

Departamento de Ciências do Mar

Universidade Federal de São Paulo

**Microplástico em ostras (*Crassostrea brasiliiana*) ao longo de um
gradiente de contaminação no estuário de Santos**

Isabela Bezerra Guesse

Santos – SP

2022

Isabela Bezerra Guesse

**Microplástico em ostras (*Crassostrea brasiliana*) ao longo de um
gradiente de contaminação no estuário de Santos**

**Trabalho de Conclusão de Curso apresentado na Faculdade de
Bacharelado Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia do Mar da
UNIFESP como requisito básico para a conclusão do curso.
Orientador: Dr. Ítalo Braga de Castro**

Santos – SP

2022

Ficha catalográfica elaborada por sistema automatizado
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G936 m Guesse, Isabela.
Microplástico em ostras (*Crassostrea brasiliana*)
ao longo de um gradiente de contaminação no estuário
de Santos. / Isabela Guesse; Orientador Ítalo
Castro. -- Santos, 2022.
30 p. ; 30cm

TCC (Graduação - Bacharelado Interdisciplinar em
Ciências e Tecnologia do Mar) -- Instituto do Mar,
Universidade Federal de São Paulo, 2022.

1. Monitoramento Ambiental. 2. Bioindicadores. 3.
Bivalves. 4. Contaminação. 5. Poluição. I. Castro,
Ítalo, Orient. II. Título.

CDD 551.46

RESUMO

A maior parte dos detritos antropogênicos que são despejados nos cursos de água, estuários e sistemas aquáticos costeiros, é proveniente dos efluentes urbanos, industriais ou portuários. Entre esses materiais, o plástico passou a ser recentemente considerado um resíduo preocupante, com as atenções fundamentalmente voltadas para suas frações de menor tamanho, conhecidas como micro e nano plásticos. Portanto, monitorar a ocorrência ambiental desse tipo de resíduos em zonas costeiras passou a ser uma demanda de pesquisadores e gestores ambientais ao redor do mundo. Nesse sentido, várias iniciativas vêm sendo empreendidas no sentido de utilizar moluscos bivalves filtradores, tais como ostras e mexilhões, como sentinelas desse tipo de contaminação. Apesar disso, poucas iniciativas nesse contexto foram até o momento realizadas no litoral sulamericano. Similarmente, no estuário de Santos (Sudeste do Brasil), onde existem bem documentados gradientes de contaminação química, nenhum estudo dessa natureza foi até o momento desenvolvido. Dessa forma, o presente estudo visou avaliar concentrações de microplásticos em tecidos de ostras da espécie *Crassostrea brasiliiana* ao longo de um gradiente de contaminação deste sistema estuarino. Amostragens de organismos foram realizadas em três pontos distribuídos expostos a diferentes níveis de contaminação na porção final do estuário: Balsa de Santos (S1), Praia do Góes (S2) e Ilha das Palmas (S3). A biometria e o estado nutricional dos organismos foi avaliado através de Índices de Condição (IC). Adicionalmente, as concentrações de microplásticos, bem como as formas predominantes foram avaliadas em tecidos moles de cada amostra. Foi observada uma diferença no comprimento das ostras do ponto S3 (menos contaminado), fator importante a ser avaliado devido ao fato da capacidade de bioacumulação de MPs variar conforme o tamanho do organismo. Apenas dois (de trinta) organismos apresentaram um valor de IC que caracteriza um bom estado de nutrição, porém, não foram observadas diferenças significativas, considerando as médias de IC em cada ponto. Os resultados revelaram concentrações elevadas de MPs nos tecidos das ostras *C. brasiliiana*, com valores que acompanham o gradiente de contaminação documentado para outros contaminantes já conhecidos na área estudada, sendo maiores em S1, e progressivamente menores em S2 e S3. O ponto S1 apresentou concentração média de $16,1 \pm 14,2$ partículas/g (w.w.), estando entre os maiores níveis de MPs encontrados no mundo. Fibras foram o tipo de MPs mais encontrado nos tecidos das ostras (entre 92,3% e 100%), tendo sua acumulação em bivalves relacionada a danos no crescimento, nos tecidos, na morfologia e à mortalidade. O estudo pode servir como base para posteriores estudos de monitoramento de contaminação de MPs em diferentes localidades e revela a importância de uma adequada gestão de resíduos.

Palavras-Chave: Monitoramento Ambiental; Bioindicadores; Bivalves; Contaminação; Poluição.

ABSTRACT

Most of the anthropogenic waste that is discharged into water courses, estuaries and coastal aquatic systems comes from urban, industrial or port effluents. Among these materials, plastic has recently been considered a worrying waste, with attention primarily focused on its smaller fractions, known as micro and nano plastics. Therefore, monitoring the environmental occurrence of this type of debris in coastal areas has become a demand for researchers and environmental managers around the world. In this sense, several initiatives have been undertaken to use filter-feeding bivalve molluscs, such as oysters and mussels, as sentinels for this type of contamination. Despite this, few initiatives in this regard have so far been carried out on the South American coast. Similarly, in the Santos estuary (Southeast Brazil), where there are well-documented chemical contamination gradients, no studies have yet been developed. Thus, the present study aimed to evaluate concentrations of microplastics in soft tissues of *Crassostrea brasiliiana* oysters along a contamination gradient of this estuarine system. Organism samples were obtained in three sites exposed to different levels of contamination in the final portion of the estuary: Balsa de Santos (S1), Praia do Góes (S2) and Ilha das Palmas (S3). Biometrics and the nutritional status of organisms were assessed using Condition Indexes (CI). Additionally, the concentrations of microplastics as well as the predominant forms were evaluated in soft tissue of each sample. A difference in shell lengths of the oysters at point S3 (less contaminated) was observed, an important factor to be evaluated due to the fact that the bioaccumulation capacity of MPs varies according to the size of the organism. Only two (out of thirty) organisms had a CI value that characterizes a good nutritional status, however, no significant differences were observed, considering the CI means at each site. The results revealed high concentrations of MPs in the tissues of *C. brasiliiana* oysters, with values that follow the contamination gradient documented for other contaminants already known in the studied area, being higher in S1, and progressively lower in S2 and S3. In the sampled site S1, an average concentration of 16.1 ± 14.2 particles/g (w.w.) was seen, being among the highest levels of MPs found around the world. Fibers were the most common type of MPs found in oyster tissues (between 92.3% and 100%), and their accumulation in bivalves was related to damage to growth, tissue, morphology and mortality. This study can serve as a basis for further monitoring studies of MPs contamination in different locations and reveals the importance of proper waste management.

Keywords: Environmental Monitoring. Bioindicators. Bivalves. Contamination. Pollution.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Vista frontal e lateral da ostra *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819).....14
- Figura 2: Pontos de amostragem formando um gradiente de contaminação para moléculas também testado para poluição por microplásticos.....18
- Figura 3: Índices de condição calculados para *Crassostrea brasiliana* ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos. Barras de erros indicam desvios padrão.....20
- Figura 4: Concentrações de microplásticos em tecidos de *Crassostrea brasiliana* ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos. Barras de erros indicam desvios padrão e letras denotam diferenças estatísticas entre pontos de amostragem (Kruskal-Wallis seguido de teste de Dunn - $p < 0,05$).....21
- Figura 5: Percentual de fibras, fragmentos, pellets e filmes entre os microplásticos obtidos em tecidos de *Crassostrea brasiliana* ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos.....23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados biométricos (Média ± desvio padrão) de <i>Crassostrea brasiliana</i> (ostras) ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos (S1 = Balsa, S2 = Góes, S3 = Ilha das Palmas).....	19
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	8
2.	OBJETIVO.....	15
	2.1 Objetivos Específicos.....	16
3.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	16
	3.1 Área de Estudo.....	16
	3.2 Amostragem e processamento inicial.....	17
	3.3 Determinação de Microplásticos nos tecidos de Ostras.....	17
	3.4 Análises Estatísticas.....	18
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	18
	4.1 Parâmetros Biométricos e Índice de Condição (IC)	18
	4.2 Quantificação de Microplástico nos tecidos.....	20
	4.3 Forma dos MPs.....	22
	4.4 Considerações finais.....	23
5.	CONCLUSÃO.....	24
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	25

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento industrial é um dos principais causadores do crescimento populacional desordenado, respondendo por uma majoritária parcela das recentes e preocupantes ameaças ambientais (Zhang et al., 2011). Entre estas, têm sido recentemente destacadas as mudanças climáticas (que afetam diversos setores, desde a produção de alimentos até o aumento do nível do mar), a modificação de habitats, a introdução de espécies invasoras, a exploração exacerbada dos recursos naturais e a contaminação/poluição (Young et al., 2016).

A contaminação é resultado da ocorrência de substâncias químicas perigosas em diferentes matrizes ambientais, em concentrações que podem ou não induzir efeitos deletérios sobre os organismos (Chapman, 2007). Neste sentido, a poluição ocorre quando a contaminação acarreta em efeitos nocivos aos recursos vivos (Chapman, 2007). Sendo assim, o termo poluição é usado quando o ritmo vital e natural em uma ou mais áreas da biosfera é alterado, afetando a qualidade ambiental, oferecendo riscos à humanidade e à biota. Em geral, os efeitos relacionados à poluição dependem das concentrações e propriedades das substâncias, como toxicidade e distribuição espaço-temporal dos compostos (Castro, 2019).

A maior parte dos detritos antropogênicos que são lançados nos cursos de água, estuários e sistemas aquáticos costeiros, é proveniente dos efluentes urbanos que são, maioritariamente, de natureza orgânica e sujeitos a decomposição bacteriana. Nesta categoria inclui-se uma grande variedade de substâncias proveniente de fontes diversas tais como: esgotos urbanos; resíduos agrícolas (pesticidas e fertilizantes); efluentes das indústrias químicas e resíduos da atividade

portuária. No entanto, estas mesmas fontes de resíduos orgânicos também lançam na rede de coleta de águas residuais, e conseqüentemente, nos cursos de água, resíduos inorgânicos, como os metais (Austen and Somerfield, 1997). Além disso, a mineração também é uma fonte de contaminação de águas superficiais e subterrâneas, causando alteração nos aspectos qualitativos e no regime hidrológico dos cursos de água, incluindo áreas marinhas protegidas (Cruz et al., 2019). Entre as substâncias químicas que geram grande preocupação ambiental na atualidade estão os hidrocarbonetos de petróleo, biocidas usados em tintas anti-incrustantes, pesticidas, fármacos e produtos de cuidado pessoal (Castro, 2019).

Na última década, o aumento no volume de resíduos sólidos urbanos passaram também a representar grave preocupação ambiental. Nesse sentido, estimativas apontam que em 2000, as 2,9 bilhões de pessoas que viviam nas cidades (49% da população mundial) geraram mais de 3 milhões de toneladas de resíduos sólidos diariamente. Em 2025, esse número deve duplicar atingindo mais de 6 milhões de toneladas/dia. Avaliações quantitativas desses resíduos mostraram que de 60 a 80% de todo o lixo produzido pela comunidade global é composto por plásticos (Derraik, 2002). Sendo assim, esse tipo de resíduos poliméricos de difícil degradação passou a representar um dos mais graves problemas ambientais do nosso tempo (Galgani et al., 2019).

O plástico é um material importante devido à sua aplicação em diversos setores, mas passou a ser considerado um resíduo ambientalmente preocupante em nossa sociedade devido aos seus impactos. Desde o início da produção em massa do plástico, em meados do século XX, a contaminação ambiental por esse material antropogênico é aparente e cresce exponencialmente, sendo inclusive

considerado um indicador geológico potencial no Antropoceno (Galgani et al., 2015). Até os dias atuais, polímeros sintéticos foram significativamente potencializados em termos de diversidade de materiais, com amplas e vantajosas propriedades, o que justifica o seu uso nos mais variados setores da sociedade. Portanto, em função de seus atributos como alta durabilidade, leveza, transparência, maleabilidade, impermeabilidade e, principalmente, baixo custo de produção e distribuição, os plásticos são considerados materiais onipresentes da sociedade moderna atual (Dauvergne, 2018).

O descarte inadequado de plásticos é motivo de crescente preocupação ambiental, visto que uma grande quantidade de resíduos é gerada e seus tratamentos e gestão não são eficazes (Rajmohan et al., 2019). A produção mundial de plásticos passou de 1,5 milhões de toneladas em 1950 para mais de 300 milhões de toneladas em 2017 (Geyer et al., 2017). Além disso, espera-se que o aumento da produção mundial de lixo plástico acompanhe o crescimento populacional (Geyer et al., 2017). Através de lançamentos acidentais e/ou descargas indiscriminadas, resíduos plásticos vêm sendo acumulados no ambiente a um nível descontrolado, onde estão sujeitos ao transporte pelo vento e pelos rios, chegando até a oceanos profundos de regiões remotas (Morales-Caselles et al., 2021).

Partículas plásticas de pequeno tamanho, os microplásticos (MPs < 5 mm), têm sido identificadas como um componente onipresente em ambientes marinhos e costeiros, produzindo diferentes efeitos deletérios sobre a biota (Anbumani and Kakkar, 2018; Kukkola et al., 2021). Os MPs podem ser classificados entre primários ou secundários. Se as partículas foram originalmente produzidas nessa faixa de tamanho, são considerados primários. São aqueles lançados diretamente no meio

ambiente na forma de pequenas partículas e podem ser originados da lavagem de tecidos têxteis sintéticos, ou da fricção de grandes objetos de plástico durante sua fabricação, uso ou manutenção. Além disso, podem aparecer na forma de pellets, microesferas utilizadas em cosméticos. Se foram resultado da fragmentação de artefatos maiores, são denominados secundários (Wright et al., 2013), formados a partir de processos como fotodegradação e intemperismos de resíduos não gerenciados, como sacolas plásticas, embalagens e materiais de pesca (Machado et al., 2021).

Regiões costeiras possuem rica variedade de ecossistemas, responsáveis por abrigarem diferentes e importantes serviços, como fonte de alimento, além da própria biodiversidade (Velazquez and Luna, 2019; Willaert et al., 2019). Portanto, a introdução e impactos de MPs devem ser considerados um grande problema a ser resolvido. O impacto dos MPs sobre organismos marinhos e costeiros depende de uma combinação de parâmetros que determinam a posição dessas partículas na coluna d'água (Van Cauwenberghe and Janssen, 2014). Normalmente, partículas muito densas afundam e acumulam-se nas camadas sedimentares, enquanto partículas menos densas flutuam na superfície (Van Cauwenberghe and Janssen, 2014). Apesar disso, a bioincrustação, turbulência e entrada de água doce em sistemas costeiros podem resultar em uma mistura vertical capaz de alterar a distribuição desses resíduos (Van Cauwenberghe and Janssen, 2014).

MPs ocupam a mesma fração de tamanho que os sedimentos e alguns organismos planctônicos, e portanto podem ser biodisponibilizados a diversos organismos (Wright et al., 2013). Nesse sentido, MPs podem ser ingeridos através do consumo direto da partícula ou indiretamente, através do consumo de presas de

níveis tróficos inferiores (Senathirajah et al., 2021; Smith et al., 2018). Além disso, quando ingeridos, podem ser retidos nas células epiteliais do trato intestinal e até se moverem pela parede intestinal para o sistema circulatório de alguns organismos filtradores, como ostras e mexilhões (Vieira et al., 2021; Santana et al., 2016). Considerando a capacidade de certos organismos filtradores de acumularem MPs em seus tecidos, estes vêm sendo propostos como potenciais bioindicadores (Li et al., 2015; Baechler et al., 2019; Phuong et al., 2018).

Indicadores biológicos funcionam como organismos que refletem as condições do ambiente onde se inserem, a partir de sinais biológicos específicos (Burger, 2006; Cunha et al., 2017). Para empregar análises que utilizam ferramentas de organismos bioindicadores em monitoramentos da qualidade ambiental, estudos prévios devem ser realizados para verificar sua acurácia em termos da representatividade das condições ambientais (Gouveia et al., 2019). Deste modo, ostras possuem características que as habilitam como bons bioindicadores da qualidade de sistemas estuarinos no que tange a contaminação e os efeitos de substâncias químicas perigosas (Nobre et al., 2020).

Ostras são bivalves filtradores e sésseis, que se alimentam de fitoplâncton, micro-organismos em geral (bactérias, fungos) e detritos (pedaços muito pequenos de vegetais e de animais em decomposição) presentes na água, por predação passiva aliada ao sedentarismo (Nobre et al., 2020). Essa característica faz com que as ostras reflitam as condições locais da contaminação costeira por detritos plásticos. Adicionalmente, ostras são autóctones (se originam da região onde são encontradas) e se adaptam bem a diferentes condições ambientais, conferindo a esses organismos bastante resistência em termos de temperatura e salinidade do

ambiente. Mais além, são fáceis de manusear em laboratório; apresentam um elevado valor comercial por serem amplamente consumidas; e são globalmente distribuídas (Pereira et al., 2000).

No Brasil, a espécie de ostra mais utilizada em empreendimentos aquícolas é a *Crassostrea brasiliiana*. Esses organismos podem habitar diferentes ambientes, sobretudo estuários, onde há interação entre água doce e salgada em grandes variações de salinidade (Vilar et al., 2012). De acordo com Absher (1989), as espécies deste gênero possuem uma grande diversidade na morfologia de suas conchas - relacionadas com o substrato onde estão fixadas - e podem atingir altura (medindo do umbo a margem oposta) de mais de 20 centímetros. São popularmente denominadas ostras-do-mangue e exploradas através da extração em bancos naturais ou em cultivos, constituindo-se em uma importante alternativa econômica para as populações litorâneas tradicionais (Castilho-Westphal, 2012).

Ostras do gênero *Crassostrea* vêm sendo frequentemente utilizadas em estudos como bioindicadores de contaminação por microplástico no ambiente marinho. Sussarellu et al., 2016 estudou os efeitos desses resíduos na reprodução das *Crassostrea gigas*, apontando-as como organismos-chave nesse tipo de monitoramento de contaminação, já que eles ingerem microplásticos durante a alimentação. Li et al., 2018 procurou entender a abundância e distribuição espacial de microplásticos nas ostras *Crassostrea gigas* e *Alectryonellaplicatula*, a correlação entre essa abundância e águas circundantes e o tamanho, cor e composição dos microplásticos encontrados nesses organismos.



Figura 1: Vista frontal e lateral da ostra *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819).

O Sistema Estuarino de Santos (SES) está localizado no litoral central do Estado de São Paulo, e abriga a cidade de Santos, a mais populosa. O canal de navegação do Porto de Santos tem localização privilegiada, sendo alvo de grandes empreendimentos, como o parque industrial de Cubatão (Abreu et al., 2020). Além disso, apresenta atividades turísticas bem estabelecidas que podem atrair até 4,7 milhões de pessoas no verão (dados de 2012; Santos Turism Office, 2014). Apesar das ações de controle das fontes de emissão de poluentes, essa região é considerada crítica devido à ocorrência de contaminação química atingindo água, sedimentos e biota do sistema (Fenili, 2012; Santana et al., 2016; Gimiliani et al., 2020). Nessa área, vários estudos mostraram a ocorrência de gradientes de

contaminação para substâncias químicas perigosas (Oliveira et al, 2020) e resíduos sólidos (Ribeiro et al., 2021).

Todo lixo sólido da cidade de Santos era destinado a um lixão no bairro da Alemoa entre 1972 e 2003, uma região próxima ao sistema estuarino com histórico de degradação muito acentuado. Apesar de atualmente desativado, descargas anteriores de resíduos plásticos do lixão podem ainda contribuir com a introdução de MPs para os ecossistemas marinhos devido à lenta degradação e persistência desses materiais. Descargas de esgoto também podem ser uma fonte de MPs utilizados em indústrias ou aqueles que derivam da lavagem de roupas sintéticas. Isso ocorre em virtude das estações de tratamento de esgoto não terem sido projetadas para conter partículas microplásticas (Santana et al., 2016). Além disso, a acentuada conurbação resultante da ocupação das margens do estuário tem contribuído para a geração de gradientes de contaminação. Tal situação é ainda agravada pelos aportes de contaminantes originados nos municípios de São Vicente, Cubatão e Guarujá (Ambrozevicius, 2010). Considerando as potenciais fontes de microplásticos para regiões costeiras, as características mencionadas podem contribuir para a contaminação por esse tipo de resíduo no estuário de Santos (Santana et al., 2016).

2. OBJETIVO

Este estudo tem como objetivo avaliar concentrações de microplásticos em tecidos de ostras da espécie *Crassostrea brasiliiana* ao longo de um gradiente de contaminação previamente determinado para outros contaminantes no Sistema Estuarino de Santos.

2.1 Objetivos Específicos

- Calcular o Índice de Condição (IC), ou seja, o estado nutricional das ostras *C. brasiliiana* expostas;
- Avaliar a concentração de microplásticos encontrada nas ostras *C. brasiliiana*;
- Categorizar as formas de microplásticos encontradas nas ostras *C. brasiliiana*.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

Os pontos de coleta foram escolhidos ao longo de um gradiente de contaminação bem definido na literatura em diversos estudos sobre ocorrência e efeitos biológicos de contaminação (Begliomini et al., 2017, Gouveia et al., 2019, Oliveira et al., 2020, Pusceddu et al., 2019), conforme apresentado na Figura 2. Os pontos S1 (Balsa), S2 (Praia do Góes) e S3 (Ilha das Palmas) apresentam níveis progressivamente menores de contaminação por compostos químicos devido a diferentes distâncias das fontes prioritárias de contaminação localizadas, sobretudo, na porção interior do estuário (S1 > S2 > S3).

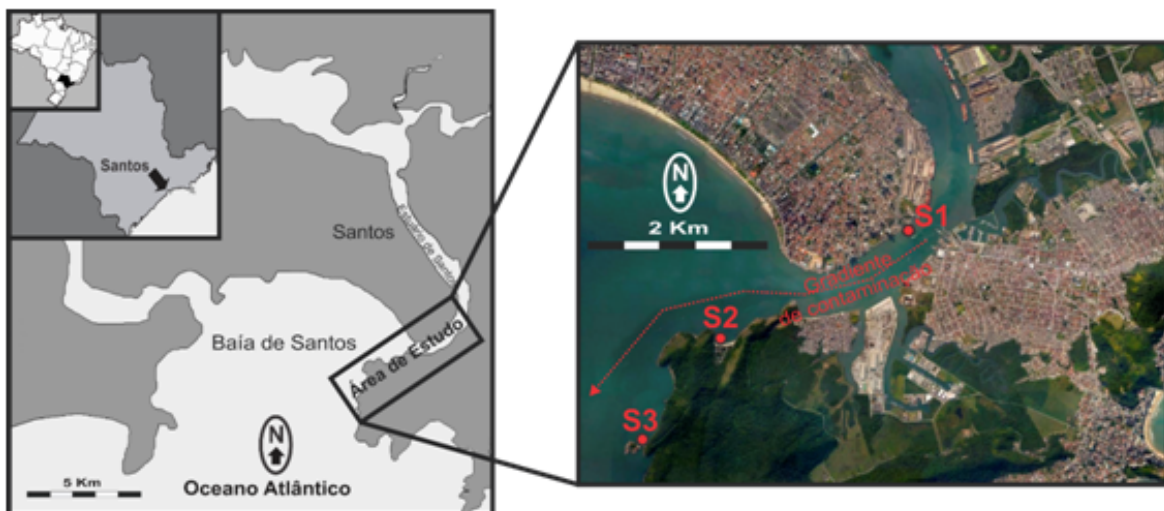


Figura 2: Pontos de amostragem formando um gradiente de contaminação para moléculas também testado para poluição por microplásticos.

3.2 Amostragem e processamento inicial

Em cada ponto foram coletados manualmente 10 organismos adultos (entre 6 e 10 cm) da espécie *Crassostrea brasiliana*. Após a coleta, os indivíduos foram levados ao Laboratório de Ecotoxicologia e Contaminação Marinha (LECMAR - Unifesp) em caixas plásticas equipadas com papel alumínio, para evitar contaminação cruzada (Webb et al., 2019). Todos os organismos foram enxaguados com água filtrada, livre de MPs, para remover todas as partículas externas que pudessem estar depositadas nas conchas (Enders et al., 2020). Após as lavagens, as conchas foram submetidas à biometria, usando um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm, determinando valores de altura, comprimento e largura. Posteriormente, os tecidos moles foram separados com auxílio de uma pinça metálica, pesados em balança analítica e congelados até o momento das análises. Os dados biométricos obtidos foram utilizados para o cálculo de Índices de Condição conforme Baird (1958).

3.3 Determinação de Microplásticos nos tecidos de Ostras

As concentrações de microplásticos foram analisadas individualmente nos organismos de cada ponto. Para isso, as partes moles de cada animal foram removidas e adicionadas em béqueres de 500 ml com 10 ml de solução de hidróxido de potássio (KOH) para cada grama de tecido. Durante a digestão, os béqueres foram cobertos com papel alumínio e aquecidos a 60°C durante 24-48 horas. Após a digestão completa, a solução foi filtrada a vácuo através de uma membrana de fibra de aço 47 mm com poro de 10 µm. Após, as membranas filtrantes foram colocadas

em placas de petri e cobertas para evitar contaminação durante o processo da determinação de MPs, até a análise posterior.

Os microplásticos em cada amostra foram removidos para porta-amostras específicos, identificados e quantificados em microscópio estereoscópio. Posteriormente, cada partícula foi visualmente categorizada de acordo com sua forma (fibra, pellet, filme ou fragmento), com base no estudo de Naji et al., (2018).

3.4 Análises Estatísticas

As concentrações de microplásticos em tecidos foram reportadas como média (\pm desvio padrão) e o conjunto de dados foi avaliado conforme o tipo de distribuição de frequência e homogeneidade das variâncias. Nos casos em que os dados apresentaram distribuição normal e homocedasticidade, a comparação entre pontos foi realizada utilizando análise de variância (ANOVA), seguido de testes a posteriori de Tukey. Alternativamente, foi utilizado teste de Kruskal-Wallis seguido da análise multi comparativa de Dunn. Todas as análises estatísticas empregaram o software Statistica 13.0 com nível de significância igual a 0,05.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Parâmetros Biométricos e Índice de Condição (IC)

Os comprimentos médios das conchas dos organismos analisados variaram entre $57,3 \pm 4,2$ e $66 \pm 5,7$ mm, não demonstrando diferenças significativas marcantes entre os organismos das três áreas amostradas (Tabela 1). Nesse contexto, foi observada uma diferença significativa no comprimento das ostras apenas no ponto S3 ($p > 0,05$). A classe de tamanho de organismos utilizados em monitoramento

ambiental da contaminação costuma ter grande influência nas concentrações, visto que, organismos maiores, e portanto, mais velhos, apresentam maior potencial de bioacumulação (Patterson et al., 2021). Cabe ainda ressaltar que de acordo com Pereira et al. (2018), todos os organismos utilizados no presente estudo eram adultos.

Tabela 1: Dados biométricos (Média \pm desvio padrão) de *Crassostrea brasiliana* (ostras) ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos (S1 = Balsa, S2 = Góes, S3 = Ilha das Palmas).

Parâmetros Biométricos	Balsa (S1)	Góes (S2)	Palmas (S3)
Comprimento da Concha (mm)	66 \pm 5,7	64,6 \pm 6,2	57,3 \pm 4,2
Altura da Concha (mm)	49,4 \pm 3,1	43,5 \pm 5,6	44,1 \pm 5,6
Largura da Concha (mm)	21,5 \pm 6,5	20,2 \pm 4,8	14,3 \pm 3,2
Massa da Concha (g)	57,4 \pm 15,5	52,1 \pm 9,2	33,7 \pm 10,6
Massa de Tecidos (g)	5,9 \pm 2,1	4,8 \pm 2,0	3,7 \pm 1,3

Dos 30 organismos analisados, apenas dois (um de S1 e outro de S2) apresentaram um bom estado nutricional, isto é, apresentaram Índice de Condição (IC) entre 0,15 e 0,25 (Baird, 1958). Considerando as médias de IC em cada ponto, não foram observadas diferenças estatisticamente ($p > 0,05$) significativas (Figura 3), os quais também não apresentaram relação clara com o gradiente de contaminação estudado para ostras *Crassostrea brasiliana*.

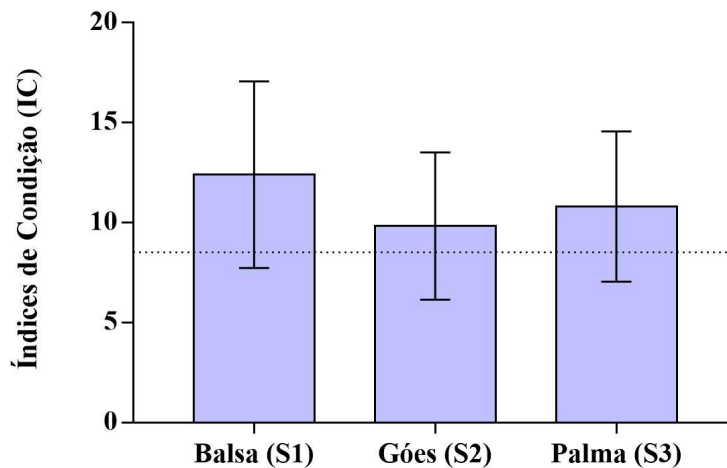


Figura 3: Índices de condição calculados para *Crassostrea brasiliana* ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos. Barras de erros indicam desvios padrão.

4.2 Quantificação de Microplástico nos tecidos

Foram identificadas 1.408 partículas de microplástico nos tecidos de ostras *Crassostrea brasiliana*. A acumulação de MPs variou de 0,8 até 44,1 partículas/g de tecido fresco, sendo maior no S1, decrescendo progressivamente em S2 e S3 e apresentando diferenças estatísticas em relação a pontos mais externos ao estuário ($p < 0,05$) (Figura 4). Nesse estudo, o ponto amostral mais contaminado (S1) apresentou uma concentração média de $16,1 \pm 14,2$ partículas/g (w.w.), caracterizando-se entre os maiores níveis de MPs encontrados no mundo (Woods et al., 2018; Rebelein et al., 2020; Naji et al., 2018; Li et al., 2015; Mathalon & Hill, 2014). Diante disso, considerando os níveis de concentração, a extensão da costa brasileira e a escassez de dados em diversos países, revela-se a importância da realização de estudos adicionais sobre contaminação de MPs utilizando bivalves como sentinelas.

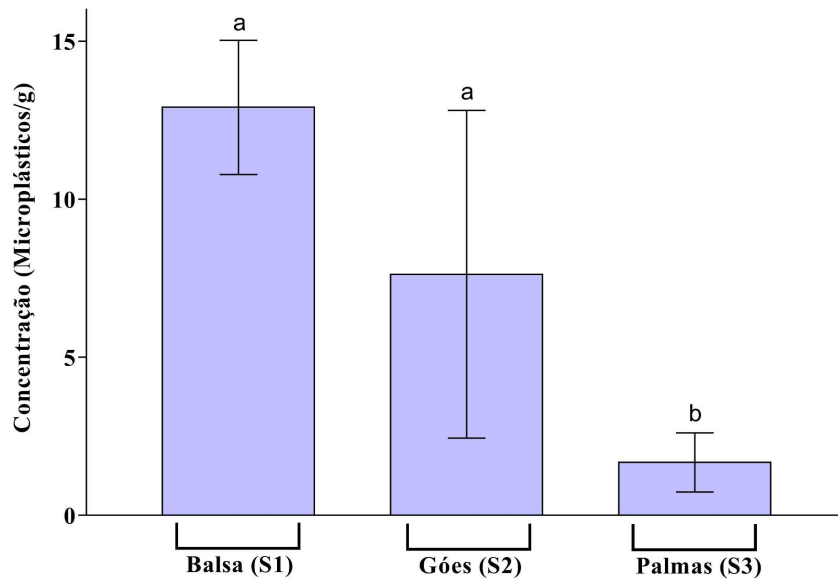


Figura 4: Concentrações de microplásticos em tecidos de *Crassostrea brasiliana* ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos. Barras de erros indicam desvios padrão e letras denotam diferenças estatísticas entre pontos de amostragem (Kruskal-Wallis seguido de teste de Dunn / $p < 0,05$).

A quantidade de MPs encontrada nas ostras coletadas na região do SES indica que essa classe de contaminantes parece ser relevante, no contexto do estuário, podendo eventualmente gerar danos à saúde dos organismos expostos. De fato, outros estudos realizados na região têm reportado contaminação por várias classes de resíduos sólidos, incluindo microplásticos (Turra et al., 2014). Outro aspecto relevante, é que a distribuição espacial dos níveis de contaminação por MPs refletiu o padrão que já vem sendo verificado no baixo estuário para distintas classes de contaminantes, tais como: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, bifenilas policloradas (Begliomini et al., 2019), estrógenos (Pusceddu et al., 2019), metais tóxicos (Kim et al., 2017), biocidas anti-incrustantes (Abreu et al., 2020) e resíduos sólidos (Ribeiro et al., 2021). Tal comportamento tem provável relação com a hidrodinâmica do estuário associada à localização das fontes potenciais deste tipo

de contaminação. Ainda no que tange aos múltiplos impactos gerados pelos aportes de substâncias químicas perigosas descritos para o SES, é importante ressaltar que associações entre contaminantes hidrofóbicos e microplásticos têm sido responsáveis pela indução de efeitos combinados sobre organismos marinhos, com potencial deletério sobre a saúde humana e ambiental (Nobre et al., 2020).

4.3 Forma dos MPs

Para todos os locais de amostragem, todos os indivíduos analisados continham majoritariamente fibras como tipo de MPs (entre 92,3% e 100%), seguidos por filme (entre 0,4% e 6,9%), fragmentos (entre 0 e 2,3%) e pellets (entre 0 e 0,8%) (Figura 5). Como indicado na Figura 5, em S3 100% dos MPs encontrados foram fibras, enquanto que em S1 e, principalmente em S2, outros tipos de MPs (filmes, pellets e fragmentos), foram observados. Estima-se que as fibras representam 90% dos níveis globais de MPs em ambientes naturais, e são as formas mais encontradas de MPs em estudos que utilizam bivalves como sentinelas (Woods et al., 2018). Esses resíduos têm origem geralmente na lavagem de roupas compostas por tecidos sintéticos (Machado et al., 2021) sendo lançadas no ambiente através dos sistemas de esgotamento sanitário ou a partir de conexões clandestinas. De fato, o SES é alvo cotidiano de aportes de efluentes de esgoto doméstico sem tratamento adequado (Pusceddu et al., 2019), que provavelmente lança quantidades expressivas de fibras no estuário.

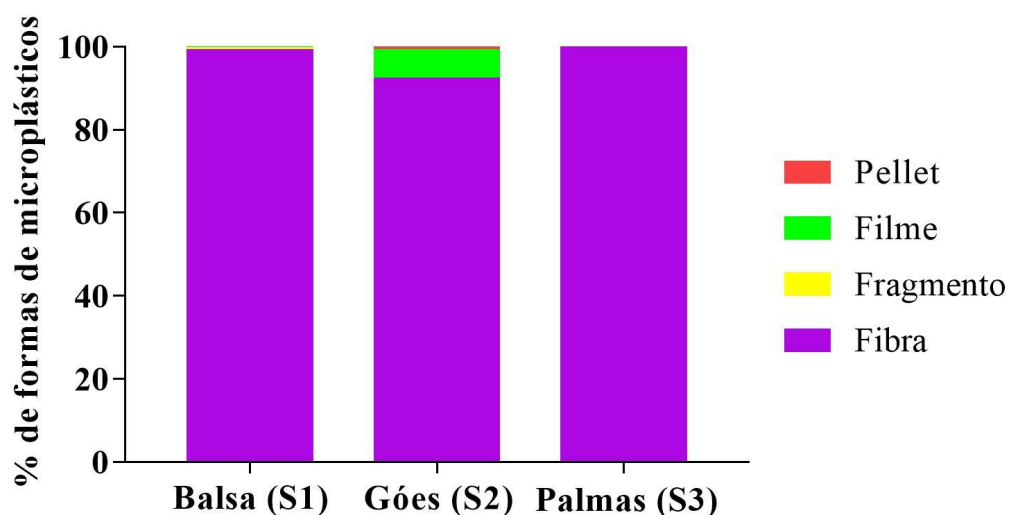


Figura 5: Percentual de fibras, fragmentos, pellets e filmes entre os microplásticos obtidos em tecidos de *Crassostrea brasiliana* ao longo de um gradiente de contaminação no Estuário de Santos.

A acumulação de fibras em bivalves vem sendo relacionada a danos no crescimento, nos tecidos, na morfologia, e até à mortalidade (Rebelein et al., 2021). Isso ocorre, principalmente, porque esses organismos não possuem mecanismos de excreção capazes de descartar imediatamente todas as fibras ingeridas, permanecendo em seus tecidos por longos períodos (Li et al., 2019; Rebelein et al., 2021).

4.4. Considerações finais

O SES é considerado um estuário sujeito a múltiplos impactos, resultantes da toxicidade induzida pelo aporte de variadas classes de substâncias químicas perigosas (Buruaem et al., 2013). Em geral, as vias de contaminação para o estuário incluem descargas de esgoto doméstico, atividades portuárias, efluentes industriais, descarte de equipamentos de pesca deteriorados, entre outros (Gimiliani et al., 2020). Portanto, os organismos habitantes de substratos consolidados ao

longo do estuário estão cronicamente expostos a uma variedade de estressores, os quais podem estar majoritariamente biodisponíveis (Machado et al., 2021). Nesse contexto, somam-se aos estressores originalmente descritos a contaminação por microplásticos apresentada no presente estudo.

5. CONCLUSÃO

O presente estudo, revelou que as concentrações de MPs em tecidos de ostras habitantes do Sistema Estuarino de Santos estão entre as maiores do mundo. Os valores e tipos de MPs (majoritariamente fibras) encontrados estão provavelmente relacionados a fontes locais de contaminação, que incluem sobretudo os adensamentos urbanos e respectivos aportes de esgoto não tratado para a região. A análise da distribuição espacial das concentrações de MPs demonstrou tendência similar ao que vem sendo relatado por vários estudos que atestam a existência de um gradiente de contaminação na região do baixo estuário. Diante disso, o monitoramento da contaminação por MPs ao longo da costa brasileira através de estudos posteriores parece ser essencial para a definição de estratégias e políticas públicas a fim de se atingir uma adequada gestão de resíduos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, F.E.L., Lima da Silva, J.N., Castro, Í.B., Fillmann, G., 2020. Are antifouling residues a matter of concern in the largest South American port? *J. Hazard. Mater.* 398, 122937. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122937>

Ambrozevicius, A., 2010. Poluição aquática em Santos (SP): uma abordagem interdisciplinar. <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/90/90131/tde-23112011-090931/pt-br.php>

Anbumani, S., Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-1999-x>

Austen, M.C., Somerfield, P.J., 1997. A community level sediment bioassay applied to an estuarine heavy metal gradient. *Mar. Environ. Res.* 43, 315–328.

Baechler, B. R., Granek, E.F., Hunter, M.V., Conn, K.E., 2019. Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: Spatial, temporal, and species variability. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 5, 54-65. <https://doi.org/10.1002/lol2.10124>

Beaumont, N.J., Aanesen, M., Austen, M.C., Börger, T., Clark, J.R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P.K., Pascoe, C., Wyles, K.J., 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>

Begliomini, F.N., Maciel, D.C., de Almeida, S.M., Abessa, D.M., Maranhão, L.A., Pereira, C.S., Yogui, G.T., Zanardi-Lamardo, E., Castro, Í.B., 2017. Shell alterations in limpets as putative biomarkers for multi-impacted coastal areas. *Environmental Pollution* 226, 494-503. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.045>

Burger, J., 2006. Bioindicators: A Review of Their Use in the Environmental Literature 1970-2005. *Environ. Bioindic.* 1, 136-144. <https://doi.org/10.1080/15555270600701540>

Buruaem, L. M., Castro, Í.B., Hortellani, M.A., Taniguchi, S., Fillmann, G., Sasaki, S.T., Varella, P. M. A., Sarkis, J.E.S., Bicego, M.C., Maranhão, L.A., Davanso, M.B., Nonato, E.F., Cesar, A., Costa-Lotufo, L.V., Abessa, D.M.S. Integrated quality assessment of sediments from harbour areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science (Print)*, v. 130, p. 179-189, 2013.

Castilho-Westphal, G.G., 2012. ECOLOGIA DA OSTRÁ DO MANGUE *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819) EM MANGUEZAIS DA BAÍA DE GUARATUBA-PR 118.

Castro, Í.B., 2019. Improper environmental sampling design bias assessments of coastal contamination. *Trends Environ. Anal. Chem.* 24, e00068. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00068>

Chapman, P.M., 2007. Determining when contamination is pollution - Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environ. Int., Environmental contaminants and their effects: Links between environmental chemistry and toxicology* 33, 492-501. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.09.001>

Cunha, S.C., Pena, A., Fernandes, J.O., 2017. Mussels as bioindicators of diclofenac contamination in coastal environments. *Environ. Pollut.* 225, 354-360. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.061>

Cruz, A.C.F., Gusso-Choueri, P., Araujo, G.S. de, Campos, B.G., Abessa, D.M. de S., 2019. Levels of metals and toxicity in sediments from a Ramsar site influenced by former mining activities. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 171, 162-172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.088>

Dauvergne, P., 2018. Why is the global governance of plastic failing the oceans? *Glob. Environ. Change* 51, 22-31. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.05.002>

Dehaut, A., Cassone, A.-L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I., 2016. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environ. Pollut.* 215, 223-233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>

Fenili, L.H., 2012. Qualidade do sedimento do canal de navegação do Porto de Santos (Santos, SP) após dragagem de aprofundamento: ensaios ecotoxicológicos com *Tiburonella viscana* e *Nitroka* sp. Universidade de São Paulo. <https://doi.org/10.11606/D.18.2012.tde-05112012-151320>

Gimiliani, G.T., Fornari, M., Redígolo, M.M., Bustillos, J.O.W.V., Abessa, D.M.S., Pires, M.A.F., 2020. Simple and cost-effective method for microplastic quantification in estuarine sediment: A case study of the Santos and São Vicente Estuarine System. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 2, 100020. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100020>

Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter, in: *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham, pp. 29-56.

Galloway, T.S., Lewis, C.N., 2016. Marine microplastics spell big problems for future generations. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 2331-2333.

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Gouveia, N., Oliveira, C.R.M., Martins, C.P., Maranhão, L.A., Seabra Pereira, C.D., de Orte, M.R., Harayashiki, C.A.Y., Almeida, S.M., Castro, I.B., 2019. Can shell alterations in limpets be used as alternative biomarkers of coastal contamination? *Chemosphere* 224, 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.122>

Hara, J., Frias, J., Nash, R., 2020. Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters. *Mar. Pollut. Bull.* 152, 110905. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110905>

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Kim BSM, Angeli JLF, Ferreira PA, de L et al. (2017) Use of a chemometric tool to establish the regional background and assess trace metal enrichment at Baixada Santista – southeastern Brazil. *Chemosphere* 166:372–379. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.132>

Kukkola, A., Krause, S., Lynch, I., Sambrook Smith, G.H., Nel, H., 2021. Nano and microplastic interactions with freshwater biota - Current knowledge, challenges and future solutions. *Environ. Int.* 152, 106504. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106504>

Li, H.-X., Ma, L.-S., Lin, L., Ni, Z.X., Xu, X.R., Shi, H.-H., Yan, Y., Zheng, G.-M., Rittschof, D., 2018. Microplastics in oysters *Saccostre acus* along the Pearl River Estuary, China. *Environ. Pollut.* 236, 619-625. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.083>

Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H., 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environ. Pollut.* 207, 190–195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>

Ostras e poluição: Que ligação?, n.d. <http://www.cienciaviva.pt/rede/oceanos/2desafio/ostrasprofessor.asp>

Lozano, Y., Rillig, M., 2020. Effects of Microplastic Fibers and Drought on Plant Communities. *Environmental Science & Technology*. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.0c01051>

Machado, J. A., Oliveira, S., Nazário, M.G., Fernandes, H., Krelling, A. P. Análise da presença de microplástico em bivalves (perna perna): um estudo de caso em Matinhos, litoral do Paraná. *Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável GUAJU, Matinhos*, v.7, n.1, jan./jun. 2021. <http://dx.doi.org/10.5380/guju.v7i1.76916>

Mathalon, A., Hill, P., 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>

Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J.I., Montero, E., Arroyo, G.M., Hanke, G., Salvo, V.S., Basurko, O.C., Mallos, N., Lebreton, L., Echevarría, F., van Emmerik, T., Duarte, C.M., Gálvez, J.A., van Sebille, E., Galgani, F., García, C.M., Ross, P.S., Bartual, A., Ioakeimidis, C., Markalain, G., Isobe, A., Cózar, A., 2021. An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. *Nat. Sustain.* 4, 484–493. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8>

Naji, A., Nuri, M., Vethaak, A.D., 2018. Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. *Environmental Pollution* 235, 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.046>

Nobre, C.R. [UNESP, Moreno, B.B., Alves, A.V., Rosa, J. de L., Franco, H. da R., Souza Abessa, D.M. de [UNESP, Maranhão, L.A. [UNESP, Choueri, R.B., Gusso-Choueri, P.K. [UNESP, Seabra Pereira, C.D., 2020. Effects of Microplastics Associated with Triclosan on

the Oyster *Crassostrea brasiliana*: An Integrated Biomarker Approach. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 101. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00729-8>

Patterson, J., Jeyasanta, K.I., Laju, R.L., Edward, J.K.P., 2021. Microplastic contamination in Indian edible mussels (*Perna perna* and *Perna viridis*) and their environs. Marine Pollution Bulletin 171, 112678. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112678>

Pereira, O., Machado, I., Henriques, M., Galvão, M., Bastos, A., 2000. Avaliação do estoque da ostra *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819) em manguezal do estuário de Cananéia. (025°S; 048°W). Bol. Inst. Pesca 26, 49–62.

Pereira, O., Henriques, M., Machado, I., 2018. Estimativa da curva de crescimento da ostra *Crassostrea brasiliana* em bosques de mangue e proposta para sua extração ordenada no estuário de Cananéia, SP, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca 29, 19–28. Phuong, N.N., Poirier, L., Pham, Q.T., Lagarde, F., Zalouk-Vergnoux, A., 2018. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life? Mar. Pollut. Bull. 129, 664–674. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.054>

Prata, J.C., da Costa, J.P., Girão, A.V., Lopes, I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2019. Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. Sci. Total Environ. 686, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.456>

Pusceddu, F.H., Sugauara, L.E., de Marchi, M.R., Choueri, R.B., Castro, Í.B., 2019. Estrogen levels in surface sediments from a multi-impacted Brazilian estuarine system. Marine Pollution Bulletin 142, 576–580. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.052>

Rajmohan, K.V.S., Ramya, C., Raja Viswanathan, M., Varjani, S., 2019. Plastic pollutants: effective waste management for pollution control and abatement. Curr. Opin. Environ. Sci. Health, Environmental Impact Assessment: Green technologies for environmental remediation 12, 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.08.006>

Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., Scharsack, J.P., 2021. Microplastic fibers — Underestimated threat to aquatic organisms? Sci. Total Environ. 777, 146045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>

Ribeiro, V.V., Harayashiki, C.A.Y., Ertaş, A., Castro, Í.B., 2021a. Anthropogenic litter composition and distribution along a chemical contamination gradient at Santos Estuarine System—Brazil. Regional Studies in Marine Science 46, 101902. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101902>

Santana, M.F.M., Ascer, L.G., Custódio, M.R., Moreira, F.T., Turra, A., 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. Mar. Pollut. Bull. 106, 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>

Senathirajah, K., Attwood, S., Bhagwat, G., Carbery, M., Wilson, S., Palanisami, T., 2021. Estimation of the mass of microplastics ingested – A pivotal first step towards human health

risk assessment. J. Hazard. Mater. 404, 124004.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124004>

Smith, M., Love, D.C., Rochman, C.M., Neff, R.A., 2018. Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Curr. Environ. Health Rep.* 5, 375–386.
<https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>

Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M.E.J., Le Goïc, N., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 2430–2435.

Thiele, C.J., Hudson, M.D., Russell, A.E., 2019. Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: Adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 384–393.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.003>

Turra, A.; MANZANO, A. B. ; Dias, R.J. ; Mahiques, M. M. ; Barbosa, L. ; BALTHAZAR-SILVA, D. ; Moreira, F. . Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports*, v. 4, p. 1, 2014.

Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

Velazquez, M., Luna, A., 2019. AVALIAÇÃO SOCIAL DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS DE PAÍSES HÚMIDOS COSTEIROS: ESTADO ATUAL E PERSPECTIVAS [WWW Document]. URL http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2020000300403

Vieira, K.S., Baptista Neto, J.A., Crapez, M.A.C., Gaylarde, C., Pierri, B. da S., Saldaña-Serrano, M., Bainy, A.C.D., Nogueira, D.J., Fonseca, E.M., 2021. Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 166, 112225.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112225>

Vilar, T.C., Tenório, D. de O., Feitosa, F.A. do N., 2012. Criação experimental da ostra-do-mangue *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) em barra de São Miguel, Alagoas. *Trop. Oceanogr.* 40. <https://doi.org/10.5914/tropocean.v40i2.5407>

Webb, S., Ruffell, H., Marsden, I., Pantos, O., Gaw, S. Microplastics in the New Zealand green lipped mussel *Perna canaliculus*, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 149, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110641>.

Willaert, T., García-Alegre, A., Queiroga, H., Cunha-e-Sá, M.A., Lillebø, A.I., 2019. Measuring Vulnerability of Marine and Coastal Habitats' Potential to Deliver Ecosystem Services: Complex Atlantic Region as Case Study. *Front. Mar. Sci.* 6.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00199>

Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

Woods, M.N., Stack, M.E., Fields, D.M., Shaw, S.D., Matrai, P.A., 2018. Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*). *Marine Pollution Bulletin* 137, 638–645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.061>

Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M., Dirzo, R., 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 47, 333–358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>

Zhang, D.D., Lee, H.F., Wang, C., Li, B., Zhang, J., Pei, Q., Chen, J., 2011. Climate change and large-scale human population collapses in the pre-industrial era. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 520–531. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00625.x>