07.065

MASIÁ, P.; ARDURA, A.; GAITÁN, M.; GERBER, S.; RAYON-VIÑA, F.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Maritime ports and beach management as sources of coastal macro-, meso-, and microplastic pollution. **Environmental Science and Pollution Research**, vol. 28, no. 24, p. 30722–30731, 2021. DOI 10.1007/s11356-021-12821-0.

MASIÁ, P.; ARDURA, A.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Microplastics in seafood: Relative input of *Mytilus galloprovincialis* and table salt in mussel dishes. **Food Research International**, vol. 153, n. February 2022. DOI 10.1016/j.foodres.2022.110973.

MATHALON, A.; HILL, P. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 81, n. 1, p. 69–79, 2014. DOI 10.1016/j.marpolbul.2014.02.018.

MOHSEN, M.; LIN, C.; LIU, S.; YANG, H. Existence of microplastics in the edible part of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. **Chemosphere**, vol. 287, no. S1, p. 132062, 2022. DOI 10.1016/j.chemosphere.2021.132062.

MORAIS, A. C. de. Estimativa de cargas poluidoras na baía de Vitória com uso de sistemas de informações geográficas e sensoriamento remoto. Dissertação de Mestrado (Pós Graduação em Engenharia Ambiental) – **Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo**. Vitória, 2008. Disponível em: [https://repositorio.ufes.br/bitstream/10/3866/1/tese\\_2608 DISSERTA%C3%87%C3%83O\\_ANDR%C3%89A%20CASTRO%20DE%20MORAIS.pdf#:~:text=O%20objetivo%20principal%20do%20presente%20trabalho%20foi%20utilizar,auxiliar%20o%20gerenciamento%20da%20qualidade%20de%20suas%20%C3%A1guas](https://repositorio.ufes.br/bitstream/10/3866/1/tese_2608 DISSERTA%C3%87%C3%83O_ANDR%C3%89A%20CASTRO%20DE%20MORAIS.pdf#:~:text=O%20objetivo%20principal%20do%20presente%20trabalho%20foi%20utilizar,auxiliar%20o%20gerenciamento%20da%20qualidade%20de%20suas%20%C3%A1guas). Acesso em: 11 mai. 2022.

NOBRE, C. R.; MORENO, B. B.; ALVES, A. V.; DE LIMA ROSA, J.; DA ROSA FRANCO, H.; ABESSA, D. M. S.; MARANHO, L. A.; CHOUERI, R. B.; GUSSO-CHOUERI, P. K.; PEREIRA, C. D. S. Effects of Microplastics Associated with Triclosan on the Oyster *Crassostrea brasiliana*: An Integrated Biomarker Approach. **Archives of**

**Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 79, no. 1, p. 101–110, 2020. DOI 10.1007/s00244-020-00729-8.

OKAMOTO, N. Transporte de sedimentos e estado morfodinâmico da praia da curva de Jurema, Vitória – ES. 2009. 97f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) - **Departamento de Oceanografia e Ecologia. Universidade Federal do Espírito Santo**. Vitória, 2009. Disponível em: <http://www.oceanografia.ufes.br/sites/oceanografia.ufes.br/files/field/anexo/NAYLA%20OKAMOTO.pdf>. Acesso em: 11 mai. 2022.

OTEGUI, M. B. P.; ZAMPROGNO, G. C.; FRANÇA, M. A.; DAROS, B. N.; ALBINO, J.; COSTA, M. B. Imposex response in shell sizes of intertidal snails in multiple environments. **Journal of Sea Research**, vol. 147, no. February, p. 10–18, 2019. DOI 10.1016/j.seares.2019.02.003.

PATTERSON, J.; JEYASANTA, K. I.; LAJU, R. L.; EDWARD, J. K. P. Microplastic contamination in Indian edible mussels (*Perna perna* and *Perna viridis*) and their environs. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 171, no. February, p. 112678, 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2021.112678.

PENG, G.; ZHU, B.; YANG, D.; SU, L.; SHI, H.; LI, D. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. **Environmental Pollution**, vol. 225, p. 283–290, 2017. DOI 10.1016/j.envpol.2016.12.064.

PHUONG, N. N.; FAUVELLE, V.; GRENZ, C.; OURGAUD, M.; SCHMIDT, N.; STRADY, E.; SEMPÉRÉ, R. Highlights from a review of microplastics in marine sediments. **Science of the Total Environment**, vol. 777, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.146225.

PINHEIRO, L. M.; BRITZ, L. M. K.; AGOSTINI, V. O.; PÉREZ-PRADA, A.; GARCÍA-RODRIGUES, F.; GALLOWAY, T. S.; PINHO, G. L. L. Salt marshes as the final watershed fate for meso- and microplastic contamination: A case study from Southern Brazil. **Science of the Total Environment**, vol 838, no. September, 2022. DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156077>.

PLASTICS EUROPE. Plastics - the Facts 2021. An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2021. Disponível em:

<https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/>. Acesso em: 01 jun. 2022.

POLI, C. R.; POLI, A. T. B.; ANDREATTA, E.; BELTRAME, E. Aquicultura: Experiências Brasileiras. Florianópolis: **Multitarefa**, p. 221-250. 2004.

POZO, K.; GOMEZ, V.; TORRES, M.; VERA, L.; NUÑEZ, D.; OYARZÚN, P.; MENDOZA, G.; CLARKE, B.; FOSSI, M. C.; BAINI, M.; PŘIBYLOVÁ, P.; KLÁNOVÁ, J. Presence and characterization of microplastics in fish of commercial importance from the Biobío region in central Chile. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 140, no. February, p. 315–319, 2019. DOI 10.1016/j.marpolbul.2019.01.025.

RAZEGHI, N.; HAMIDIAN, A. H.; WU, C.; ZHANG, Y.; YANG, M. Scientific studies on microplastics pollution in Iran: An in-depth review of the published articles. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 162, no. September 2020, p. 111901, 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2020.111901.

REBELEIN, A.; INT-VEEN, I.; KAMMANN, U.; SCHARSACK, J. P. Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms? **Science of the Total Environment**, vol. 777, p. 146045, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.146045.

RILEY, T.; ROWLEY, K.; CHEEVER, E.; ROBERTS, J. Ship-based Marine Plastic Litter. **NOAA** [S.l: s.n.], 2019. DOI 10.25923/qw9w-bw71.

RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 54, n. 8, p. 1230–1237, 2007. DOI 10.1016/j.marpolbul.2007.03.022.

ROCHMAN, C. M.; TAHIR, A.; WILLIAMS, S. L.; BAXA, D. V.; LAM, R.; MILLER, J. T.; TEH, F. C.; WERORILANGI, S.; TEH, S. J. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. **Scientific Reports**, vol. 5, no. April, p. 1–10, 2015. DOI 10.1038/sreS14340.

RODRIGUES, J. P.; DUARTE, A. C.; SANTOS-ECHEANDÍA, J.; ROCHA-SANTOS, T. Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, vol. 111, p. 252–260, 2019. DOI 10.1016/j.trac.2018.11.038.

SANTANA, M. F.M.; ASCER, L. G.; CUSTÓDIO, M. R.; MOREIRA, F. T.; TURRA, A. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 106, no. 1–2, p. 183–189, 2016. DOI 10.1016/j.marpolbul.2016.02.074.

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**, vol. 121, n. 1–2, p. 154–159, 2017. DOI 10.1016/j.marpolbul.2017.05.061.

SARTÓRIO, M. V. O. Desnaturalização dos sistemas fluviais urbanos: o caso do Canal da Costa e do Canal Bigossi, Vila Velha (ES). 169f. Dissertação de Mestrado (Pós Graduação em Geografia) - **Departamento de Geografia. Universidade Federal do Espírito Santo**. Vitória, 2018. Disponível em: <http://repositorio.ufes.br/handle/10/9347>. Acesso em: 03 jul. 2022.

SENDRA, M.; CARRASCO-BRAGANZA, M. I.; YESTE, P. M.; VILA, M.; BLASCO, J. Immunotoxicity of polystyrene nanoplastics in different hemocyte subpopulations of *Mytilus galloprovincialis*. **Scientific Reports**, vol. 10, no. 1, p. 1–14, 2020. DOI 10.1038/s41598-020-65596-8.

STAICHAK, G.; FERREIRA-JR, A. L.; MORESCHI SILVA, A. C.; GIRARD, P.; CALLIL, C. T.; CHRISTO, S. W. Bivalves with potential for monitoring microplastics in South America. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, vol. 4, p. 100119, 2021. DOI 10.1016/j.cscee.2021.100119.

SEVERINI, M. D. F.; VILLAGRAN, D. M.; BUZZI, N. S.; SARTOR, G. C. Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. **Regional Studies in Marine Science**, vol. 32, p. 100829, 2019. DOI 10.1016/j.rsma.2019.100829.

SIEBERT, M. N.; MATTOS, J. J.; PIAZZA, C. E.; DE LIMA, D.; GOMES, C. H. A. M.; DE MELO, C. M. R.; BAINY, A. C. D. Characterization of ethoxyresorufin O-deethylase activity (EROD) in oyster *Crassostrea brasiliana*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part - B: Biochemistry and Molecular Biology**, vol. 203, p. 115–121, 2017. DOI 10.1016/j.cbpb.2016.10.002.

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**, vol. 27, n. 1, p. 93–97, 2009. DOI 10.1177/0734242X08088705.

TAHA, Z. D.; MD AMIN, R.; ANUAR, S. T.; NASSER, A. A. A.; SOHAIMI, E. S. Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. **Science of the Total Environment**, vol. 786, p. 147466, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.147466.

TRAN NGUYEN, Q. A.; NGUYEN, H. N. Y.; STRADY, E.; NGUYEN, Q. T.; TRINH-DANG, M.; VO, V. M. Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). **Marine Pollution Bulletin**, vol. 161, no. July, p. 111768, 2020. DOI 10.1016/j.marpolbul.2020.111768.

VAFEIADI, M.; VRIJHEID, M.; FTHENOU, E.; CHALKIADAKI, G.; RANTAKOKKO, P.; KIVIRANTA, H.; KYRTOPOULOS, S. A.; CHATZI, L.; KOGEVINAS, M. 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**, vol. 64, p. 116–123, 2014. DOI 10.1016/j.envint.2013.12.015.

VAN CAUWENBERGHE, L.; VANREUSEL, A.; MEES, J.; JANSSEN, C. R. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, vol. 182, p. 495–499, 2013. DOI 10.1016/j.envpol.2013.08.013.

VAN CAUWENBERGHE, L.; CLAESSENS, M.; VANDEGEHUCHTE, M. B.; JANSSEN, C. R. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. **Environmental Pollution**, vol. 199, p. 10–17, 2015. DOI 10.1016/j.envpol.2015.01.008.

VAN SEBILLE, E.; WILCOX, C.; LEBRETON, L.; MAXIMENKO, N.; HARDESTY, B. D.; VAN FRANEKER, J. A.; ERIKSEN, M.; SIEGEL, D.; GALGANI, F.; LAW, K. L. A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, vol. 10, no. 12, 2015. DOI 10.1088/1748-9326/10/12/124006.

VAUGHAN, R.; TURNER, S. D.; ROSE, N. L. Microplastics in the sediments of a UK urban lake. **Environmental Pollution**, vol. 229, p. 10–18, 2017. DOI 10.1016/j.envpol.2017.05.057.

VIEIRA, K. S.; BAPTISTA NETO, J. A.; CRAPEZ, M. A. C.; GAYLARDE, C.; PIERRI, B. S.; SALDAÑA-SERRANO, M.; BAINY, A. C. D.; NOGUEIRA, D. J.; FONSECA, E. M.. Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 166, no. August 2020, 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2021.112225.

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**, vol. 46, n. 20, p. 11327–11335, 2012. DOI 10.1021/es302332w.

VROOM, R. J. E.; KOELMANS, A. A.; BESSELING, E.; HALSBAND, C. Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. **Environmental Pollution**, vol. 231, p. 987–996, 2017. DOI 10.1016/j.envpol.2017.08.088.

WAITE, H. R.; DONNELLY, M. J.; WALTERS, L. J. Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 129, n. 1, p. 179–185, 2018. DOI 10.1016/j.marpolbul.2018.02.026.

WEBB, S.; RUFFELL, H.; MARSDEN, I.; PANTOS, O.; GAW, S. Microplastics in the New Zealand green lipped mussel *Perna canaliculus*. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 149, no. September, 2019. DOI 10.1016/j.marpolbul.2019.110641.

WEGNER, A.; BESSELING, E.; FOEKEMA, E. M.; KAMERMANS, P.; KOELMANS, A. A. Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis L.*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, vol. 31, no. 11, p. 2490–2497, 2012. DOI 10.1002/etc.1984.

WENTWORTH, C. K. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. **The Journal of Geology**, vol. 30, n. 5, p. 377–392, 1922. <https://doi.org/10.1086/622910>

WESSEL, C. C.; LOCKRIDGE, G. R.; BATTISTE, D.; CEBRIAN, J. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic



accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 109, no. 1, p. 178–183, 15 Aug. 2016. DOI 10.1016/J.MARPOLBUL.2016.06.002.

WOODALL, L. C.; SANCHEZ-VIDAL, A.; PATERSON, G. L. J.; COPPOCK, R.; SLEIGHT, V.; CALAFAT, A.; ROGERS, A. D.; NARAYANASWAMY, B. E.; THOMPSON, R. C. The deepsea major sink for microplastic. **Royal Society Open Science**, , p. 1–8, 2014. DOI 10.1098/rsos.140317.

WOODS, M. N.; STACK, M. E.; FIELDS, D. M.; SHAW, S. D.; MATRAI, P. A. Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*). **Marine Pollution Bulletin**, vol. 137, no. July, p. 638–645, 2018. DOI 10.1016/j.marpolbul.2018.10.061.

WRIGHT, S. L.; ROWE, D.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. **Current Biology**, vol. 23, no. 23, p. R1031–R1033, 2013. DOI 10.1016/j.cub.2013.10.068.

YU, X.; LADEWIG, S.; BAO, S.; TOLINE, C. A.; WHITMIRE, S.; CHOW, A. T. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. **Science of The Total Environment**, vol. 613–614, p. 298–305, 1 Feb. 2018. DOI 10.1016/J.SCITOTENV.2017.09.100.

ZAMPROGNO, G. C.; CANIÇALI, F. B.; COZER, C. R.; OTEGUI, M. B. P.; GRACELI, J. B.; COSTA, M. B. 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**, vol. 784, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.146963.

ZHANG, F.; MAN, Y. B.; MO, W. Y.; MAN, K. Y.; WONG, M. H. Direct and indirect effects of microplastics on bivalves, with a focus on edible species: A mini-review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, vol. 50, no. 20, p. 2109–2143, 2020. DOI 10.1080/10643389.2019.1700752.

ZHANG, J.; WANG, L.; KANNAN, K. Quantitative analysis of polyethylene terephthalate and polycarbonate microplastics in sediment collected from South Korea, Japan and the USA. **Chemosphere**, vol. 279, p. 130551, 2021. DOI 10.1016/j.chemosphere.2021.130551.

ZHAO, S.; ZHU, L.; LI, D. Microplastic in three urban estuaries, China. **Environmental Pollution**, vol. 206, p. 597–604, 2015. DOI 10.1016/j.envpol.2015.08.027.

ZHU, J.; YU, X.; ZHANG, Q.; LI, Y.; TAN, S.; LI, D.; YANG, Z.; WANG, J. Cetaceans and microplastics: First report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*. **Science of the Total Environment**, vol. 659, p. 649–654, 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.12.389.

ZHOU, Q.; ZHANG, H.; FU, C.; ZHOU, Y.; DAI, Z.; LI, Y.; TU, C.; LUO, Y. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. **Geoderma**, vol. 322, no. December 2017, p. 201–208, 2018. DOI 10.1016/j.geoderma.2018.02.015.

ZONG, G.; VALVI, D.; COULL, B.; GÖEN, T.; HU, F. B.; NIELSEN, F.; GRANDJEAN, P.; SUN, Q. Persistent organic pollutants and risk of type 2 diabetes: A prospective investigation among middle-aged women in Nurses' Health Study II. **Environment International**, vol. 114, no. February, p. 334–342, 2018. DOI 10.1016/j.envint.2017.12.010.

## 8. MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1: Contagem de MPs em amostras de sedimento coletadas em 2020, contemplando pontos amostrais, zonas de coleta e classificação dos MPs de acordo com o tipo e com a cor. FLM: filamentos. FRG: fragmentos.

<b>Contagem de microplásticos em sedimento</b>													
<b>Ano</b>	<b>Pontos</b>	<b>Zonas</b>	<b>FLM Azul</b>	<b>FLM Vermelho</b>	<b>FLM Verde</b>	<b>FLM Preto</b>	<b>FLM Roxo</b>	<b>FLM Transp.</b>	<b>FRG Azul</b>	<b>FRG Vermelho</b>	<b>FRG Verde</b>	<b>FRG Preto</b>	<b>TOTAL</b>
2020	S1	SUPRA	30	8	4	8	0	11	0	0	2	0	63
		MESO	42	8	0	11	0	22	8	0	0	0	91
		INFRA	22	5	0	8	0	10	0	0	0	0	45
2020	S2	SUPRA	28	8	0	14	0	15	0	0	0	0	65
		MESO	24	6	0	11	0	5	0	0	0	0	46
		INFRA	39	14	1	4	0	7	4	4	0	0	73
2020	S3	SUPRA	45	10	1	22	0	2	0	0	0	0	80
		MESO	60	9	1	5	0	8	0	0	0	0	83
		INFRA	24	5	0	7	0	0	0	0	0	0	36
2020	S4	SUPRA	32	20	3	15	0	18	0	0	0	0	88
		MESO	274	51	24	70	0	37	0	0	0	0	456
		INFRA	45	7	4	39	0	14	1	0	0	0	110
2020	S5	SUPRA	44	3	0	18	0	11	1	0	0	0	77
		MESO	34	7	3	26	0	18	3	0	0	0	91
		INFRA	21	5	0	3	0	8	0	0	0	0	37

Tabela S2: Contagem de MPs em amostras de sedimento coletadas em 2021, contemplando pontos amostrais, zonas de coleta e classificação dos MPs de acordo com o tipo e com a cor. FLM: filamentos. FGR: fragmentos.

Contagem de microplásticos em sedimento													
Ano	Pontos	Zonas	FLM Azul	FLM Vermelho	FLM Verde	FLM Preto	FLM Roxo	FLM Transp.	FRG Azul	FRG Vermelho	FRG Verde	FRG Preto	TOTAL
2021	S1	SUPRA	60	4	3	74	0	42	2	1	0	0	186
		MESO	121	6	0	80	0	42	0	0	0	0	249
		INFRA	67	10	8	54	0	31	0	0	0	0	170
2021	S2	SUPRA	43	4	3	65	0	39	0	1	0	0	155
		MESO	45	2	2	24	0	28	0	1	0	0	102
		INFRA	45	2	5	30	0	12	1	0	0	0	95
2021	S3	SUPRA	98	7	5	74	1	0	1	0	0	0	186
		MESO	27	3	1	28	0	0	0	0	0	0	59
		INFRA	21	6	0	50	0	0	0	0	0	0	77
2021	S4	SUPRA	19	5	1	168	0	12	3	0	0	0	208
		MESO	16	5	0	47	1	11	0	1	0	0	81
		INFRA	31	2	1	77	0	15	15	0	0	0	141
2021	S5	SUPRA	14	5	0	52	0	5	2	1	1	0	80
		MESO	15	34	1	45	0	7	0	0	0	0	102
		INFRA	13	15	0	35	0	5	1	0	0	0	69

Tabela S3: Contagem de MPs em amostras dos pools bivalves coletados em 2020 e 2021, contemplando os pontos amostrais, as espécies, e a classificação dos MPs de acordo com o tipo e com a cor. FLM: filamentos. FRG: fragmentos.

Contagem de microplásticos no pool de bivalves															
Ano	Pontos	Espécies	FLM Azul	FLM Vermelho	FLM Verde	FLM Roxo	FLM Preto	FLM Transp.	FRG Azul	FRG Vermelho	FRG Amarelo	FRG Verde	FRG Transp.	FRG Preto	TOTAL
2020	S1	<i>C. brasiliiana</i>	21	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2	0	26
	S4	<i>C. brasiliiana</i>	59	3	0	0	9	9	0	0	0	0	0	0	80
2020	S1	<i>M. strigata</i>	14	3	2	0	4	0	0	0	2	0	3	0	28
	S4	<i>M. strigata</i>	19	0	9	0	4	0	1	0	0	0	0	0	33
2020	S1	<i>P. perna</i>	32	2	4	0	5	0	2	1	2	0	3	0	51
	S4	<i>P. perna</i>	94	6	0	0	6	21	2	0	0	0	0	0	129
2020	S1	<i>T. mactroides</i>	36	1	2	0	7	1	0	0	0	2	3	0	52
	S4	<i>T. mactroides</i>	31	7	4	0	3	0	0	0	0	5	0	0	50
2021	S1	<i>C. brasiliiana</i>	14	0	1	0	15	0	0	0	0	0	0	0	30
	S4	<i>C. brasiliiana</i>	14	5	0	5	30	3	0	0	0	0	0	1	58
2021	S1	<i>M. strigata</i>	12	3	0	0	9	2	0	0	0	0	0	0	26
	S4	<i>M. strigata</i>	83	37	5	1	150	57	1	0	0	1	0	0	335
2021	S1	<i>P. perna</i>	29	27	7	0	55	23	1	1	0	0	0	0	143
	S4	<i>P. perna</i>	27	4	4	0	34	1	2	0	0	0	0	0	72
2021	S1	<i>T. mactroides</i>	27	11	0	0	33	22	1	0	0	0	0	0	94
	S4	<i>T. mactroides</i>	12	1	3	0	37	13	0	0	0	0	0	1	67

Tabela S4: Contagem de MPs nos espécimes de bivalves coletados em 2020, contemplando os pontos amostrais, as espécies, espécimes, tamanho da concha (cm) e classificação dos MPs de acordo com o tipo e com a cor. FLM: filamentos. FGR: fragmentos.

Contagem de microplásticos nos espécimes individuais																
Ano	Ponto	Espécies	Espécimes	C. concha (mm)	FLM Azul	FLM Vermelho	FLM Verde	FLM Roxo	FLM Preto	FLM Transp.	FRG Azul	FRG Vermelho	FRG Verde	FRG Transp.	FRG Preto	TOTAL
2020	S1	<i>C. brasiliiana</i>	1	60,8	37	2	0	0	7	0	0	0	0	0	0	46
		<i>C. brasiliiana</i>	2	60,7	5	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	8
		<i>C. brasiliiana</i>	3	67,8	14	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	19
		<i>C. brasiliiana</i>	4	54,4	6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	8
		<i>C. brasiliiana</i>	5	60,0	10	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	16
		<i>C. brasiliiana</i>	6	67,1	2	4	0	0	3	0	0	0	0	0	0	9
		<i>C. brasiliiana</i>	7	51,9	26	5	0	0	4	1	0	0	0	0	0	36
		<i>C. brasiliiana</i>	8	61,1	10	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
		<i>C. brasiliiana</i>	9	59,2	18	4	0	0	12	3	0	0	0	0	0	37
		<i>C. brasiliiana</i>	10	53,3	9	1	0	0	0	0	4	0	0	0	0	14
2020	S1	<i>M. strigata</i>	1	51,8	2	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	5
		<i>M. strigata</i>	2	61,7	6	3	0	0	0	2	4	1	3	0	0	19
		<i>M. strigata</i>	3	49,4	9	2	1	0	0	2	1	0	0	0	0	15
		<i>M. strigata</i>	4	51,4	6	2	50	0	0	0	4	0	0	0	0	62
		<i>M. strigata</i>	5	53,4	14	4	4	0	0	2	1	0	0	0	0	25
		<i>M. strigata</i>	6	60,4	26	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	32
		<i>M. strigata</i>	7	57,3	18	5	50	0	0	0	0	0	0	0	0	73
		<i>M. strigata</i>	8	49,9	10	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	14
		<i>M. strigata</i>	9	46,5	1	1	50	0	0	0	0	0	0	0	0	52
		<i>M. strigata</i>	10	48,4	10	1	0	0	0	0	2	2	0	0	0	15

2020	S1	<i>P. perna</i>	1	82,1	21	6	1	0	5	0	0	0	0	0	0	33	
		<i>P. perna</i>	2	93,7	16	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19
		<i>P. perna</i>	3	56,8	16	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	21
		<i>P. perna</i>	4	42,8	10	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	14
		<i>P. perna</i>	5	43,1	10	1	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	15
		<i>P. perna</i>	6	35,8	11	2	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	18
		<i>P. perna</i>	7	52,2	20	1	2	1	4	0	0	0	0	0	0	0	28
		<i>P. perna</i>	8	48,3	17	7	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	27
		<i>P. perna</i>	9	49,1	9	6	0	2	4	1	0	0	0	0	0	0	22
		<i>P. perna</i>	10	43,6	9	4	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	17
2020	S1	<i>T. mactroides</i>	1	25,2	4	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	8	
		<i>T. mactroides</i>	2	26,0	2	0	0	0	2	0	3	0	0	1	0	8	
		<i>T. mactroides</i>	3	25,5	6	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	8	
		<i>T. mactroides</i>	4	14,8	3	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	6	
		<i>T. mactroides</i>	5	14,9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		<i>T. mactroides</i>	6	29,0	7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	
		<i>T. mactroides</i>	7	13,8	10	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	13	
		<i>T. mactroides</i>	8	29,6	1	1	1	0	2	0	1	0	0	0	0	6	
		<i>T. mactroides</i>	9	29,1	2	2	2	0	2	0	3	0	0	0	0	11	
		<i>T. mactroides</i>	10	29,6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
2020	S4	<i>C. brasiliiana</i>	1	57,4	13	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	17	
		<i>C. brasiliiana</i>	2	46,8	7	1	0	0	2	1	5	0	0	0	0	16	
		<i>C. brasiliiana</i>	3	46,3	20	2	0	0	2	0	2	0	0	0	0	26	
		<i>C. brasiliiana</i>	4	50,5	9	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	16	
		<i>C. brasiliiana</i>	5	48,2	5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	7	
		<i>C. brasiliiana</i>	6	36,1	7	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	10	
		<i>C. brasiliiana</i>	7	43,5	4	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	8	

		<i>C. brasiliiana</i>	8	63,3	6	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	10	
		<i>C. brasiliiana</i>	9	40,0	16	3	0	0	0	1	25	0	0	0	0	45	
		<i>C. brasiliiana</i>	10	55,9	14	4	0	0	3	0	2	0	0	0	0	23	
2020	S4	<i>M. strigata</i>	1	33,7	12	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
		<i>M. strigata</i>	2	29,1	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
		<i>M. strigata</i>	3	28,5	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
		<i>M. strigata</i>	4	26,0	3	3	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	8
		<i>M. strigata</i>	5	25,9	4	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	7
		<i>M. strigata</i>	6	26,5	2	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	5
		<i>M. strigata</i>	7	25,7	5	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	10
		<i>M. strigata</i>	8	26,2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
		<i>M. strigata</i>	9	24,6	5	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	11
		<i>M. strigata</i>	10	25,7	4	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	10
2020	S4	<i>P. perna</i>	1	46,0	23	2	4	0	2	0	1	0	0	0	0	0	32
		<i>P. perna</i>	2	42,3	22	3	10	0	4	0	5	0	0	0	0	0	44
		<i>P. perna</i>	3	15,5	9	4	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	19
		<i>P. perna</i>	4	17,7	10	3	1	0	1	0	3	0	0	0	0	0	18
		<i>P. perna</i>	5	25,1	24	5	6	0	3	0	1	0	0	0	0	0	39
		<i>P. perna</i>	6	28,4	16	5	6	0	4	0	2	0	0	0	0	0	33
		<i>P. perna</i>	7	7,6	8	2	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	15
		<i>P. perna</i>	8	7,4	12	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	18
		<i>P. perna</i>	9	4,4	4	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	7
		<i>P. perna</i>	10	4,8	4	3	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	10
2020	S4	<i>T. mactroides</i>	1	20,2	3	3	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9
		<i>T. mactroides</i>	2	21,1	4	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7
		<i>T. mactroides</i>	3	19,8	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
		<i>T. mactroides</i>	4	19,8	5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7



<i>T. mactroides</i>	5	21,4	3	5	0	0	0	0	3	0	0	0	0	11
<i>T. mactroides</i>	6	21,5	4	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	6
<i>T. mactroides</i>	7	19,1	8	3	1	0	1	0	0	1	0	0	0	14
<i>T. mactroides</i>	8	20,4	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4
<i>T. mactroides</i>	9	20,8	8	6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	16
<i>T. mactroides</i>	10	19,0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4

Tabela S4: Contagem de MPs nos espécimes de bivalves coletados em 2021, contemplando os pontos amostrais, as espécies, espécimes, tamanho da concha (cm) e classificação dos MPs de acordo com o tipo e com a cor. FLM: filamentos. FGR: fragmentos.

Contagem de microplásticos nos espécimes individuais																	
Ano	Ponto	Espécies	Espécimes	C. concha (mm)	FLM Azul	FLM Vermelho	FLM Verde	FLM Roxo	FLM Preto	FLM Transp.	FRG Azul	FRG Vermelho	FRG Verde	FRG Transp.	FRG Preto	TOTAL	
2021	S1	<i>C. brasiliana</i>	1	47,9	20	6	0	0	15	26	1	1	1	0	1	71	
		<i>C. brasiliana</i>	2	58,2	10	4	0	0	15	8	0	0	0	0	0	37	
		<i>C. brasiliana</i>	3	53,4	21	2	3	1	29	27	0	0	0	0	0	83	
		<i>C. brasiliana</i>	4	51,4	16	5	1	0	20	12	2	0	0	0	0	57	
		<i>C. brasiliana</i>	5	40,2	32	3	0	0	14	7	0	0	0	0	0	56	
		<i>C. brasiliana</i>	6	40,7	21	1	1	0	18	3	1	0	0	0	0	45	
		<i>C. brasiliana</i>	7	50,1	40	4	1	0	15	47	0	0	0	0	0	107	
		<i>C. brasiliana</i>	8	37,3	19	1	0	0	9	38	2	1	0	0	0	70	
		<i>C. brasiliana</i>	9	36,6	23	15	1	0	15	16	0	0	0	0	0	70	
		<i>C. brasiliana</i>	10	39,7	16	6	2	0	19	9	1	0	2	0	0	55	
2021	S1	<i>M. strigata</i>	1	49,6	13	7	0	0	4	32	4	1	0	0	4	65	
		<i>M. strigata</i>	2	50,5	19	5	0	0	2	7	2	1	0	0	0	36	
		<i>M. strigata</i>	3	41,5	13	2	0	0	5	7	1	0	0	0	1	29	
		<i>M. strigata</i>	4	45,5	24	2	0	0	7	7	0	0	0	0	0	40	
		<i>M. strigata</i>	5	43,8	51	1	0	0	7	11	2	0	0	0	6	78	
		<i>M. strigata</i>	6	40,3	13	1	0	0	3	1	4	0	0	0	0	8	30
		<i>M. strigata</i>	7	43,2	16	1	0	0	7	15	0	1	1	0	0	41	
		<i>M. strigata</i>	8	43,4	8	5	0	0	3	8	0	1	1	0	1	27	
		<i>M. strigata</i>	9	41,2	29	0	0	0	5	3	1	0	0	0	0	1	39
		<i>M. strigata</i>	10	40,3	22	1	0	0	8	0	0	0	0	0	1	1	33
2021	S1	<i>P. perna</i>	1	76,1	56	3	1	0	41	9	0	0	0	0	0	110	

		<i>P. perna</i>	2	52,9	133	2	1	0	54	8	0	0	0	0	198
		<i>P. perna</i>	3	61,7	36	5	1	0	32	14	0	0	0	0	88
		<i>P. perna</i>	4	56,1	19	8	1	0	34	23	0	0	0	0	85
		<i>P. perna</i>	5	61,5	23	7	14	0	38	29	0	0	0	0	111
		<i>P. perna</i>	6	32,2	19	2	6	0	16	15	0	0	0	0	58
		<i>P. perna</i>	7	32,1	12	9	3	0	15	16	0	0	0	0	55
		<i>P. perna</i>	8	60,2	13	6	2	0	14	5	0	0	0	0	40
		<i>P. perna</i>	9	39,3	4	8	0	0	12	12	0	0	0	0	36
		<i>P. perna</i>	10	32,5	10	5	1	0	15	22	0	0	0	0	53
2021	S1	<i>T. mactroides</i>	1	20,7	8	1	0	0	8	5	0	0	0	0	22
		<i>T. mactroides</i>	2	19,8	31	0	0	0	2	4	0	0	0	0	37
		<i>T. mactroides</i>	3	21,1	8	1	0	0	5	3	1	0	0	0	21
		<i>T. mactroides</i>	4	21,5	21	0	0	0	6	3	0	0	0	0	31
		<i>T. mactroides</i>	5	22,0	60	0	0	0	8	1	0	0	0	0	69
		<i>T. mactroides</i>	6	22,2	13	2	1	0	10	5	0	0	1	0	36
		<i>T. mactroides</i>	7	19,9	34	0	0	0	4	38	0	0	0	0	77
		<i>T. mactroides</i>	8	19,6	5	1	0	0	4	16	1	0	0	0	30
		<i>T. mactroides</i>	9	22,1	4	0	0	0	4	2	1	0	0	0	11
		<i>T. mactroides</i>	10	20,3	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	7
2021	S4	<i>C. brasiliiana</i>	1	40,0	54	8	2	0	83	25	0	0	0	0	173
		<i>C. brasiliiana</i>	2	53,0	44	12	5	1	74	37	2	0	0	0	175
		<i>C. brasiliiana</i>	3	60,9	14	5	2	0	46	11	2	1	0	0	82
		<i>C. brasiliiana</i>	4	48,5	34	19	0	1	130	20	4	0	0	0	208
		<i>C. brasiliiana</i>	5	50,9	12	2	0	0	34	9	2	0	0	0	59
		<i>C. brasiliiana</i>	6	46,1	36	14	2	1	218	74	9	0	0	0	354
		<i>C. brasiliiana</i>	7	48,6	30	20	6	1	182	82	3	1	0	0	325
		<i>C. brasiliiana</i>	8	47,8	12	5	0	0	102	24	3	0	0	0	146

		<i>C. brasiliiana</i>	9	66,6	21	6	1	0	82	36	1	0	0	0	0	147
		<i>C. brasiliiana</i>	10	43,7	9	4	1	0	25	17	0	1	0	0	0	57
2021	S4	<i>M. strigata</i>	1	32,6	8	3	0	2	17	10	0	0	0	0	0	40
		<i>M. strigata</i>	2	40,6	16	18	1	0	22	32	9	0	0	0	3	101
		<i>M. strigata</i>	3	38,7	14	5	1	0	30	13	2	0	0	0	0	65
		<i>M. strigata</i>	4	34,2	10	2	0	0	14	10	1	0	0	0	1	38
		<i>M. strigata</i>	5	39,4	7	6	0	0	46	13	0	0	0	0	1	73
		<i>M. strigata</i>	6	39,5	11	3	0	0	40	8	0	0	0	0	0	62
		<i>M. strigata</i>	7	40,0	14	16	0	0	64	15	2	0	0	0	0	111
		<i>M. strigata</i>	8	37,4	9	3	0	0	19	5	1	0	0	0	1	38
		<i>M. strigata</i>	9	32,7	12	3	1	1	26	12	2	0	0	0	2	59
		<i>M. strigata</i>	10	36,1	19	7	0	1	24	11	3	0	0	0	4	69
2021	S4	<i>P. perna</i>	1	72,4	47	5	1	0	56	8	3	0	0	0	0	120
		<i>P. perna</i>	2	65,8	19	6	2	0	28	5	0	0	0	0	1	61
		<i>P. perna</i>	3	61,4	46	3	0	0	34	16	0	1	0	0	1	101
		<i>P. perna</i>	4	53,2	55	2	1	0	35	3	0	0	0	0	1	97
		<i>P. perna</i>	5	59,4	45	10	6	1	55	21	0	0	0	0	0	138
		<i>P. perna</i>	6	61,7	34	4	0	0	44	7	0	0	0	0	0	89
		<i>P. perna</i>	7	90,2	51	5	0	0	53	16	0	0	0	0	0	125
		<i>P. perna</i>	8	71,5	65	3	0	0	48	18	0	1	0	0	0	135
		<i>P. perna</i>	9	57,7	28	1	1	0	31	9	0	0	0	0	0	70
		<i>P. perna</i>	10	71,4	31	5	2	0	33	9	0	0	0	0	0	80
2021	S4	<i>T. mactroides</i>	1	33,2	52	11	4	0	42	39	0	0	0	0	0	148
		<i>T. mactroides</i>	2	27,0	10	3	0	0	9	11	3	0	0	0	0	36
		<i>T. mactroides</i>	3	33,3	31	2	0	0	8	9	1	0	0	0	0	51
		<i>T. mactroides</i>	4	31,2	12	3	1	0	13	14	2	0	0	0	0	45
		<i>T. mactroides</i>	5	30,2	47	3	0	1	14	16	0	0	0	0	0	81

<i>T. mactroides</i>	6	32,9	11	0	2	0	8	9	0	0	0	0	0	30
<i>T. mactroides</i>	7	28,3	23	7	1	0	12	4	1	0	0	0	0	48
<i>T. mactroides</i>	8	24,2	17	4	0	0	8	8	0	0	0	0	0	37
<i>T. mactroides</i>	9	26,7	44	2	0	0	55	7	0	0	0	0	0	108
<i>T. mactroides</i>	10	27,1	18	2	0	0	13	10	3	0	0	0	0	46