



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

THAÍS FRÓES FRANÇA

**MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS SUPERFICIAIS DA BACIA DO
ESPÍRITO SANTO E PORÇÃO NORTE DA BACIA DE CAMPOS**

VITÓRIA
2022

THAÍS FRÓES FRANÇA

**MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS SUPERFICIAIS DA BACIA DO
ESPÍRITO SANTO E PORÇÃO NORTE DA BACIA DE CAMPOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fabian Sá.

VITÓRIA
2022

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

F814m França, Thaís Fróes, 1994-
MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS SUPERFICIAIS
DA BACIA DO ESPÍRITO SANTO E PORÇÃO NORTE DA
BACIA DE CAMPOS / Thaís Fróes França. - 2022.
77 f. : il.

Orientador: Fabian Sá.
Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) -
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências
Humanas e Naturais.

1. Microplástico. 2. Sedimento. 3. Margem Continental. 4.
Oceano Profundo. 5. Poluição. I. Sá, Fabian. II. Universidade
Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e
Naturais. III. Título.

CDU: 55



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Centro de Ciências Humanas e Naturais
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**“MICROPLÁSTICO EM SEDIMENTOS SUPERFICIAIS DA BACIA DO ESPÍRITO SANTO E
PORÇÃO NORTE DA BACIA DE CAMPOS”**

por

Thaís Fróes França

Prof. Dr. Fabian Sá

Universidade Federal do Espírito Santo

Documento assinado digitalmente



VALERIA DA SILVA QUARESMA

Data: 12/09/2022 21:39:58-0300

Verifique em <https://verificador.iti.br>

Profa. Dra. Valéria da Silva Quaresma

Universidade Federal do Espírito Santo (via webconferência)



Documento assinado digitalmente

Juliana Leonel

Data: 26/08/2022 16:59:38-0300

CPF: 995.760.150-49

Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Profa. Dra. Juliana Leonel

Universidade Federal de Santa Catarina (via webconferência)

Vitória, 26 de agosto de 2022



Base Oceanográfica de Aracruz - CCHN/UFES | Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental
(PPGOAM) | <http://www.oceanografia.ufes.br/pos-graduacao/PPGOAM> | oceanografiaambiental@gmail.com



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por
FABIAN SA - SIAPE 3015950
Departamento de Oceanografia e Ecologia - DOE/CCHN
Em 26/10/2022 às 14:50

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/591883?tipoArquivo=O>

Aos meus pais,
Glóridete e Henrique,
por todo apoio e amor.

Dedico

AGRADECIMENTO

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro prestado a esta pesquisa.

A PETROBRAS por ceder as amostras e fornecer os dados utilizados nessa pesquisa, assim como, pelo suporte financeiro prestado.

Aos meus pais Gloridete e Henrique, ao meu irmão Thiago e minhas sobrinhas por todo o apoio e amor dado durante minha vida e caminhada acadêmica, sempre fazendo de tudo para que eu pudesse seguir meus sonhos.

Em especial, a minha mãe que sempre foi e sempre será meu exemplo de vida, que apesar de todas as dificuldades sempre me faz olhar o lado bom da vida. Mulher guerreira e batalhadora, que me ensinou o que é o amor e a ser uma pessoa ética e moral.

Aos meus familiares tios, tias, primos, primas e em especial aos meus avós que são exemplos de honestidade e bondade, que sempre cuidam de mim e me ensinam a amar a vida.

Ao Prof. Dr. Fabian Sá, pela orientação, confiança, dedicação e suporte financeiro para o meu desenvolvimento profissional. Agradeço também por toda as vezes que me incentivou, me apoiou e sempre me ajudou a superar todas as adversidades com calma e paciência.

Aos integrantes do Laboratório de Geoquímica Ambiental e Lixo Marinho (LabGAm), que me ajudaram durante as análises das amostras e foram grandes amigos durante essa jornada. Em especial ao Fabio que desde o início teve muita paciência e dedicação ao me auxiliar durante as análises e elaboração dessa dissertação.

A Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e ao Departamento de Oceanografia e Ecologia (DOE), pela concessão de espaço físico e estrutura disponibilizada para a realização desse trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental – PPGOAm por todo conhecimento compartilhado, principalmente as professoras Adriane e Camillah

pelas contribuições ao projeto de mestrado durante as reuniões do comitê de acompanhamento.

Ao Laboratório de Geociências Marinhas (LaboGeo), Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental (LimnoLab) e ao Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) pelo apoio e suporte científico.

Aos membros da banca examinadora, pelas críticas e sugestões fornecidas.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, em especial aos técnicos Clarissa e Ricardo por todo apoio e ajuda que forneceram.

Aos meus amigos que me deram apoio e carinho, me ajudaram tanto nos momentos bons quanto aos ruins. Vocês tornaram o percurso da criação desse trabalho muito mais leve e gratificante. Em especial a Valléria e Laiane, que mesmo a distância não impede todo carinho, amor e calma que sempre tiveram comigo, sempre me incentivando a não desistir e me apoiando em minhas escolhas.

A república apelidada carinhosamente de “Cemitério de Plantas”, as minhas amigas: Livia e Fernanda Pirola. A amizade, incentivo e paciência de vocês foram extremamente importantes nessa caminhada. Obrigada por me abraçarem e terem feito minha mudança para Vitória ser mais aconchegante e divertida.

A Prof^a. Dr^a. Samara Aranha Eschrique, por sempre torcer e me apoiar na minha jornada acadêmica. Professora, você sempre será uma inspiração para mim, me ensinando a ser uma profissional com ética e moral. A senhora tem grande mérito nas minhas conquistas.

Aos que ajudaram, de forma direta ou indireta, durante a realização desse trabalho, agradeço.

“O que eu faço, é uma gota no meio de um oceano.

Mas sem ela, o oceano será menor.”

Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

Milhões de toneladas de plástico, incluindo microplásticos (< 5 mm), adentram os oceanos todos os anos. No entanto, devido à falta de dados, o conhecimento sobre sua distribuição e dispersão nos sedimentos das margens continentais e oceano profundo ainda é limitado. O objetivo principal do presente estudo foi verificar as concentrações de microplásticos (MPs) em distintos ambientes deposicionais (plataforma continental, talude continental, sopé continental e cânions submarinos) e relacioná-los com a profundidade ou parâmetros sedimentológicos (granulometria, teor de matéria orgânica e de carbonato de cálcio). Foi quantificado MPs em sedimentos superficiais da Bacia do Espírito Santo e do norte da Bacia de Campos, em 71 amostras distribuídas entre 25 e 3.000 metros de profundidade. A concentração variou de 0,06 a 1,24 (média de $0,31 \pm 0,20$ partículas) MPs por grama de sedimento. A plataforma continental (PC) apresentou cerca de 34% do total de partículas, seguido pelos cânions submarinos (27%), talude continental (21%) e sopé continental (19%). Com relação às características físicas dos microplásticos, as fibras foram o formato mais comuns (78%); as cores preto (31%) e azul (25%) foram mais frequentes; e o tamanho predominante foi maior que 350 μm (tipicamente entre 500 e 2000 μm), representando 56%. As concentrações de MPs não foram correlacionadas significativamente com os parâmetros sedimentológicos. Além disso, as concentrações da PC se diferiram significativamente do talude continental e do sopé continental. O presente estudo fornece evidências preliminares de que os MPs estão se acumulando no oceano profundo da margem continental brasileira, apoiando a hipótese de que esses ambientes sejam um grande sumidouro de MPs. Enquanto as concentrações de MPs na PC podem ter sofrido influência principalmente dos aportes de rios e efluentes de esgoto, o transporte e deposição de MPs nos sedimentos de mar profundo podem ter sido influenciados, principalmente, pelo transporte vertical por neve marinha. Contudo, mais estudos são necessários, já que a dinâmica relacionada a essas deposições apresenta impactos ainda desconhecidos, mas potencialmente prejudiciais aos ecossistemas de oceano profundo.

Palavras-chave: Microplástico, Sedimento, Margem Continental, Oceano Profundo, Poluição.

ABSTRACT

Millions of tons of plastic, including microplastic (< 5 mm), get into the ocean every year. Despite that, because of the lack of data, the knowledge about plastic waste distribution and dispersion in the sediments of the continental margins and the deep ocean remains still limited. The main objective of the present study was to verify the microplastic concentration (MPs) in different geomorphological environments (continental shelf, continental slope, continental rise, and submarine canyons) and relate them with depth or sedimentological parameters (granulometry, organic matter, and carbonates content). It quantified MPs in Espírito Santo's basin and north Campos basin superficial sediments, in 71 samples distributed between 25 and 3.000 meters deep. The concentration varied from 0,06 to 1,24 (mean of $0,31 \pm 0,20$ debris) MPs per gram of sediment. The continental shelf (CS) showed about 34% of plastic debris, followed by the submarine canyons (27%), continental slope (21%), and continental rise (19%). Regarding the physical characteristics of the microplastic, fibers were the most common format (78%); black (31%) and blue (25%) were the most frequently found colors; and the dominant size was greater than 350 μm (typically between 500 and 200 μm), representing 56%. The concentrations of MPs were not significantly correlated with the sedimentological parameters. Furthermore, the plastic debris found in the PC was significantly different from the continental rise and continental slope. This study provides preliminary pieces of evidence that the MPs are accumulating in the deep ocean of the Brazilian continental margin, supporting the hypothesis that these environments are a major sink of MPs. While the MPs in the PC could have suffered influence, mostly, from the river and sewage discharge, the transport and deposition of MPs on deep-sea sediments may have been influenced mainly by vertical transport by sea snow. However, more studies are necessary, since the dynamics related to these depositions present impacts still unknown, but potentially harmful to the ecosystems of the deep ocean.

Keywords: Microplastic, Sediment, Continental Margin, Deep-Ocean, Pollution.

LISTAS DE FIGURAS

- Figura 1. Publicação anual de pesquisas sobre microplásticos em sedimento marinho (cinza) e sedimento de oceano profundo (preto) entre 2011 e 2021.....19
- Figura 2. Tendência temporal dos artigos científicos sobre microplásticos em sedimento marinho entre 2011 - 2022.....20
- Figura 3. Representação esquemática do sistema de correntes do contorno oeste ao longo da margem continental brasileira, de acordo com os padrões de grande escala de Stramma e England (1999). Corrente do Brasil (CB), Corrente Norte do Brasil (CNB), Corrente Sul Equatorial (CSE), Subcorrente Norte do Brasil (SNB), Corrente de Contorno Interna (CCI), Corrente de Contorno Profunda (CCP), Água Tropical (AT), Água Central do Atlântico Sul (ACAS), Água Intermediária Antártica (AIA), Água Profunda do Atlântico Norte (APAN). Fonte: SOUTELINO (2008).26
- Figura 4. Produto de simulação numérica do Vórtice de Vitória, apresentando semelhanças do que foi representado por Schmid et al. (1995). Fonte: CAMPOS (2006).27
- Figura 5. Localização das estações de amostragem de sedimentos superficiais da Bacia do Espírito Santo e norte da Bacia de Campos. A-G identificam os transectos, CAND identifica as amostras do Cânion Doce e CWN amostras do Cânion Watu Norte.29
- Figura 6. Diagrama representativo das várias fases de processamento das amostras de sedimento.30
- Figura 7. Diagrama representativo das várias fases de processamento para identificação e quantificação de microplástico nas amostras de sedimento.31
- Figura 8. Digestão das amostras de sedimentos com H₂O₂.31
- Figura 9. Lupa binocular Bel Photonics® utilizada para a análise visual dos microplásticos.32
- Figura 10. Composição dos sedimentos em porcentagem (cascalho, areia, lama, carbonato de cálcio e teor de matéria orgânica) em cada transectos para os ambientes deposicionais distintos.35
- Figura 11. Exemplos de microplásticos identificados nos sedimentos superficiais: a) fragmento preto (161 µm); b) filme azul (120 µm); c) filme amarelo (386 µm); d) fragmento preto (73 µm); e) fibra azul (217 µm); f) fibra vermelha (2016 µm).37
- Figura 12. Concentração de microplásticos (MPs.g⁻¹) por estação de amostragem..38
- Figura 13. Concentração de microplásticos da Bacia do Espírito Santo e norte da Bacia de Campos categorizado por (a) forma, (b) cor e (c) tamanho em µm.39

Figura 14. Ocorrência de microplástico (MPs.g ⁻¹) em cada profundidade amostrada por transectos. Concentração de MPs por grama de sedimento seco para as estações de amostragem na plataforma continental e cânions submarinos em cinza, para talude continental em preto e sopé em azul.....	43
Figura 15. Ocorrência de microplásticos (MPs.g ⁻¹) por forma em cada profundidade amostrada por transectos.....	44
Figura 16. Ocorrência de microplásticos (MPs.g ⁻¹) por tamanho em cada profundidade amostrada por transectos.....	45
Figura 17. Ocorrência de microplásticos (MPs.g ⁻¹) por cor em cada profundidade amostrada por transectos.....	46
Figura 18. Concentração média (MPs.g ⁻¹) em porcentagem de cada ambiente deposicional.	48
Figura 19. Média das concentrações de microplásticos em cada transectos para os ambientes deposicionais distintos.	49
Figura 20. Concentração de microplásticos para cada ambiente deposicional categorizado por (a) forma, (b) cor e (c) tamanho.....	50

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Coordenadas das estações, profundidade de amostragem e concentração de partículas, que foram identificados como MPs.	39
Tabela 2. Concentração média, valores de mínimo e máximo, desvio padrão e percentual de microplásticos por grama de sedimento seco para cada ambiente deposicional.	47
Tabela 3. Concentrações de microplásticos reportadas previamente em sedimentos marinhos de oceano profundo em todo mundo.	55

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	14
OBJETIVO GERAL	17
I.OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
REVISÃO DA LITERATURA	17
I.TENDÊNCIA DE CRESCIMENTO ANUAL	18
II. DISTRIBUIÇÃO GLOBAL DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE OCEANO PROFUNDO	
20	
MATERIAIS E MÉTODOS	25
I.DESCRICÃO DA ÁREA DE ESTUDO	25
II. AMOSTRAGEM E ANÁLISE DE SEDIMENTO	28
III.IDENTIFICAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS.....	30
IV. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.	33
RESULTADOS	33
I.DISCRIÇÃO SEDIMENTOLÓGICA	33
II. CONCENTRAÇÕES E CARACTERÍSTICAS DOS MICROPLÁSTICOS IDENTIFICADOS.....	35
III.DISTRIBUIÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE MICROPLÁSTICOS	41
IV.DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NOS AMBIENTES DEPOSICIONAIS	
47	
DISCUSSÃO	51
CONCLUSÃO	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

INTRODUÇÃO

Os resíduos plásticos estão entre os principais poluentes dos ambientes costeiros e oceânicos. Estima-se que em 2010 ocorreu a entrada de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de plásticos no oceano (JAMBECK et al., 2015). Esse material e seus aditivos têm se tornado uma preocupação em escala global devido às suas elevadas concentrações no meio ambiente e pelo seu transporte por longas distâncias (ANDRADY, 2011; CHIBA et al., 2018; WANG et al., 2016). Além disso, podem ocasionar riscos para a saúde humana, através da adsorção de contaminantes e posterior transferência pela teia alimentar (BOUWMEESTER; HOLLMAN; PETERS, 2015; LUCIO et al., 2019; TANG et al., 2019).

Esses resíduos antropogênicos são transportados para o oceano principalmente por meio de esgoto/águas residuais, escoamento de estradas e de rios (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2010; GESAMP, 2015; LEBRETON et al., 2016). As atividades pesqueiras, envolvendo a pesca de captura e a aquicultura, são importantes fontes marítimas, assim como, o despejo direto por navios e visitantes de praias (GESAMP, 2015; XUE et al., 2020). Outros estudos também relataram o transporte aéreo e subsequente precipitação atmosférica (DRIS et al., 2016; BARROWS; CATHEY; PETERSEN, 2018).

Partículas plásticas com tamanho entre 5000 μm e 1 μm são definidas como microplásticos (MPs) (HIDALGO-RUZ et al., 2012; GESAMP, 2015). Podem ser classificadas em MPs primários quando sua origem é manufaturada já nesse intervalo de tamanho e de MPs secundários quando vêm da quebra de plásticos grandes (LI et al., 2016). Ao atingir os ambientes costeiros e marinhos, a integridade dos plásticos pode se deteriorar com o tempo. Isso pode ser devido principalmente a ações intempéries e forças mecânicas, como ação das ondas e abrasão com areia (THOMPSON et al., 2004; CORCORAN; BIESINGER; GRIFI, 2009). Além disso, interações com a biota, radiação UV e flutuações de temperatura também podem ocasionar a quebra e fragmentação (ANDRADY, 2015).

Diversos estudos vêm sendo realizados para determinar a sua quantidade e distribuição dos plásticos no oceano. No entanto, a quantidade estimada de plástico, incluindo MPs, em águas superficiais não é representação de todo o material presente

no oceano. De fato, apenas 1% dos plásticos são encontrados nessas áreas, dezenas de milhares de toneladas a menos do que o esperado (WOODALL et al., 2014; BERGMANN et al., 2017; ZHANG et al., 2020). Por conseguinte, os pesquisadores vêm formulando hipóteses sobre o acúmulo dessas partículas em sumidouros oceânicos (WOODALL et al., 2014; BERGMANN et al., 2017; ZHANG et al., 2020).

Alguns plásticos são formados por poliméricos que possuem densidade superior à da água do mar, ocasionando sua decantação, tanto em ambientes mais rasos quanto nos mais profundos (BALLENT et al., 2013; ERNI-CASSOLA et al., 2019). Os MPs, menos densos que a água, também podem ser depositados sob condições físicas e fatores bioquímicos específicos, como o aumento da densidade por meio de bioincrustação e biofilme, onde se associam à matéria orgânica alterando as velocidades de decantação (MICHELS et al., 2018; PORTER et al., 2018; WIECZOREK et al., 2019; ZHAO et al., 2018). Entretanto, o entendimento desses e outros mecanismos de deposição e transporte para esses ambientes ainda é pouco compreendido (BALLENT et al., 2013; KANHAI et al., 2019; PENG et al., 2018).

As margens continentais, sendo a zona de transição entre os ambientes terrestres e oceânicos, desempenham papel importante na descarga de materiais que chegam aos oceanos, por efeito da intensidade dos processos de transporte (TESSLER; MAHIQUES, 2009; CORRÊA; WESCHENFELDER, 2015). Kane and Clare (2019), destacam que margens maduras e passivas tendem a ter grande armazenamento em ambientes costeiros, de modo que sedimentos e MPs têm longos tempos de residência nesses locais. Ainda, de acordo com os esses autores, essas configurações de margens continentais também controlam as vias de transferência de MPs do continente para o oceano profundo por meio de sistemas de ressuspensão de sedimentos pelágicos, tendo como um dos principais destinos, os cânions submarinos.

Os cânions submarinos são incisos na plataforma continental (PC) e na encosta de todas as margens continentais e atuam como condutos para a transferência de sedimentos dos continentes para o mar profundo (HARRIS; WHITEWAY, 2011). Numerosos estudos mostram que os cânions são potenciais locais de acúmulo de MPs, representando aproximadamente o dobro da concentração documentada em plataforma continental, talude continental (TC) e configurações abissais (THOMPSON

et. al, 2004; BALLENT et al., 2013; BARNES et al., 2009; PENG et al., 2018; WOODALL et al., 2014). Entretanto, há uma limitação de informações sobre a composição e distribuição de MPs submersos e suas interações com o ambiente deposicional, principalmente por causa da acessibilidade limitada em áreas mais profundas (BALLENT et al, 2013). No Atlântico Sul, especialmente ao largo da Bacia do Espírito Santo e Porção Norte da Bacia de Campos, não é diferente: há escassez de dados referentes à distribuição de MPs em sedimentos de áreas mais profundas.

Além disso, é necessário compreender a dinâmica da contaminação do oceano por MPs e integrar sua distribuição com os parâmetros oceanográficos que evidentemente regem não apenas o transporte dessas partículas, mas também sua deposição e acúmulo em zonas costeiras e oceânicas. Bem como, estudar a distribuição dessas micropartículas em configurações fisiográficas distintas de ambientes sedimentares de oceano costeiro e profundo, visto que, a gravidade dos impactos ecológicos será provavelmente maior em locais de acúmulo de plástico. O entendimento dessas interações é essencial para desenvolver cenários de exposição em ecossistemas bentônicos e demersais que podem ser afetados pela entrada e permanência desses materiais.

Para preencher essa lacuna de conhecimento, foram escolhidas como área de estudo a Bacia do Espírito Santo e a Porção Norte da Bacia de Campos, por apresentarem diferentes feições como ravinas, canais, cânions submarinos e efeito de halocinese no fundo marinho (TSCHIEDEL, 2012). Para tanto, (i) foi avaliado a distribuição espacial de MPs em sedimentos superficiais em diferentes profundidades, (ii) as diferenças de distribuição entre os ambientes deposicionais da margem continental, (iii) e a correlação entre as concentrações de MPs e as características sedimentológicas.

OBJETIVO GERAL

O objetivo principal deste estudo foi avaliar e compreender a dinâmica do transporte, deposição e acúmulo de MPs em configurações fisiográficas distintas de ambientes sedimentares da Bacia do Espírito Santo e Porção Norte da Bacia de Campos. Para atingir essa proposta inicial, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos.

I. Objetivos Específicos

- Caracterizar quali-quantitativamente os MPs em relação a abundância, forma, tamanho e cor;
- Verificar possíveis diferenças espaciais na abundância, forma, tamanho e cor de MPs em ambientes distintos de deposição;
- Analisar prováveis relações entre as características granulométricas dos ambientes deposicionais, encontradas nas feições do fundo das bacias com a deposição e acúmulo do MPs.

REVISÃO DA LITERATURA

Pesquisas sobre MPs em sedimentos de oceano profundo tornou-se uma área de grande interesse entre pesquisadores de todo o mundo. Como as pesquisas precisam ser aprofundadas, é imprescindível analisar a literatura acadêmica e integrar os conhecimentos existentes sobre MPs, a fim de determinar não apenas as tendências atuais entre o tópico em sedimento, mas também para identificar lacunas de conhecimento e prioridades de pesquisa sobre MPs em sedimento de oceano profundo. Sendo assim, o objetivo principal desta pesquisa é apresentar uma análise aprofundada da literatura científica publicada sobre microplástico, através de um resumo e revisão dos artigos referentes a sedimentos de oceano profundo.

Os documentos usados neste estudo foram recuperados da base Web of Science Core Collection (WoS) em 18 de julho de 2022, onde foram incluídos os índices SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI.

Optou-se por uma pesquisa de documentos por termos em tópico ou título, pois é uma estratégia que permite encontrar periódicos classificados por todas as áreas de temáticas. Foram recuperadas publicações sobre MPs em sedimento de oceano profundo utilizamos a entrada de pesquisa “Microplastic* AND Deep-Sea* AND Sediment*”. Também foram pesquisadas saídas através das palavras-chave “Microplastic* AND Marine Sediment*”, com o intuito de comparação entre a quantidade de publicações relacionados a estudos sobre MPs em todos os ambientes marinhos com os de oceano profundo. Aqui, o asterisco foi usado para identificar várias versões das palavras.

O primeiro artigo encontrado sobre MPs em sedimentos marinhos foi indexado no WoS em 2006, assim, o tempo estipulado foi definido para incluir artigos entre 2006 e julho de 2022. Além disso, foi usado filtro para ser selecionado apenas os artigos. Todos os dados foram salvos como Arquivos “Separados por tabulação (Win)” contendo “Registro completo e Referências citadas”. Por fim, para a revisão de estudos sobre MPs em sedimento de oceano profundo, 16 artigos foram avaliados exaustivamente para analisar a ocorrência, caracterização e distribuição do MPs nesses ambientes.

1. Tendência de crescimento anual

Foram encontradas 69 saídas para publicações relacionadas à MPs em sedimentos de oceano profundo, mas apenas 16 estavam adequadas ao tema. Esse total de publicações representa aproximadamente 5% dos estudos relacionados à sedimentos marinhos (n = 1431). Na figura 1 há um comparativo sobre os resultados encontrados para essas matrizes a partir do ano de 2011. Publicações sobre MPs em sedimento marinho aumentaram rapidamente desde esse ano, mas os estudos para oceano profundo não acompanharam esse crescimento.

Até 2014, poucas publicações sobre MPs em sedimento marinho, totalizando menos de 50 publicações. Após esse ano, nota-se um aumento de 93 artigos em 2017, e 362 artigos em 2021. Qin et al., 2020 destaca que em 2014 ocorreu a primeira

Assembleia das Nações Unidas para o Meio Ambiente do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), na qual foi publicada a resolução PNUMA / EA.1 / 8. Essa resolução pode ter impulsionado as pesquisas sobre MPs, visto que, ela salienta as atividades necessárias para enfrentar os desafios relacionados aos resíduos de plástico e MPs no oceano.

Na figura 2 é possível notar o crescimento exponencial na publicação dos resultados obtidos na pesquisa para os MPs em sedimento marinho. A partir desse modelo exponencial, uma simulação de tendência de crescimento estima que em 2022 pode haver 833 publicações sobre esse tema. Entretanto, em 2020 e 2022 há uma tendência na diminuição de publicações devido aos impactos da pandemia do COVID-19 no ensino e pesquisa (QIN et al., 2020). Até a data da busca na base de dados, houveram apenas 154 publicações (18,49%) em 2022, ou seja, menos que o esperado para o primeiro semestre de 2022 (417 publicações). Apesar disso, os MPs em sedimento continuam atraindo uma crescente atenção e vem se tornando um tema importante no meio científico e, também, da sociedade civil e tomadores de decisões. Espera-se que as publicações sobre este tema aumentem notavelmente no futuro próximo.

Figura 1. Publicação anual de pesquisas sobre microplásticos em sedimento marinho (cinza) e sedimento de oceano profundo (preto) entre 2011 e 2021. No total, 1431 e 69 publicações foram distribuídas de 2006 a 2022 do banco de dados Web of Science Core Collection (WOSCC), para sedimento marinho e de oceano profundo.

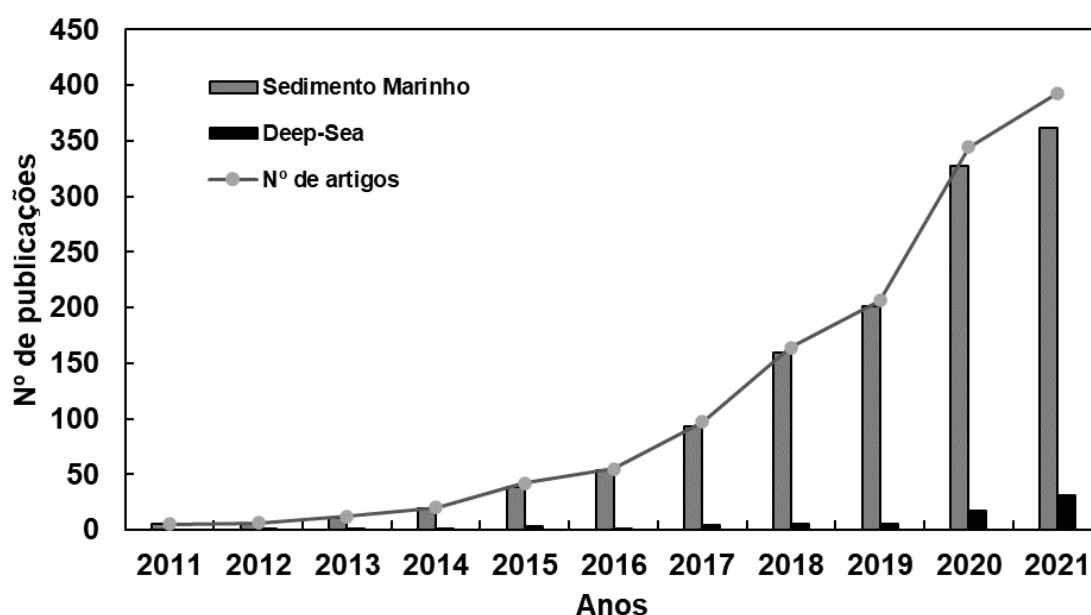
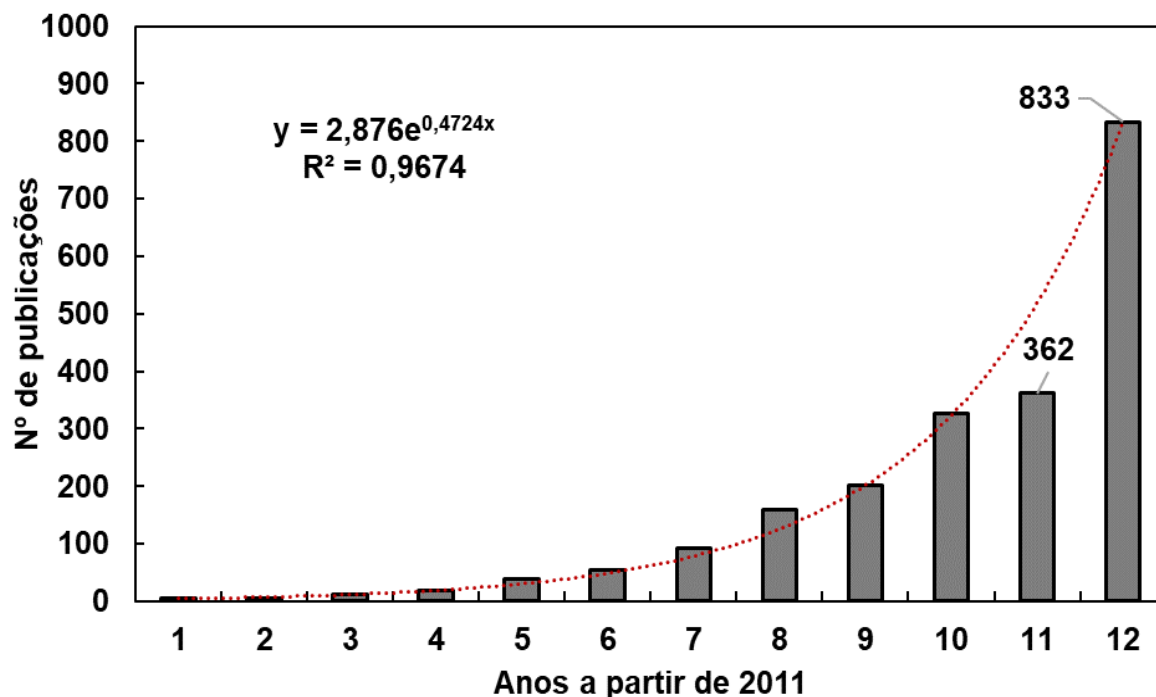


Figura 2. Tendência temporal dos artigos científicos sobre microplásticos em sedimento marinho entre 2011 - 2022.



II. Distribuição global de microplásticos em sedimentos de oceano profundo

Os 16 artigos selecionados foram analisados em relação à concentração, tamanho, forma e cor da distribuição espacial de microplásticos nos sedimentos de oceano profundo, incluindo os polos da Terra e a Fossa das Marianas (Tabela 3, ver tópico Discussão). Vale ressaltar que há um número maior de pesquisas na Europa (principalmente no Mar Mediterrâneo) e na Ásia (Mar da China Oriental e Mar Amarelo), enquanto não foram encontrados artigos sobre MPs em sedimento de oceano profundo na América do Sul.

Segundo o Atlas Nacional do Plástico (HEINRICH BÖLL STIFTUNG, 2020), o Brasil está entre os maiores produtores e consumidores de plástico do mundo e é o 4º país que mais gera resíduos de plástico. De modo contrário, nota-se que há carência de estudos sobre o assunto no país (CASTRO; SILVA; ARAÚJO, 2018). Portanto, mais pesquisas e esforços de financiamento são essenciais para apoiar futuras pesquisas científicas.

Devido as diversas técnicas de amostragem e da etapa de preparação da amostra para a análise de MPs na matriz sedimentar, as concentrações são

geralmente expressas como item por massa (g, kg), área de superfície (m²) ou volume (mL, L) (PHUONG et al., 2021). Além disso, as diferenças entre os métodos de análises e coleta de material podem refletir na variação dos resultados obtidos. As concentrações entre 14 trabalhos variaram de 0 a 13,6 MPs g⁻¹ de sedimento seco. Os outros dois trabalhos apresentaram valores em unidades distintas, sem apresentar dados suficientes para conversão, sendo assim, não foi possível realizar a comparação com os demais. Peng et al. (2018) reportou valores entre 200-2200 MPs L⁻¹ e Tekman et al. (2020) apresentaram valores entre 239-13331 N kg⁻¹, respectivamente.

As maiores concentrações foram relatadas na costa australiana e no Ártico, aproximadamente 13,00 Mps g⁻¹ (BERGMANN et al., 2017; BARRETT et al., 2020). Por outro lado, os valores mais baixos (0,07 MP g⁻¹) foram encontrados no Oceano Antártico e no Mar Mediterrâneo (VAN CAUWENBERGHE et al., 2013). Apenas no Golfo da Guiné não foi identificada nenhuma partícula de plástico. O autor destaca que isso não implica que nenhum microplástico estava presente, visto que, segundo autores podem ter tido perdas de MPs durante as análises (VAN CAUWENBERGHE et al., 2013).

Um dos desafios na realização de revisão comparativa de artigos de distribuição de MPs é que ainda não há consenso na comunidade científica sobre os critérios, classificação e definição do que são microplásticos. Isso leva a mudanças significativas entre os resultados. Apesar disso, esses resultados podem desempenhar um papel fundamental nos estudos sobre MPs ao fornecer percepções sobre possíveis fontes e fatores que controlam a distribuição e o transporte.

Dentre as caracterizações mais usadas, temos as classificações por: tamanho, forma e cor. Os microplásticos apresentaram diversas classes de tamanho, desde 1 a 5000 µm, entretanto, muitos trabalhos não consideram toda essa faixa de tamanho (devido à dificuldade de análises e maior chance de contaminação das amostras). Além disso, alguns estudos mais antigos não deixam claro qual a faixa de tamanho dentro da categoria de MPs que é estudada.

O Pacífico e o Atlântico, assim como o Mar Amarelo e Mar da China se destacam por apresentarem as maiores diferenças entre o tamanho mínimo e máximo de suas partículas (LECHTHALER et al., 2020; PENG et al., 2020;

ZHANG et al., 2019). Seguindo o padrão encontrado em revisões sobre MPs em sedimentos marinhos, a maioria das áreas de estudo apresentaram microplásticos maiores ($> 1000 \mu\text{m}$). É o caso dos microplásticos encontrados na Fossa das Marianas, onde todos foram identificados como partículas superiores a $1000 \mu\text{m}$ (PENG et al., 2018).

No que diz respeito à classificação por forma do MPs, as duas categorias mais relatadas são fibras e fragmentos. De modo geral, as fibras foram o formato com maiores concentrações entre os artigos analisados. Vale destacar que os estudos anteriores a 2019 focaram apenas em uma das formas ou não classificaram por formato. Filmes, e principalmente os pellets, foram as formas menos usadas para classificação. Apenas no estudo no Mar Amarelo e Mar da China foi indicada a presença de MPs em formato de pellet (ZHANG et al., 2019). As partículas plásticas desses estudos foram identificadas por diversas cores, porém, geralmente as maiores concentrações são entre as cores azul, vermelho e transparente.

O artigo mais antigo selecionado, dos autores Van Cauwenberghe et al. (2013), relatou concentração de $0,21 \text{ MPs g}^{-1}$ no Atlântico Norte. Para o Oceano Antártico e o Mediterrâneo, os mesmos autores relataram $0,07 \text{ MPs.g}^{-1}$, apesar de não terem chegado a nenhuma conclusão sobre como o MPs é transportado para o fundo dos oceanos, esse artigo corrobora com a hipótese da presença de MPs em diversos ambientes marinhos, incluindo o oceano profundo.

Lechthaler et al (2020), ao estudarem amostras de sedimento entre 69 e 625 metros de profundidade, no Oceano Atlântico a sul da costa de Algarvia (Portugal), chegaram ao resultado de concentração entre $0,00$ e $0,29 \text{ Mps g}^{-1}$. Eles conseguiram relatar que há um aumento de concentração de MPs com o aumento da profundidade da coluna de água. Ainda no Oceano Atlântico, Courtene-Jones et al. (2020), realizaram a coleta de testemunhos de sedimentos em profundidade de 2000 m. A partir das análises eles definiram uma tendência negativa significativa na frequência de microplásticos com o aumento da idade do sedimento.

Alguns estudos, principalmente de simulações em laboratório, vêm relatando a importância dos cânions submarinos no transporte de microplásticos para o oceano profundo (BALLENT et al., 2013; WOODALL et al., 2014; KANE; CLARE, 2019; SANCHEZ-VIDAL et al., 2018; POHL et al., 2020; JONES et al. 2022). A distribuição

entre sedimentos do Cânion Norfolk (Oceano Atlântico) e da costa adjacente foi estudada por Jones et al. (2022). A concentração média de MPs no sedimento do Cânion Norfolk foi de 0,68 microfibras por 50 mL de sedimento (JONES et al., 2022). Sanchez-Vidal et al. (2018), contabilizaram microfibras plásticas em sedimentos de cânions no Mediterrâneo, encontrando valores mais elevados que Jones et al. (2022), apresentando concentrações entre 6,0 e 40,0 microfibras por 50 mL de sedimento. Assim, os autores sugerem que os microplásticos podem se acumular dentro de cânions submarinos.

Os ambientes mais profundos dos oceanos também foram estudados quanto à distribuição de MPs em sedimentos. Ao ser estudado os sedimentos hadais da Fossa das Marianas foi determinado uma abundância variando de 200 a 2.200 MPs L⁻¹, onde os autores destacam que esses valores são nitidamente mais altos do que na maioria dos sedimentos do fundo do mar (PENG et al., 2018). Já em um estudo publicado em 2020, a concentração de MPs encontrada para essa região foi de 0,09 MPs g⁻¹ (PENG et al., 2020).

Ambientes mais remotos, como a Antártica e o Ártico, também foram alvos de estudo. Cunningham et al. (2020) concluíram que o mar profundo da Antártida e do Oceano Antártico acumulam um número maior de microplásticos do que o esperado (1,04-1,30 MPs g⁻¹), principalmente quando comparado a outros ambientes remotos. No Observatório HAUSGARTEN (Ártico) foram coletadas amostras em 2015 que apresentaram concentração de 0,04–6,6 MPs g⁻¹ (BERGMANN et al, 2017). Em outros estudos no Ártico, a partir de amostras de 2006, Kanhai et al. (2019), determinou uma concentração de 0–0,20 MPs g⁻¹. Tekman et al. (2020) identificou no seu estudo 0,24–0,13 MPs g⁻¹, no mesmo ano. Os autores sugeriram que parte do transporte para esses ambientes pode ser relacionado a circulação termohalina. Ainda destacam a entrada por fontes locais através das atividades antrópicas costeiras, como a pesca e o turismo (BERGMANN et al, 2017; TEKMAN et al., 2020). Outros fatores sugeridos são transporte vertical dessas partículas através da coluna de água devido às mudanças de densidade das partículas de plástico (KANHAI et al., 2019), assim como, a deposição atmosférica e a influência dos aportes fluviais (TEKMAN et al., 2020).

A distribuição de microplásticos nos mares ao sul da Europa foi estudada por diversos autores (VAN CAUWENBERGHE et al, 2013; SANCHEZ-VIDAL et al, 2018;

KANE et al, 2020). Sanchez-Vidal et al. (2018), encontraram concentrações entre 0,39 – 0,41 MPs g⁻¹, esses autores determinaram que a plataforma continental provavelmente retém cerca de 33% das microfibras. Enquanto os cânions submarinos e talude continental acumularam 29% e 18%, respectivamente. Já cerca de 20% das microfibras encontradas acumularam-se além dos 2000m de lâmina d'água. Esses autores concluíram que as fibras são exportadas para o mar aberto, onde se acumulam em sedimentos, onde a deposição desse material está relacionada às condições oceanográficas predominantes e à presença de processos de transporte ativo de sedimentos.

Outros estudos foram realizados na região do Oceano Pacífico, além dos relacionados à Fossa das Marianas. Zhang et al. (2019) determinou a concentração de MPs na região offshore do Mar Amarelo e do Mar da China Oriental (0,13 MPs g⁻¹). Eles destacaram a presença de microplásticos menores ao se distanciar da costa. Eles atribuem esse comportamento à fragmentação e degradação de partículas plásticas maiores durante o transporte por longa distância em direção ao alto mar. Já para o oceano profundo do Pacífico, Peng et al. (2020) encontrou concentração semelhantes (0,03–0,13 MPs g⁻¹) as encontradas nos mares da China. Porém, Zhang et al. (2020), encontraram concentrações mais altas (0-1,04 MPs g⁻¹) no Pacífico.

Análises das concentrações de MPs em testemunho foram realizadas por Barrett et al. (2020) na grande baía australiana. As concentrações nessa região variaram de 0 a 13,6 MPs g⁻¹. Outro estudo foi realizado na região offshore do Oceano Índico (QI et al., 2022), onde a concentração média para essa região foi definida como 0,17 MPs g⁻¹. A partir desse estudo os autores puderam concluir que de, forma geral, o número de fragmentos de microplástico no sedimento aumentou à medida que o ângulo de inclinação do fundo do mar aumentou.

MATERIAIS E MÉTODOS

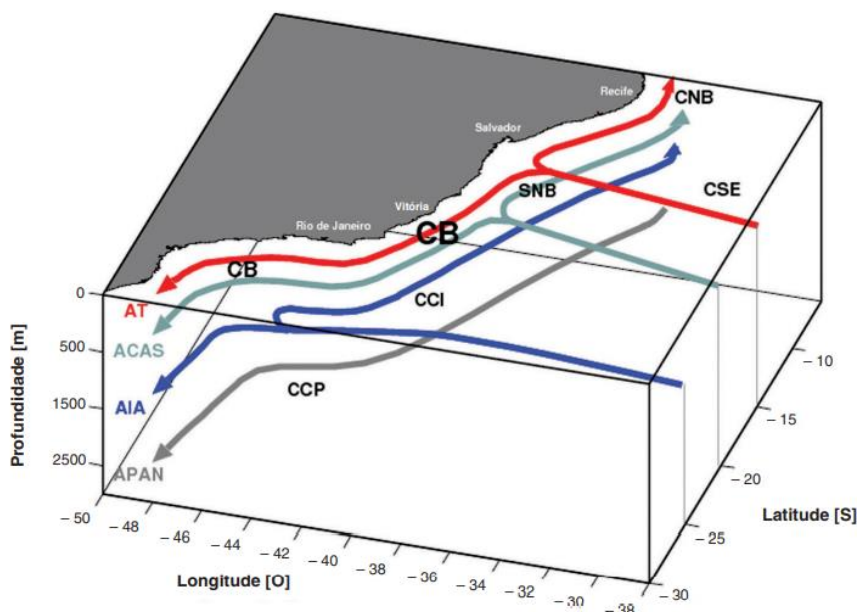
I. Descrição da área de estudo

A área de estudo abrange a margem Leste-Sudeste brasileira ao longo da Bacia do Espírito Santo (BES) e norte da Bacia de Campos (BC). A BES está compartimentada entre o Complexo Vulcânico de Abrolhos e o Alto de Vitória, possuindo uma superfície aproximada de 125.000 km² (FIDUK et al., 2004; ÁVILA, 2015) enquanto a BC cobre uma superfície de cerca de 100.000 km² (MILANI et al., 2000). O Alto de Vitória limita parcialmente essas duas bacias, porém, em águas profundas não há uma delimitação clara entre elas (MILANI et al., 2000).

A Bacia do Espírito Santo e de Campos é ocupada pelo Sistema de Correntes do Brasil, um composto verticalmente heterogêneo de um conjunto em camadas de correntes de contorno oeste (CCO) (STRAMMA; ENGLAND, 1999; SOUTELINO; GANGOPADHYAY; DA SILVEIRA, 2013). Ela se forma a partir da Corrente Sul Equatorial (CSE), que próximo do extremo leste da América do Sul, se bifurca e dá origem a CB e a Corrente Norte do Brasil (CNB) (STRAMMA; IKEDA; PETERSON, 1990). A CB, ao longo da costa sudeste, possui espessura entre 400 e 500 m e flui para sudoeste-sul (DA SILVEIRA et al., 2015).

Já nas porções intermediárias do talude continental (500-1 200 m), flui a Corrente de Contorno Intermediária (CCI), em direção oposta à CB. Enquanto a Corrente de Contorno Profunda (CCP, 1.200-3.500 m) flui em direção ao polo (DA SILVEIRA et al., 2015). A CB transporta Água Tropical (AT) e Água Central do Atlântico Sul (ACAS) em direção ao sul-sudoeste; a CCI transporta Água Intermediária Antártica (AIA) e Água Circumpolar Superior (ACS) para norte-nordeste; e a CCP carrega Água Profunda do Atlântico Norte (APAN) e Água Circumpolar Inferior (ACI) em direção ao sul (DA SILVEIRA et al., 2015). Na figura 3 é possível observar as correntes de contorno oeste e as massas de água por estas transportadas ao largo da costa brasileira.

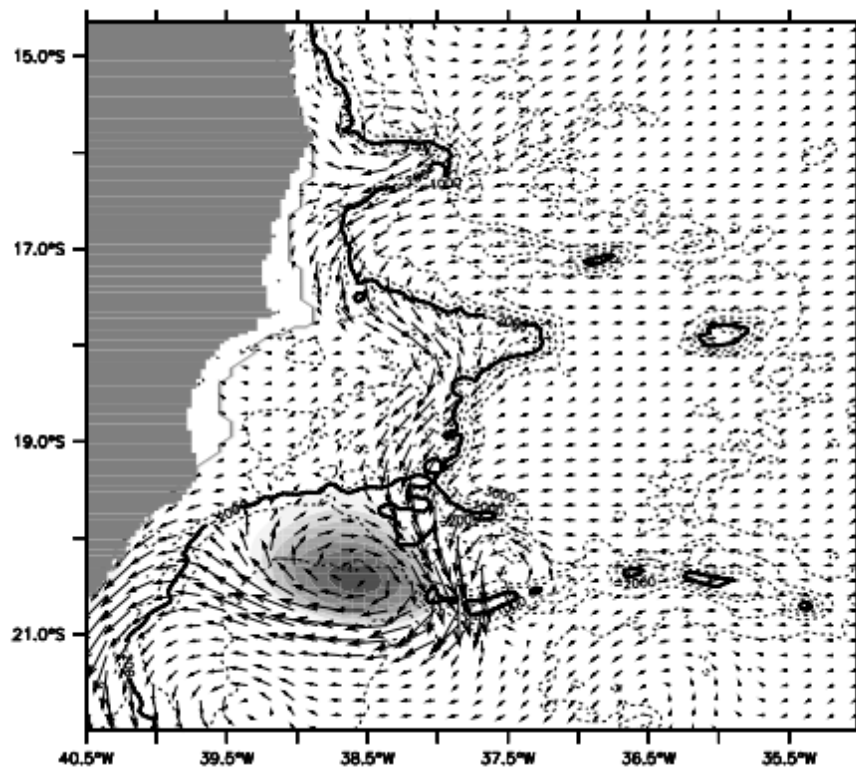
Figura 3. Representação esquemática do sistema de correntes do contorno oeste ao longo da margem continental brasileira, de acordo com os padrões de grande escala de Stramma e England (1999). Corrente do Brasil (CB), Corrente Norte do Brasil (CNB), Corrente Sul Equatorial (CSE), Subcorrente Norte do Brasil (SNB), Corrente de Contorno Interna (CCI), Corrente de Contorno Profunda (CCP), Água Tropical (AT), Água Central do Atlântico Sul (ACAS), Água Intermediária Antártica (AIA), Água Profunda do Atlântico Norte (APAN). Fonte: SOUTELINO (2008).



Segundo Campos (2006), devido à forte baroclinicidade e efeitos topográficos, a BC apresenta um padrão energético com formação frequente de fortes meandros ciclônicos e anticiclônicos. Dentre estes, o Vórtice de Vitória (VV) desempenha papel importante na bombeando de águas ricas em nutrientes da região do talude continental para a plataforma continental (Figura 4) (CAMPOS et al., 1995). O VV pode ser caracterizado como um vórtice ciclônico da Corrente do Brasil, que ocorre imediatamente ao sul da Cadeia Vitória-Trindade e é caracterizada pelo núcleo de águas mais frias e de menor salinidade do que nas águas adjacentes (SCHMID et al., 1995).

A Plataforma Continental ao largo do Espírito Santo (PCES) pode ser dividida em três compartimentos de acordo com a morfologia: i) a Plataforma Continental de Abrolhos, com presença de recifes submersos modernos, banco de rodolitos e o Canal Besnard; ii) Plataforma Continental do Rio Doce apresentando lobo deltaico; iii) e a Plataforma Continental de Paleovales, com numerosos paleovales, assim como, presença de terraços submersos e promontórios (Bastos et al., 2015).

Figura 4. Produto de simulação numérica do Vórtice de Vitória, apresentando semelhanças do que foi representado por Schmid et al. (1995). Fonte: CAMPOS (2006).



Aproximadamente 20 rios desagüam na PCES (BASTOS et al., 2021), dentre eles, a carga e descarga do rio Doce (Bacia de drenagem: 83 000 km²; Descarga: 847 m³ s⁻¹; Carga de sedimentos: 11,9 × 10⁶ t ano⁻¹) apresenta grande influência na determinação geomorfológica da costa (DOMINGUEZ, 2009). Entretanto, sua contribuição de lama terrígena é atualmente restrita a isóbata de 25 metros (BASTOS et al., 2015).

Segundo Bastos et al. (2015), em termos de domínio sedimentar da PCES, a sedimentação terrígena é restrita às áreas mais rasas da plataforma interna, enquanto as areias carbonáticas e cascalhos são predominantes em outros lugares. Além disso, leitões de rodólitos predominam ao longo da plataforma externa (Bastos et al. 2015). Em relação ao talude continental e sopé continental, admite-se que o fundo esteja constituído, predominantemente, por sedimentos relativamente finos (argila + silte) (HERCOS; SCHREINER; SOUZA, 2015).

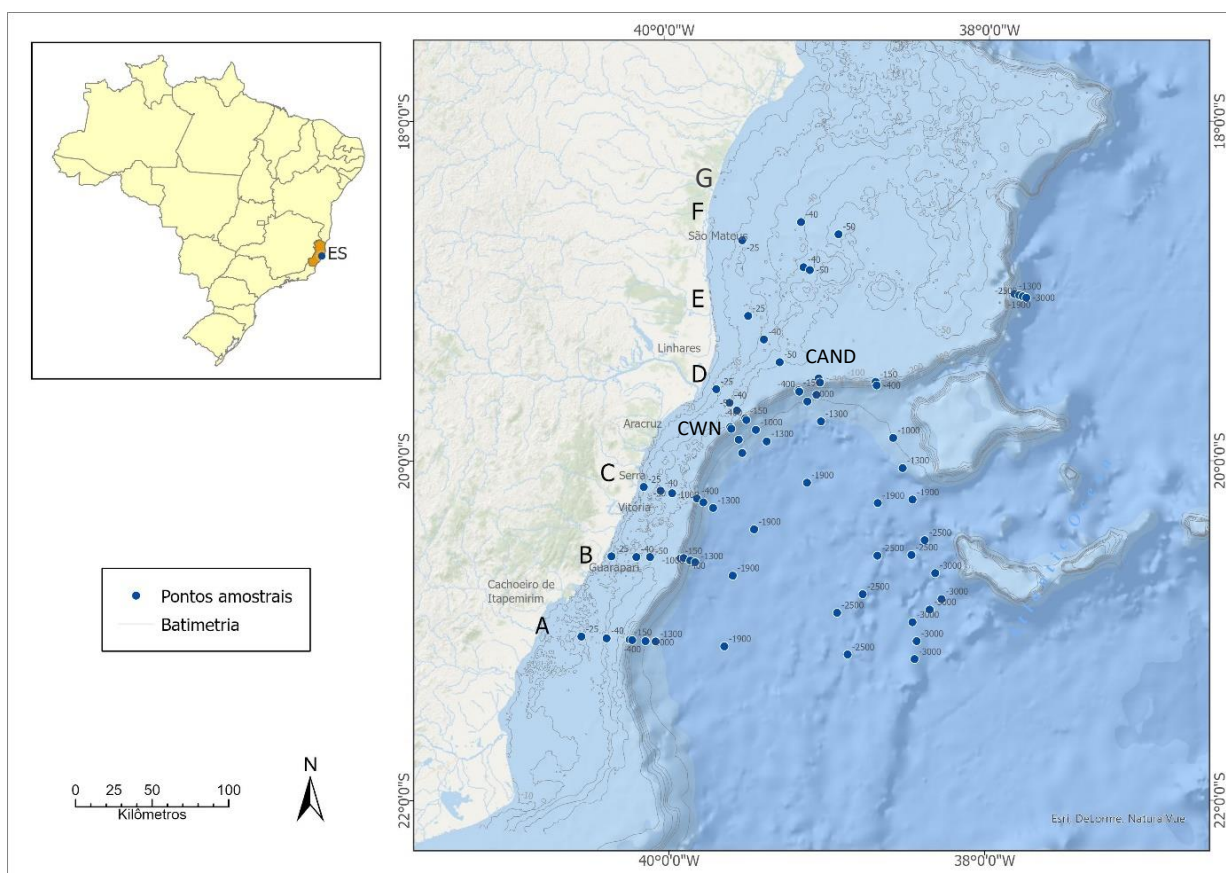
Várias feições geomorfológicas podem ser observadas no talude continental da BES, tais como: vales, canais e cânions submarinos (SCHREINER; DE SOUZA; MIGLIORELLI, 2009). Além das Ravinas de Regência e os Cânions de Vitória e Guarapari, é fundamental para esse estudo ressaltar a presença de dois sistemas turbidíticos: Rio Doce e Watu (FRANÇA, 1979; BRUSH et al., 2004; HERCOS; SCHREINER; SOUZA, 2015; PATRICK BISCHOFF; LIPSKY, 2020). Esse primeiro sistema é iniciado no banco de abrolhos e avança pelo talude continental e Platô de São Paulo, já o segundo tem início na PCES pelos Cânions Watu Norte e Watu Sul até uma calha distal, onde irá se unir ao Sistema Turbidítico Rio Doce (SCHREINER; DE SOUZA; MIGLIORELLI, 2009).

II. Amostragem e análise de sedimento

Para avaliação da distribuição espacial dos microplásticos em sedimento superficial foram realizadas coletas em 71 estações de amostragens distribuídas entre sete transectos sobre a Bacia do Espírito Santo e porção Norte da Bacia de Campos. As estações foram distribuídas nas isóbatas de -25, -50, -100, -150, -400, -1000, -1300, -1900, -2500 e -3000 m (Figura 5). Além disso, sete amostras provenientes dos cânions submarinos Watu Norte (quatro amostras) e Rio Doce (três amostras) foram analisadas com o intuito de averiguar se esses ambientes influenciam a distribuição de microplástico.

As amostras de sedimentos superficiais (~2 cm) foram coletadas com draga de Van Veen durante expedições realizadas entre Junho e Julho de 2013, a bordo do Navio Oceanográfico Seward Johnson. Para realizar a análise de prováveis relações entre as características sedimentológicas e acúmulo de microplástico, foi utilizado os dados obtidos a partir dos relatórios de resultados sedimentológicos do Projeto AMBES – Geologia, Geomorfologia, Sedimentologia da Plataforma Continental e Caracterização Bentônica da Plataforma Continental e Talude da Bacia do Espírito Santo e Norte da Bacia de Campos.

Figura 5. Localização das estações de amostragem de sedimentos superficiais da Baía do Espírito Santo e norte da Baía de Campos. A-G identificam os transectos, CAND identifica as amostras do Cânion Doce e CWN amostras do Cânion Watu Norte.



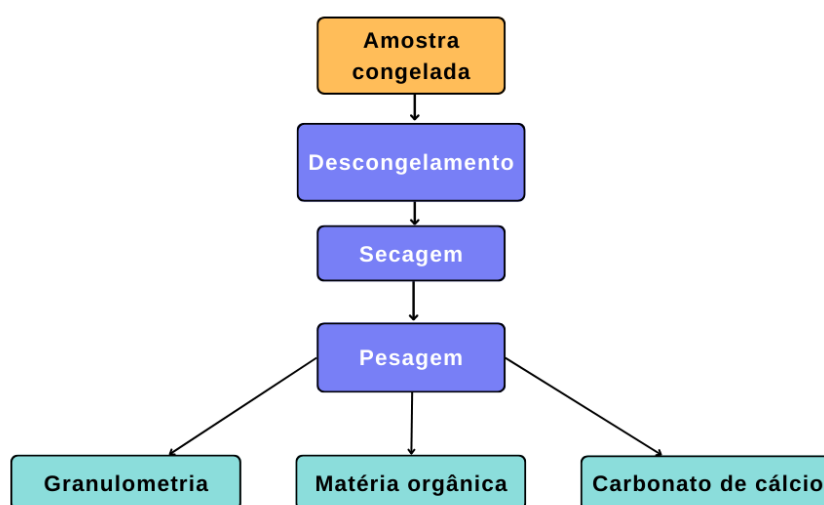
As análises sedimentológicas foram realizadas no Laboratório de Oceanografia Geológica do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) da Universidade Federal do Ceará (UFC). Na Figura 6 há o fluxograma da sequência laboratorial realizada nas amostras para determinação da granulometria, do teor de carbonato de cálcio e matéria orgânica. Inicialmente, realizou-se o peneiramento úmido das amostras por intermédio de lavagem em água corrente das mesmas em peneira de 0,062 mm. Neste processo realizou-se a separação das frações arenosas e finas (argila + silte).

A fração arenosa foi separada granulometricamente pelo peneiramento mecânico, que consiste em agitar (agitador mecânico – *rot up*) a amostra por um tempo determinado (15 minutos), utilizando-se um jogo de peneiras com abertura de $\frac{1}{4}$ de ϕ , de acordo com a escala de classificação de Wentworth (1922, *in* SUGUIO, 1973). A fração fina após decantação nos baldes utilizados no peneiramento úmido foi separada pelo método da Pipetagem, que se baseia na alteração do teor dos

tamanhos das particular em uma suspensão aquosa de acordo com sua velocidade de decantação (Lei de Stokes, *in* SUGUIO, 1973).

Para determinação do teor de carbonato de cálcio foi utilizado o método do Calcímetro de Bernard com modificação, onde as amostras sedimentares sofreram ataques por ácido clorídrico a 10%. A determinação do teor de Matéria Orgânica (M.O.) através da combustão do sedimento em mufla à 450 °C por 2 horas.

Figura 6. Diagrama representativo das várias fases de processamento das amostras de sedimento.



III. Identificação dos microplásticos

O método de extração de microplásticos do sedimento foi adaptada da metodologia descrita por Zhang et al., 2019. Na figura 7 há um diagrama representando as etapas de processamento das amostras. Inicialmente, com o intuito de se obter um peso constante, as amostras foram transferidas para recipiente de alumínio para serem secas em estufa a 70 °C entre 24 a 72 horas. Então, em uma balança de precisão (Bel Engineering®), foi pesado aproximadamente 100 g de cada amostra para serem transferidas para béqueres devidamente identificados. Entretanto, algumas amostras apresentaram peso menor ou maior que 100 g. Em cada béquer, foi acrescentado 150 mL de H₂O₂ a 30% (Figura 8). Após essa etapa, novamente foram levadas para a estufa, por 24 h em 70°C, para finalizar a digestão da matéria orgânica presente.

Figura 7. Diagrama representativo das várias fases de processamento para identificação e quantificação de microplástico nas amostras de sedimento.

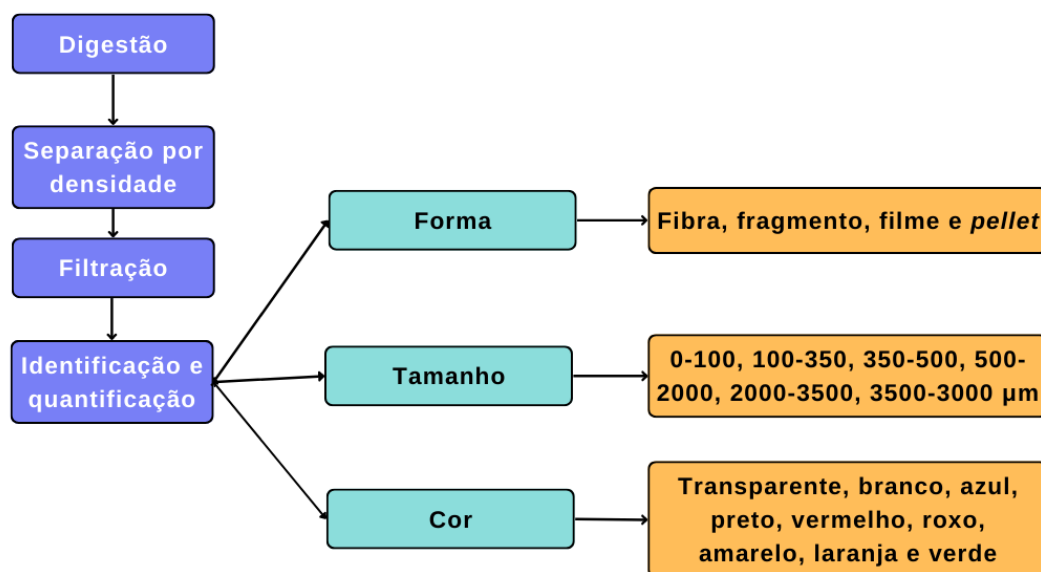
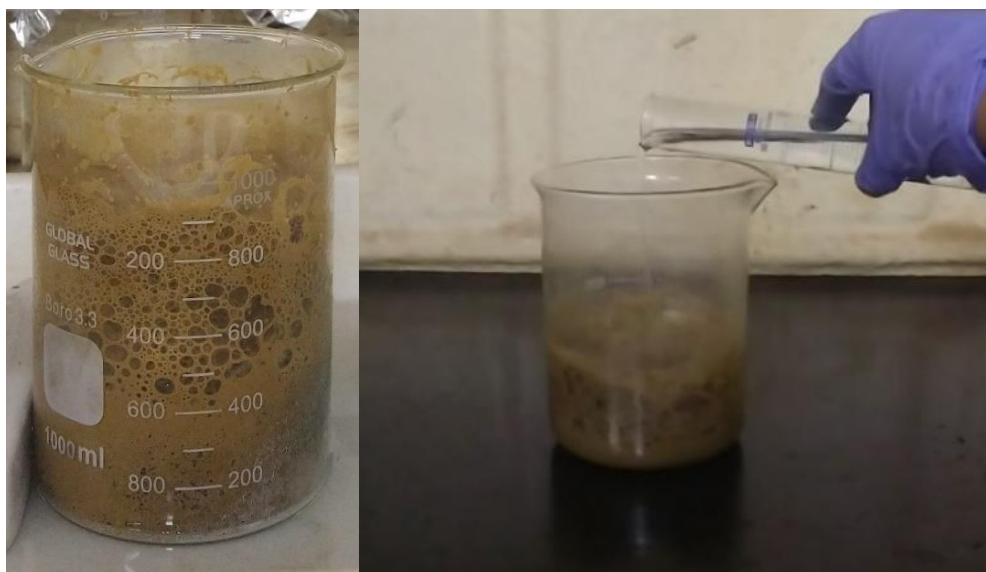


Figura 8. Digestão das amostras de sedimentos com H₂O₂.



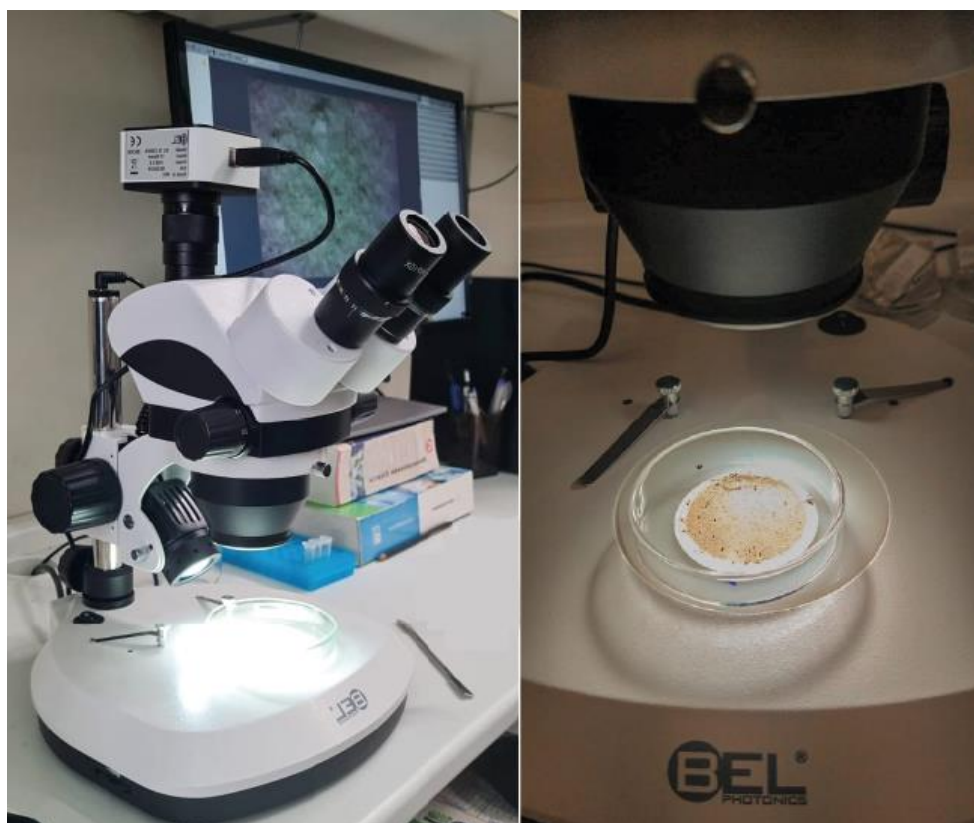
Na capela, em cada béquer foram adicionados 700 ml de solução salina concentrada (NaCl: 140 g L⁻¹). Essa mistura foi agitada manualmente com bastão de vidro por 2 minutos para homogeneizar a solução. Após 24 h à temperatura ambiente, a água sobrejacente foi filtrada com uma bomba de vácuo, utilizando filtros de membrana de fibra de vidro com poros de 1,2 μm para retenção dos microplásticos.

Por fim, cada filtro foi colocado em placas de Petri de vidro, cobertas com papel alumínio para evitar contaminação e secas em estufa a 40 °C por 24 horas para posterior análise dos MPs.

A identificação dos MPs foi realizada com a utilização de microscópio estereoscópico (Bel Photonics®) equipado com câmera digital (Figura 9). Então, as partículas identificadas como MPs foram classificadas de acordo com as classes de tamanho (0-100, 100-350 e 350-5000 µm). A última classe foi subdividida para melhor visualização dos resultados (350-500, 500-2000, 2000-3500, 3500-3000 µm). Também foram classificadas quanto a forma (fragmento, pellets, filme e fibra) e a cor (transparente, branco, azul, preto, vermelho, roxo, amarelo, laranja e verde). Essas classificações foram adaptadas da metodologia descrita por Frias and Nash, 2019.

Além disso, vale destacar que os resultados são apresentados em Mps g⁻¹ (partículas de microplástico por grama de sedimento seco), tendo em consideração o peso amostrado em cada estação de amostragem.

Figura 9. Lupa binocular Bel Photonics® utilizada para a análise visual dos microplásticos.



Para monitorar possíveis contaminações das amostras, foram executados testes brancos em todos os procedimentos realizados. Além disso, a água destilada utilizada durante os experimentos foi preliminarmente filtrada (filtro de membrana de 0,8 μm) e cada equipamento foi enxaguado três vezes antes do uso. Jalecos 100% algodão foram usados em todos os momentos, minimizando deste modo possíveis contaminações.

IV. Análises estatísticas

A normalidade foi testada usando o teste de Shapiro-Wilk e foram transformados por \log_{10} quando necessário para normalização dos dados. As características sedimentológicas de cada amostra foram correlacionadas com as morfologias das partículas identificadas de microplástico usando correlação de Spearman. Análise de variância de uma via (ANOVA One-Way) foi realizada para investigar diferenças na concentração entre profundidades, assim como, entre os ambientes deposicionais (ou seja, plataforma continental, talude continental e sopé continental e cânions submarinos) e entre os transectos. Nos casos em que a hipótese nula foi rejeitada, foi aplicado o teste *post hoc* de Tukey para identificar quais pares de médias diferiam significativamente. Por fim, também foi comparado às concentrações de microplásticos entre os ambientes deposicionais e profundidades através de análise de variância multidirecional (ANOVA Fatorial). A significância estatística dos dados foi assumida quando $p < 0,05$. Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o programa de software Statistica 10 Copyright© StatSoft.

RESULTADOS

I. Descrição sedimentológica

Nenhuma correlação significativa ($p > 0,9$) foi encontrada entre a concentração de microplástico e o tamanho de grão de sedimento e com os teores de MO e de CaCO_3 . Também não houve correlação significativa entre a concentração de MPs de

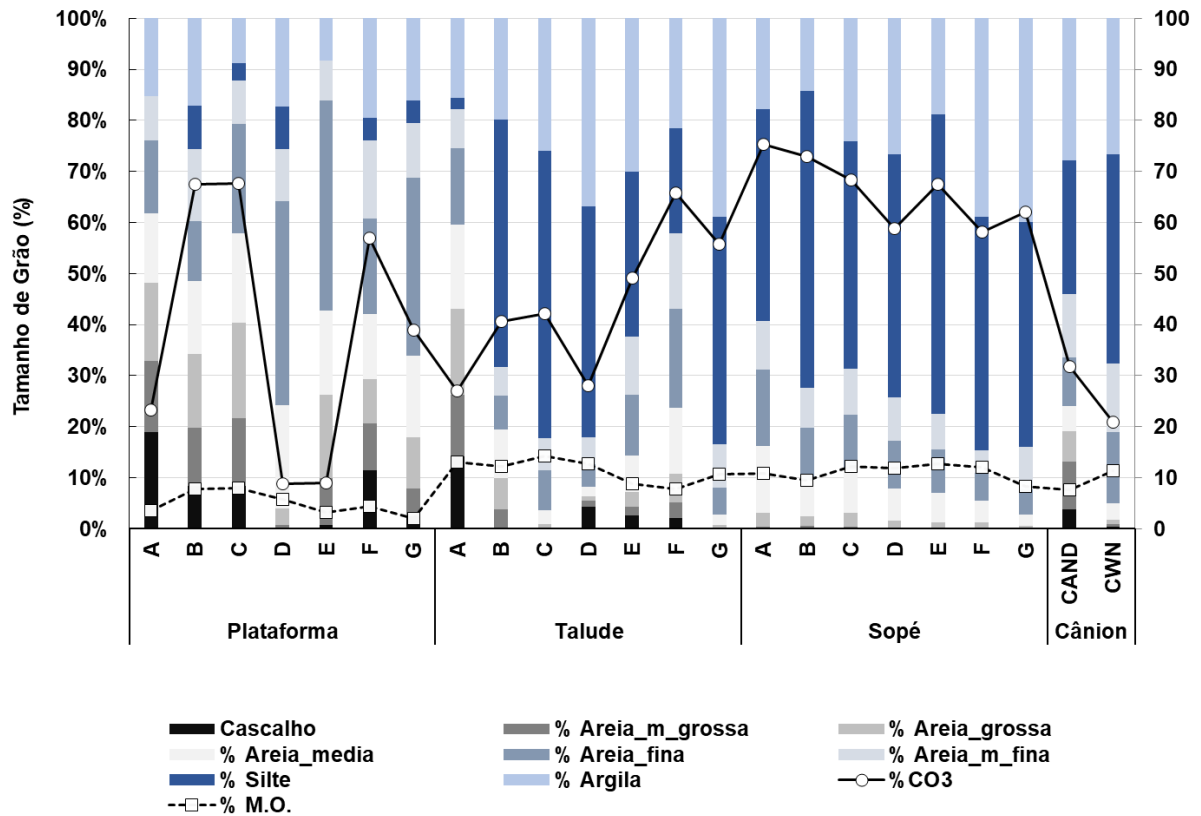
cada ambiente deposicional com o tamanho de grão de sedimento e com os teores de MO e de CaCO_3 desses ambientes.

Em geral, os sedimentos do talude continental e sopé continental foram compostos predominantemente de lama, enquanto a plataforma continental apresentou predomínio da fração areia (Figura 10). Teores da fração areia foram superiores a 50% no talude continental ao longo dos transectos A e F. O teor de cascalho representa aproximadamente 3% dos sedimentos do talude continental e 4% no sopé continental.

Maiores teores de CaCO_3 (> 50%) foram observados em todos os transectos do sopé continental. Na plataforma continental, valores superiores a 50% foram encontrados apenas nos transectos B, C e F, enquanto no talude continental foram observados nos transectos F e G. Já em relação a M.O., de maneira geral, valores mais altos foram encontrados principalmente no talude e sopé continental, sendo associados aos maiores teores da fração fina (silte + argila).

De maneira geral, os sedimentos dos cânions submarinos são compostos principalmente por lama, entretanto, apresentaram o teor de areia superior a 30%. A fração de cascalho foi presente apenas nas cabeceiras (-150 metros de profundidade) dos cânions, apresentando maior teor no CAND. O teor médio de MO nos sedimentos dos cânions foi maior no CWN (12%) em relação ao CAND (8%). Já os teores médios para carbonato de cálcio, foram para o CAND e CWN de 32% e 21%, respectivamente.

Figura 10. Composição dos sedimentos em porcentagem (cascalho, areia, lama, carbonato de cálcio e teor de matéria orgânica) em cada transectos para os ambientes deposicionais distintos.



II. Concentrações e características dos microplásticos identificados

Inicialmente, os testes de controle de qualidade utilizados durante o processamento e análise das amostras foram avaliados para determinar possível contaminação das amostras e apenas fibras foram detectadas. Nos filtros dos branco foram encontradas de 4 a 8 partículas por filtro (média de 5,6 partículas por filtro), indicando um problema de contaminação, mesmo com todos os controles adotados. Aqueles itens com as mesmas características encontradas nas amostras de sedimento foram considerados contaminados e então removidos.

A figura 11 ilustra exemplos de partículas de plástico encontradas nas amostras de sedimentos superficiais. Microplásticos foram encontrados em todas as 71 amostras de sedimentos superficiais, totalizando 2172 partículas em 7,29 kg de sedimento seco analisado. A concentração variou de 0,06 a 1,24 MPs g^{-1} (média de $0,31 \pm 0,20$), ou seja, 310 MPs g^{-1} de sedimento seco (Figura 12). Os números mais

altos foram encontrados nas profundidades de 25 e 40 metros (1,24 e 0,87 MPs g⁻¹, respectivamente) do Transecto B (perpendicular as cidades de Vitória e Guarapari) e na estação da isóbata de -150 do CAND, (Cânion Doce, 0,81 MPs.g-1). A menor concentração foi de 0,06 MPs g⁻¹ na profundidade de 2500 do Transecto A (perpendicular ao Rio Itabapoana). Na Tabela 1, todas as informações sobre as amostras estão listadas, incluindo as coordenadas das estações de amostragem, a profundidade, bem como a morfologia e concentração de partículas, que foram identificados como MPs.

As partículas de MPs detectadas foram caracterizadas em diferentes formas, cores e tamanho. A fibra foi o principal formato, representando 77,75% (0,24 Fibras.g⁻¹ de sedimento seco) de todos os microplásticos encontrados (Figura 13a). Fragmentos compõem o restante da concentração total de microplásticos no sedimento superficial, que representam 20,92% (0,06 fragmentos g⁻¹ de sedimento seco). Filmes e *pellets* não tiveram porcentagem significativa. No total, foram encontradas nove cores diferentes, sendo preto, azul, transparente e branco as mais frequentes (Figura 13b). Partículas pretas constituíram 30,75% do total de partículas, seguido por partículas azuis (24,95%), transparentes (18,99%) e brancas (15,00%).

O tamanho dos microplásticos identificados neste estudo variou de 38,07 µm a 3836,60 µm. Conforme mostrado na Figura 13c, as faixas de tamanho de 1 a 100 µm e 100 a 350 µm representaram menos que 45% do total de MP identificados. A concentração de média das partículas plásticas maiores que 350 µm compõem 57% do total, indicando que a concentração de plásticos maiores (maior que 350 µm) predomina. No entanto, pode-se notar que apenas 8% das partículas ultrapassaram os 2000 µm e a maioria (41%) está entre 500 e 2000 µm.

Figura 11. Exemplos de microplásticos identificados nos sedimentos superficiais: a) fragmento preto (161 μm); b) filme azul (120 μm); c) filme amarelo (386 μm); d) fragmento preto (73 μm); e) fibra azul (217 μm); f) fibra vermelha (2016 μm).

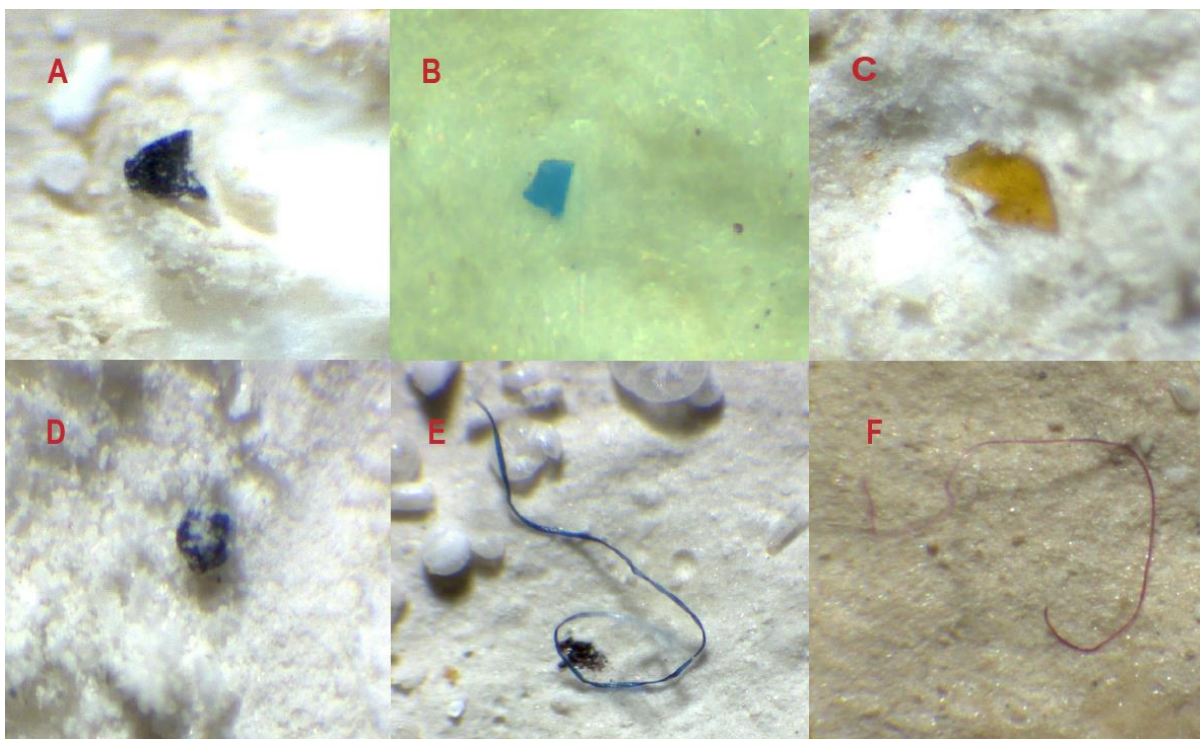


Figura 12. Concentração de microplásticos (MPs.g⁻¹) por estação de amostragem.

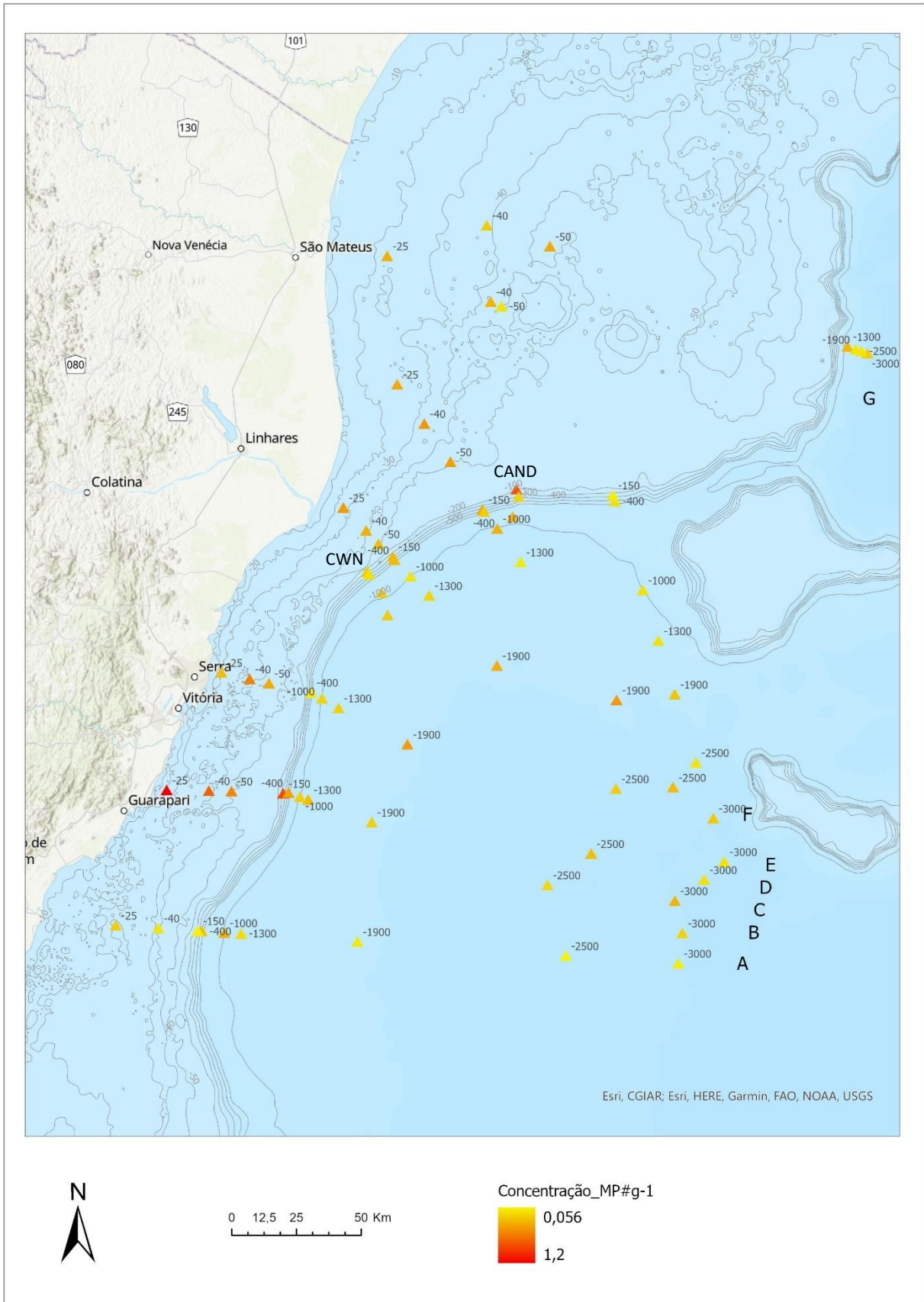


Figura 123. Concentração de microplásticos da Bacia do Espírito Santo e norte da Bacia de Campos categorizado por (a) forma, (b) cor e (c) tamanho em μm .

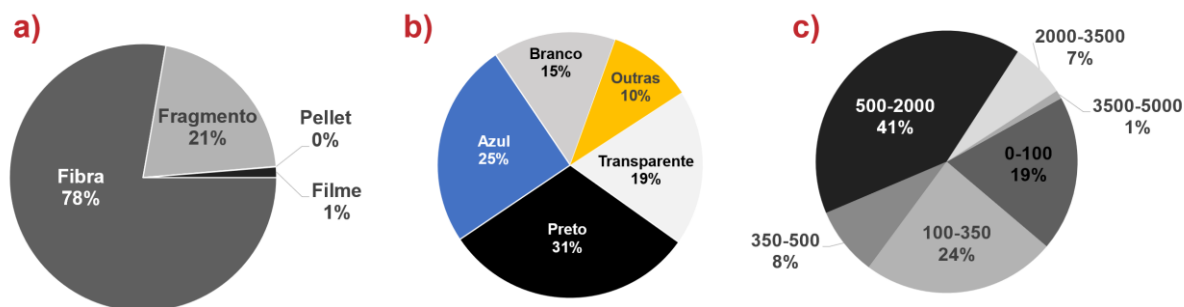


Tabela 1. Coordenadas das estações, profundidade de amostragem e concentração de partículas, que foram identificados como MPs.

Estação de Amostragem	Profundidade (m)	Localização		Peso de sedimento seco (g)	Número de MPs identificados	Abundância de MPs (Itens por g sedimento ⁻¹)
		Longitude	Latitude			
A01	-25	7671988,85	339827,54	100	24	0,24
A02	-40	7670869,83	356280,58	100	12	0,12
A04	-150	7669846,54	371452,87	100	6	0,06
A05	-400	7669739,83	373061,6	80,62	24	0,3
A06	-1000	7669041,4	381764,42	51,7	19	0,37
A07	-1300	7668701,3	388285,23	35,31	6	0,17
A08	-1900	7665650,87	433189,96	77,72	8	0,1
A09	-2500	7660193,49	513648,66	88,66	5	0,06
A10	-3000	7657221,15	557149,4	100	9	0,09
B01	-25	7724234,37	359496,15	100	124	1,24
B02	-40	7723928,81	375789,37	100	76	0,76
B03	-50	7723775,33	384558,23	100	58	0,58
B04	-150	7722932,81	404510,09	100	87	0,87
B05	-400	7723235,51	406582,26	100	45	0,45
B06	-1000	7721608,12	410963,14	100	22	0,22
B07	-1300	7720528,22	414162,07	100	32	0,32
B08	-1900	7711781,61	438710,14	100	23	0,23
B09	-2500	7687503,44	506623,94	100	19	0,19
B10	-3000	7668901,78	558704,38	100	22	0,22
C01	-25	7769615,63	380623,77	100	32	0,32
C02	-40	7767136,29	391552,93	100	61	0,61
C03	-50	7765466,62	399022,13	100	41	0,41
C05	-400	7761969,54	415264,73	354,25	34	0,1
C06	-1000	7759611,81	419489,79	100	20	0,2
C07	-1300	7755879,39	425885,1	100	22	0,22
C08	-1900	7741878,27	452504,89	100	48	0,48
C09	-2500	7699655,91	523495,77	100	31	0,31
C10	-3000	7681397,22	555797,1	100	36	0,36

Tabela 1 (Continuação)

Estação de Amostragem	Profundidade (m)	Localização		Peso de sedimento seco (g)	Número de MPs identificados	Abundância de MPs (Itens por g sedimento ⁻¹)
		Longitude	Latitude			
D01	-25	7833371,65	427762,4	100	48	0,48
D02	-40	7824493,65	436550,16	100	38	0,38
D03	-50	7819354,38	441339,75	100	31	0,31
D04	-150	7814429,72	446894,6	100	34	0,34
D05	-400	7813179,04	447554,1	100	33	0,33
D06	-1000	7806797,92	453724,85	100	12	0,12
D07	-1300	7799390,22	460888,33	100	20	0,2
D08	-1900	7772302,77	487082,76	100	39	0,39
D09	-2500	7724713,75	533055,41	100	24	0,24
D10	-3000	7689596,23	567062,85	100	15	0,15
E01	-25	7881026,32	448583,45	100	42	0,42
E02	-40	7865788,57	459039,66	100	51	0,51
E03	-50	7851056,38	469137,57	100	46	0,46
E04	-150	7832637,1	481543,81	100	41	0,41
E05	-400	7831810,44	482098,78	100	24	0,24
E06	-1000	7825254,16	487207,45	100	37	0,37
E07	-1300	7812321,4	496276,83	100	10	0,1
E08	-1900	7758994,93	533328,71	100	49	0,49
E09	-2500	7725290,27	555116,35	100	33	0,33
E10	-3000	7696511,64	574846,01	100	15	0,15
F01	-25	7930601,1	444692,04	100	39	0,39
F02	-40	7912946,42	484704,71	100	36	0,36
F03	-50	7911132,41	488833,37	100	13	0,13
F04	-150	7838139,79	531797,07	100	9	0,09
F05	-400	7835820,56	532668,36	100	16	0,16
F06	-1000	7801517,66	543355,77	100	15	0,15
F07	-1300	7781965,48	549446,15	100	15	0,15
F08	-1900	7761226,39	555789,69	100	29	0,29
F09	-2500	7734844,51	563967,06	100	13	0,13
F10	-3000	7713308,92	570642,26	100	26	0,26
G02	-40	7942430,39	483172,17	100	25	0,25
G03	-50	7934349,75	507568,9	100	41	0,41
G07	-1300	7895623,81	622491,53	100	34	0,34
G08	-1900	7894558,74	625647,38	100	12	0,12
G09	-2500	7893839,97	627859,71	100	12	0,12
G10	-3000	7892985,73	630226,13	100	25	0,25
CWN 01	-150	7808602,46	436927,26	100	24	0,24
CWN 02	-400	7807570,95	437702,66	100	15	0,15
CWN 03	-1000	7800456,28	442531,05	100	24	0,24
CWN 04	-1300	7791800,34	444848,87	100	25	0,25
CAND 01	-150	7840454,92	494628,2	100	81	0,81
CAND 02	-400	7837621,6	495494,79	100	21	0,21
CAND 03	-1000	7829790,62	493163,78	100	34	0,34

III. Distribuição das concentrações de microplásticos

Diferenças estatisticamente significantes foram observadas entre os transectos (ANOVA $F = 3,40$, $df = 8$, $p < 0,005$). O teste *post hoc* de Tukey mostrou que as concentrações de MPs g^{-1} do Transecto A diferiram significativamente ($p < 0,05$) dos Transectos B e E. As concentrações dos demais transectos não foram significativamente diferentes entre si. Não houve diferença entre as concentrações de MPs g^{-1} entre as profundidades de amostragem ($F = 1,35$, $df = 16$, $p > 0,05$). No entanto, a falta de um resultado estatisticamente significativo não indica que não haja variação espacial na concentração de MPs.

Cada transecto apresentou comportamento distinto em relação a sua distribuição espacial (Figura 14). De maneira geral, foram observadas concentrações mais altas em direção ao continente, principalmente nos transectos próximos a foz do Rio Doce e a Baía de Vitória. Em contraste, locais mais profundos apresentaram concentrações mais baixas. Os cânions submarinos também apresentam distribuições espaciais diferentes entre si. O Cânion Watu Norte apresentou uma distribuição mais homogênea em relação ao Cânion Doce. Entretanto, o CAND apresentou maiores concentrações, especialmente na estação 1.

É interessante notar que concentrações mais baixas foram observadas nas estações de amostragem mais próximas do continente (isóbatas de 25 metros) no Transecto C e Transecto E (perpendiculares ao Município da Serra e ao Rio São Mateus, respectivamente). Além disso, há um padrão inverso de distribuição no Transecto G (localizado no Banco de Abrolhos), onde há uma diminuição da concentração na isóbata -40. Para as estações localizadas no talude continental e sopé continental se identificou maiores concentrações na profundidade de -3000 m. Assim como, um padrão de aumento das concentrações na isóbata de -1900 para os transectos C, D e E.

Enquanto algumas estações de amostragens não apresentaram fragmentos, as fibras foram contabilizadas em todas elas (Figura 15). Os filmes estão principalmente na isóbata -25 (Transectos B, C, D e E). Os transectos C e G apresentam mais fragmentos do que fibras em relação aos demais. Além disso, deve-se notar que essas partículas estão mais presentes em isóbatas próximas a costa, com exceção do transecto D, que mostra mais essas partículas na isóbata de -1900.

Os cânions submarinos apresentaram fragmentos em todas as estações, onde o CAND 1 (isóbata de -150) apresentou mais fragmentos que fibra, porém, as concentrações foram diminuindo nas outras estações.

De modo geral, maiores variações de cores foram observadas onde as concentrações de MPs g^{-1} foram maiores (Figura 16). As concentrações de partículas azuis foram mais elevadas nas estações mais profundas (principalmente dos transectos C, D, E e F). Os transectos D, F e G (isóbata -1900, - 3000 e -40, respectivamente) apresentaram as concentrações de partículas coloridas maiores que as demais. As concentrações de MPs preto foram maiores que as outras cores em todas as estações do CWN, enquanto apenas a primeira estação do CAND teve concentração maior dessa cor.

Quanto ao tamanho, pode-se observar que as concentrações estão distribuídas de forma diferente entre as profundidades de cada transecto (Figura 17). A estação CAND 1 (isóbata de -150) apresentou elevada concentração de partículas menores que 100 μm . De modo geral, a variação do tamanho das partículas aumenta com a profundidade (principalmente no transecto C, onde as concentrações de partículas < 350 μm aumentam). A concentração de partículas da isóbata - 1300 do transecto E se destaca das demais devido ao valor baixo da concentração de partículas entre 0-100 μm . Outro destaque interessante se refere ao transecto D, onde há o domínio de partículas maiores que 100 μm em todas as profundidades de amostragem.

Figura 13. Ocorrência de microplástico (MPs.g⁻¹) em cada profundidade amostrada por transectos. Concentração de MPs por grama de sedimento seco para as estações de amostragem na plataforma continental e cânions submarinos em cinza, para talude continental em preto e sopé em azul.

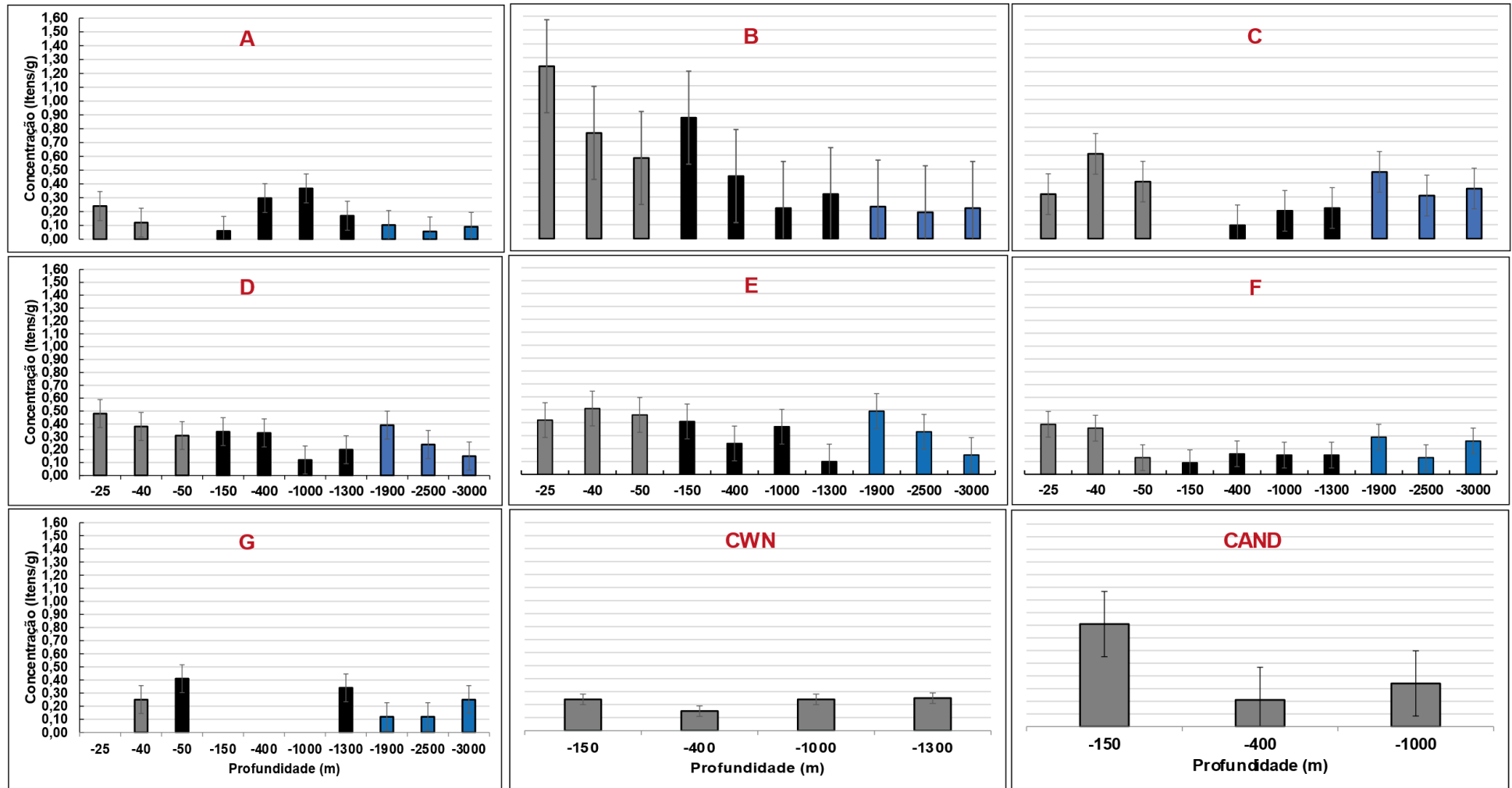


Figura 14. Ocorrência de microplásticos (MPs.g⁻¹) por forma em cada profundidade amostrada por transectos.

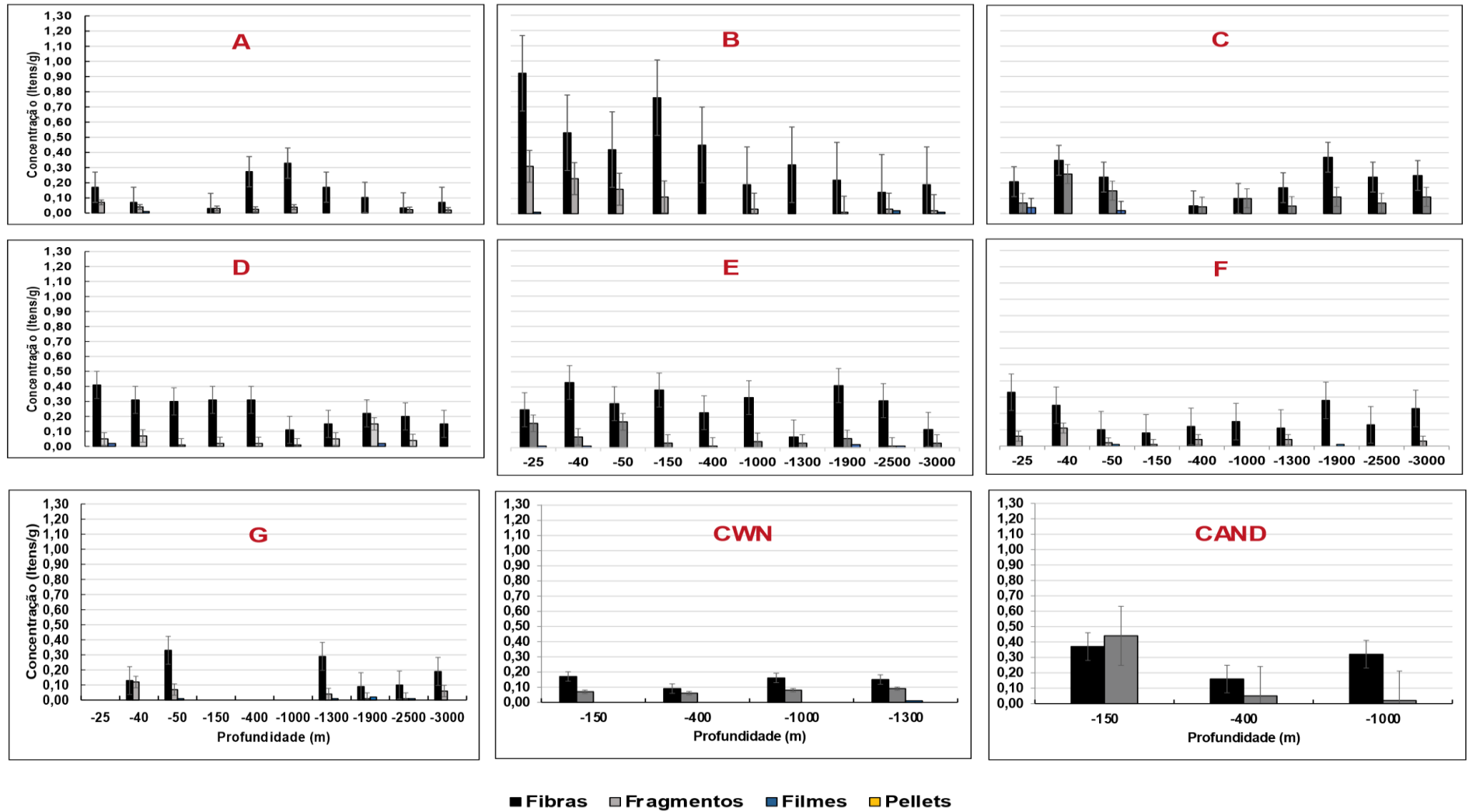


Figura 15. Ocorrência de microplásticos (MPs.g⁻¹) por tamanho em cada profundidade amostrada por transectos.

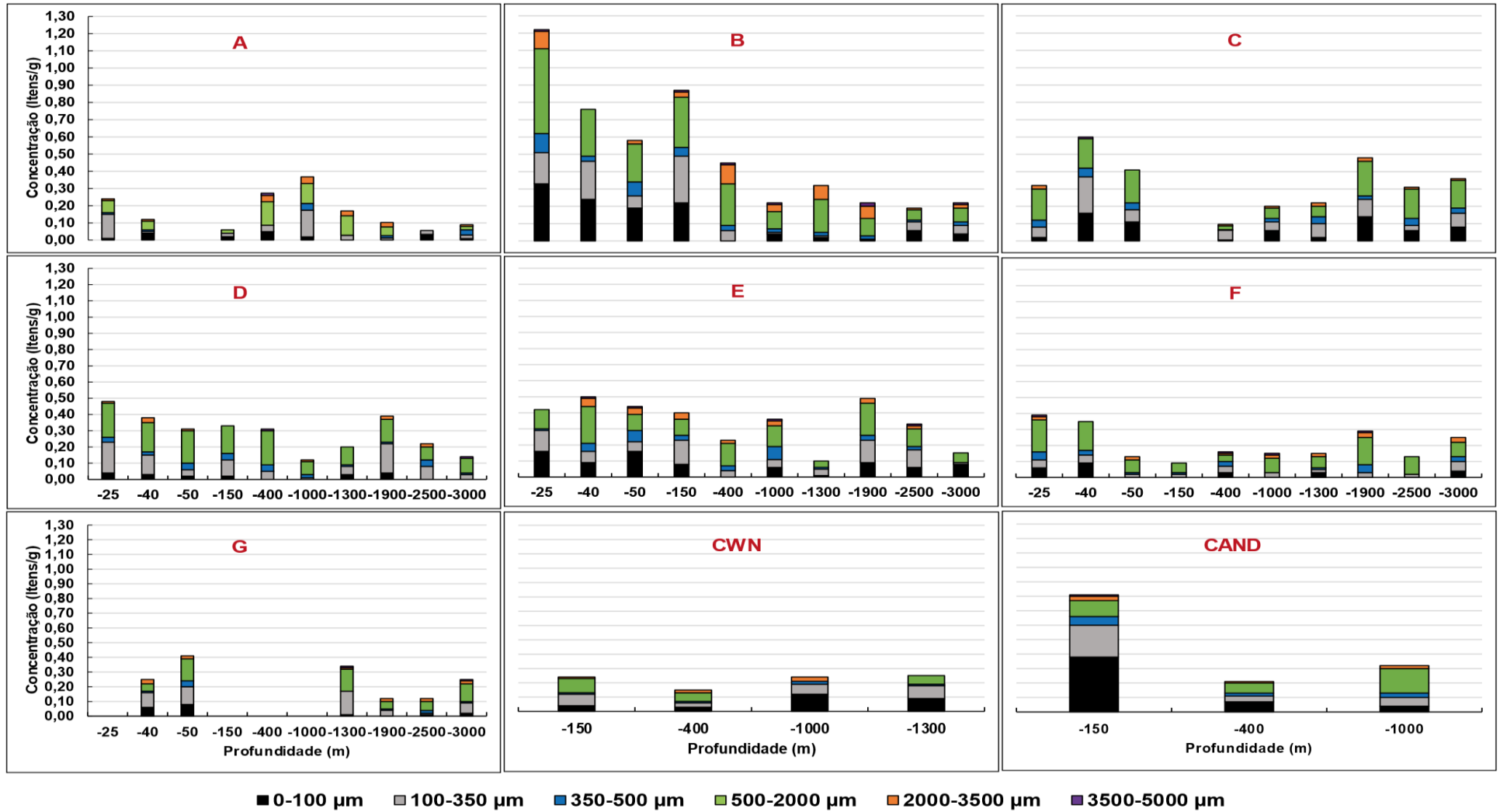
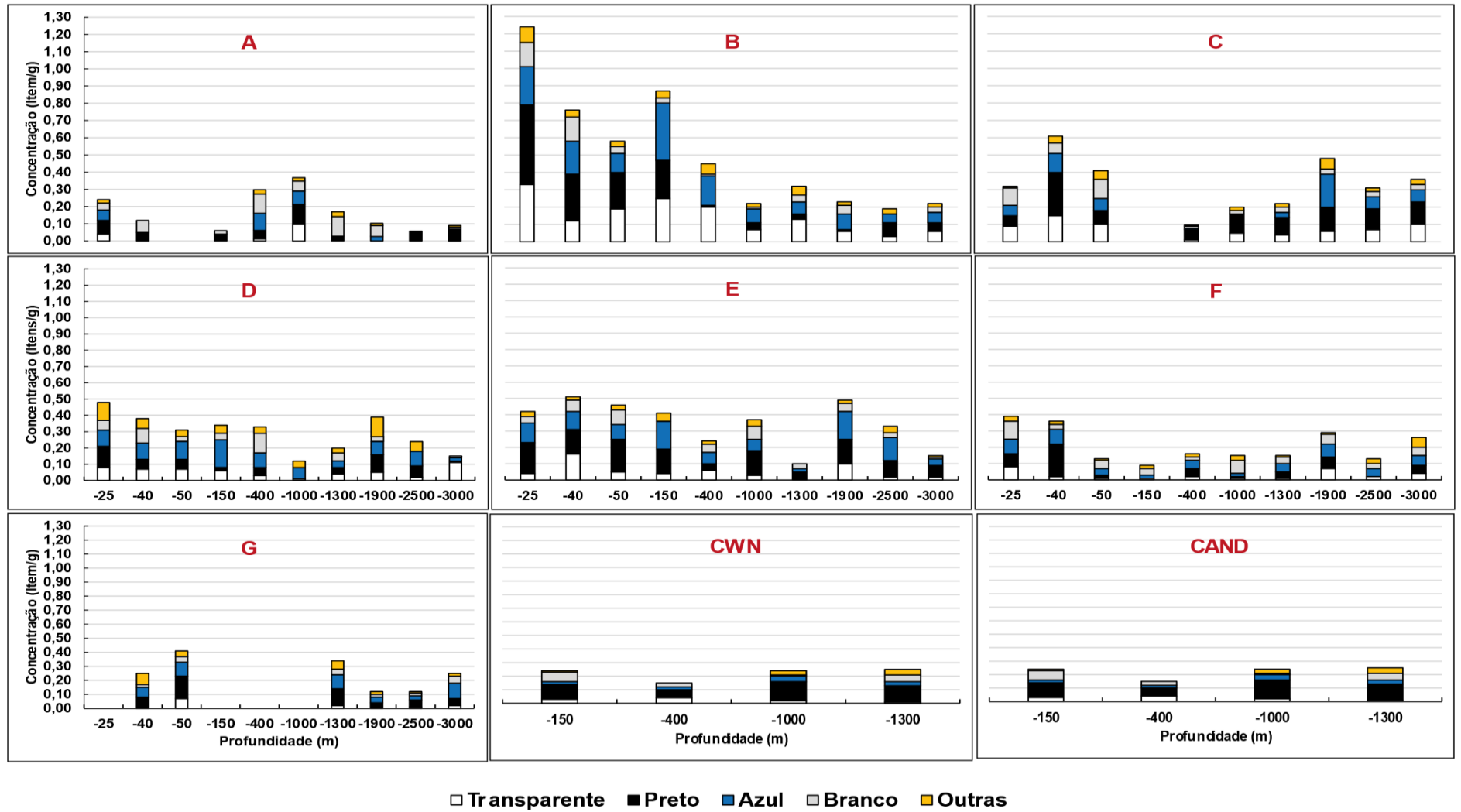


Figura 16. Ocorrência de microplásticos (MPs.g⁻¹) por cor em cada profundidade amostrada por transectos.



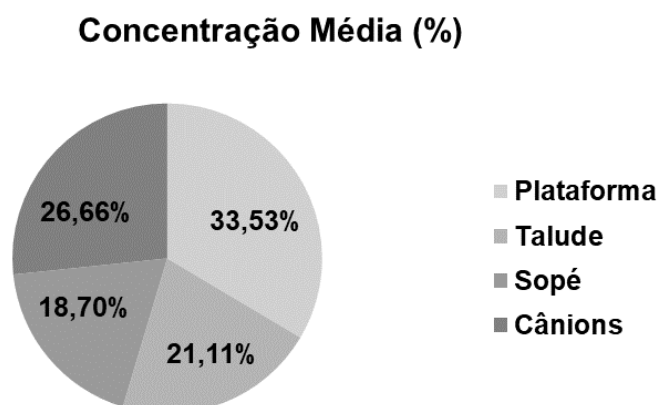
IV. Distribuição de microplásticos nos ambientes deposicionais

Concentração de partículas em diferentes ambientes deposicionais da margem continental (ou seja, plataforma continental, talude continental, sopé continental e cânions submarinos) também foram analisados. As quantidades de partículas por grama de sedimento para cada ambiente foi de $0,42 \pm 0,11$, $0,27 \pm 0,09$, e $0,24 \pm 0,07$ MPs g^{-1} , para a plataforma continental, talude continental e sopé continental, respectivamente (Tabela 2). Enquanto os cânions submarinos apresentaram uma concentração média de $0,34 \pm 0,15$ MPs. g^{-1} . A concentração de microplástico de cada ambiente marinho em comparação com a concentração geral da margem continental mostra que os sedimentos da plataforma continental retêm 34% das partículas encontradas. Além da plataforma continental, os MPs foram encontrados no talude continental (21%) e no sopé (19%). Os cânions submarinos retêm 27% de todo o microplástico (Figura 18).

Tabela 2. Concentração média, valores de mínimo e máximo, desvio padrão e percentual de microplásticos por grama de sedimento seco para cada ambiente deposicional.

	<i>Mínimo - Máximo</i> (MP.g ⁻¹)	<i>Média</i> (MP.g ⁻¹)	<i>Desvio Padrão</i> (MP.g ⁻¹)	<i>Percentual</i> (%)
<i>Plataforma Continental</i>	0,30-0,55	0,42	0,11	33,53
<i>Talude Continental</i>	0,15-0,39	0,27	0,09	21,11
<i>Sopé Continental</i>	0,16-0,32	0,24	0,07	18,70
<i>Cânions Submarinos</i>	0,18-0,53	0,34	0,15	26,66
<i>Bacia Sedimentar</i>	0,06-1,24	0,31	0,20	100

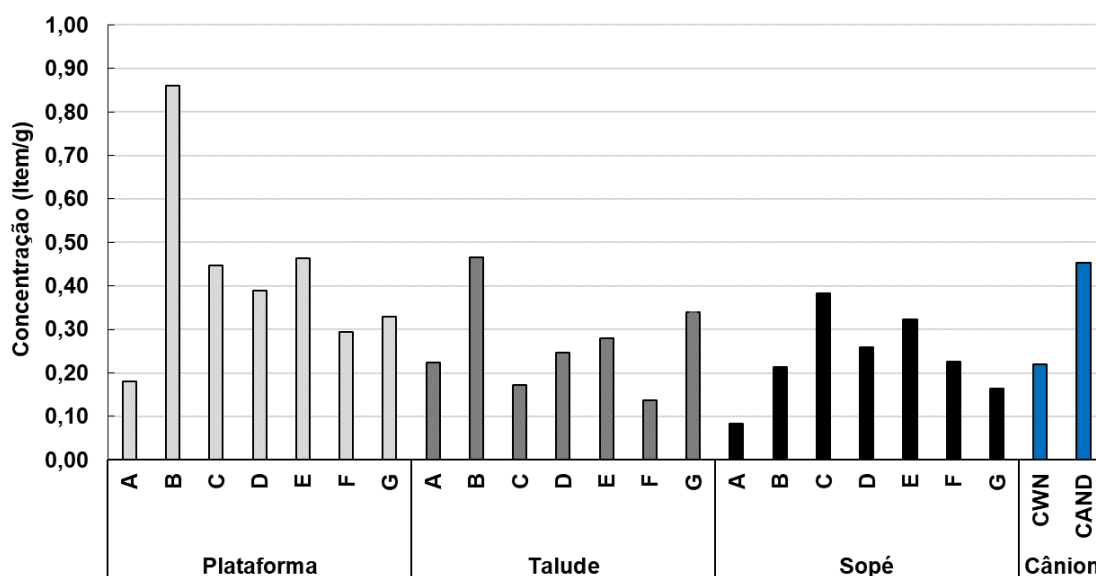
Figura 17. Concentração média (MPs.g⁻¹) em porcentagem de cada ambiente deposicional.



Houve diferenças estatisticamente significativas entre os ambientes deposicionais conforme determinado pela ANOVA ($F = 5,04$, $df = 3$, $p < 0,05$). Um teste *post hoc* de Tukey mostrou que as concentrações de MP.s.g⁻¹ da plataforma continental se diferiram significativamente ($p < 0,05$) das concentrações do talude e sopé continental; os valores obtidos das amostras dos cânions submarinos não foram significativamente diferentes dos outros três ambientes.

Em oposição a distribuição identificada nos outros transectos, o Transecto A (porção norte da Bacia de Campos) apresentou a concentração de microplástico maior no talude continental do que na plataforma continental ($0,18 \pm 0,06$ e $0,22 \pm 0,12$ MP.s g⁻¹ para plataforma continental e talude continental, respectivamente). Este transecto apresentou a menor concentração, tanto para a plataforma continental, quanto ao sopé continental. Os maiores valores encontrados na plataforma continental e talude continental são no Transecto B ($0,86 \pm 0,28$ e $0,47 \pm 0,25$ MP.s g⁻¹), enquanto o Transecto C apresentou a maior concentração para o sopé ($0,38 \pm 0,07$ MP.s g⁻¹). Vale destacar que nos transectos C, D, E e F apresentaram um aumento da concentração no sopé em relação ao talude continental (Figura 19).

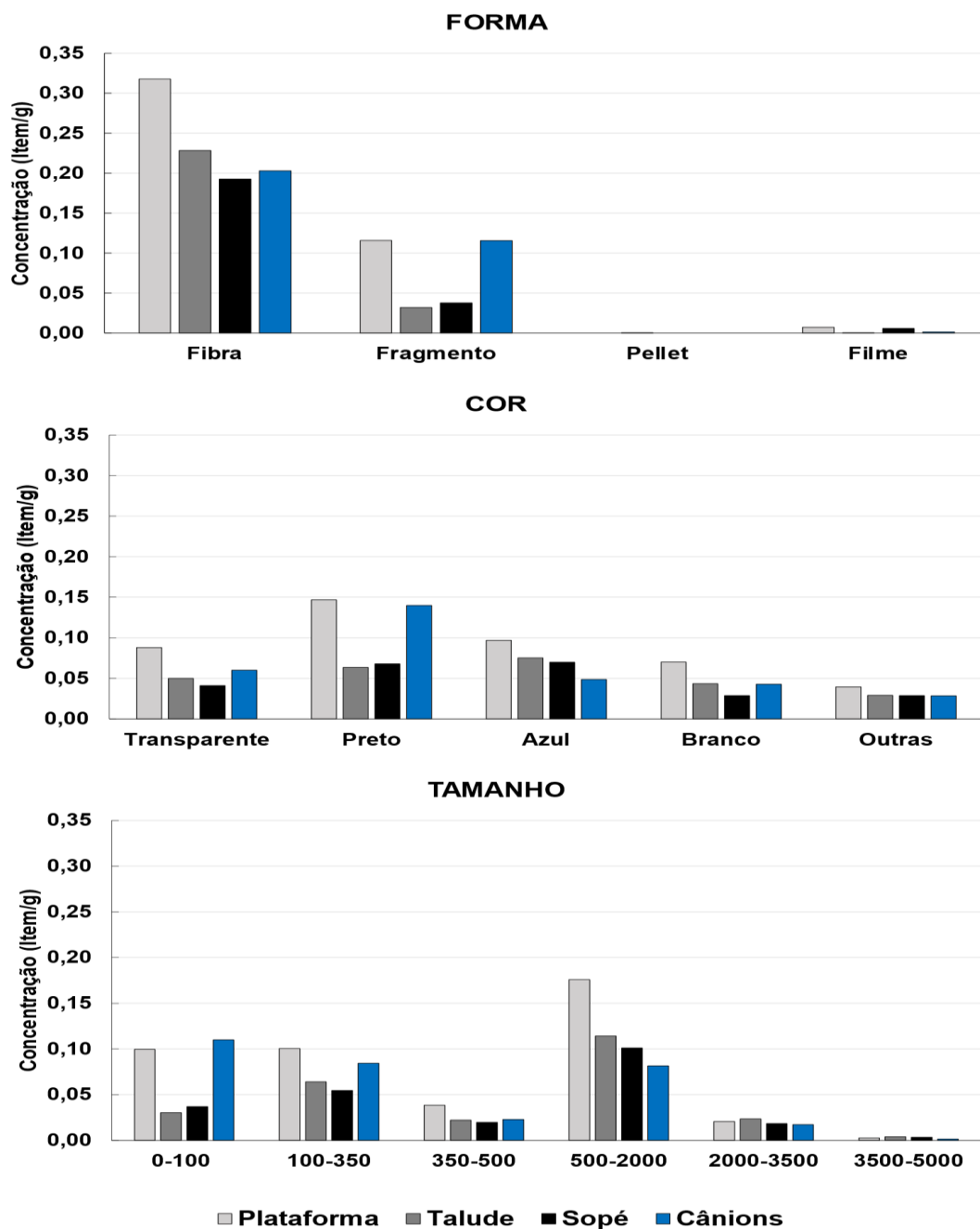
Figura 18. Média das concentrações de microplásticos em cada transectos para os ambientes deposicionais distintos.



As fibras apresentaram maiores concentrações em porcentagem no talude continental e sopé continental (82% e 88%, respectivamente). Enquanto a PC e os cânions submarinos apresentaram percentuais menores (72% e 63%, respectivamente). As concentrações em porcentagem de fragmentos foram maiores nos cânions submarinos (36%) e na plataforma continental (26%). Partículas plásticas em forma de filme não apresentaram concentração significativa no sopé. Já as microesferas não apresentaram concentração significativa em nenhum dos ambientes estudados.

A plataforma continental e os cânions submarinos apresentaram maiores percentuais para a cor preta (33% e 44%, respectivamente). Já o talude continental apresentou maior porcentagem para as partículas azuis (29%) e o sopé apresentou 30% para partículas azuis e 29% para partículas pretas. Quanto ao tamanho, observa-se que as porcentagens para os cânions submarinos se diferem dos outros ambientes deposicionais. Nos cânions submarinos, partículas menores (<350 μm) representam mais da metade do percentual entre os tamanhos (62%). De maneira oposta, a PC, o talude continental e o sopé continental retêm partículas maiores. Na figura 20 é apresentada as concentrações de microplástico de acordo com a morfologia (forma, cor e tamanho) das partículas encontradas em cada ambiente deposicional.

Figura 19. Concentração de microplásticos para cada ambiente deposicional categorizado por (a) forma, (b) cor e (c) tamanho.



DISCUSSÃO

O presente estudo fornece evidências preliminares de que os MPs estão se acumulando no oceano profundo da margem continental brasileira, apoiando a hipótese de que esses ambientes sejam um grande sumidouro para microplásticos. Foi encontrada uma concentração de 310 MPs Kg⁻¹, especialmente em tamanhos maiores (> 350 µm). Embora não existam outros estudos no Brasil para regiões mais profundas, alguns autores estudaram a distribuição de macro e microplástico em sedimentos e biota de regiões costeiras (BERTOLDI et al., 2021; CARVALHO; SILVA; COSTA, 2021; TSUKADA et al., 2021; DA SILVA et al., 2022; MENGATTO; NAGAI, 2022). No entanto, comparações diretas com a maioria desses estudos são difíceis devido às diferenças nos métodos de amostragem e análise, assim como, pela diferença de dinâmica de acúmulo de MPs para esses ambientes.

Estudos na costa do Espírito Santo (ES) foram desenvolvidos sobre o acúmulo de plástico em sedimentos de praias (ANDRADES et al., 2016; GARCIA et al., 2017; ANDRADES et al., 2020; CAMINADA, 2021; MAYNARD et al., 2021), em manguezais da Baía de Vitória (ZAMPROGNO et al., 2021), concentrações em bivalves de interesse comercial (BOM; DE BRITO; SÁ, 2022), ingestão por peixes (MACIEIRA et al., 2021), por aves marinhas (VANSTREELS et al., 2021), por tartaruga verde (FERREIRA S., 2015; GUIMARÃES et al., 2020), e em colônias de poliquetas (DA COSTA et al., 2021).

No estuário da Baía de Vitória (ES), a concentração de partículas no sedimento é quase 8 vezes menor do que neste estudo (41,17 MPs Kg⁻¹; BAPTISTA NETO et al., 2019). O método utilizado também foi por flotação, utilizando solução salina concentrada (NaCl). Este estudo relata valores mais baixos das concentrações de MPs, mesmo sendo realizado em áreas costeiras com altas densidade populacional. As concentrações de MPs mais baixa desse estudo podem estar associadas a retenção desse material pela vegetação de mangue (ZAMPROGNO et al., 2021). Zamprogno et al. (2021), ao estudar a distribuição de microplástico em sedimentos de manguezais da Baía de Vitória, encontrou concentrações mais elevadas que nos sedimentos da Baía de Vitória (ZAMPROGNO et al., 2021), e concluíram que os MPs

estão amplamente distribuídos e associados a menor hidrodinâmica, vegetação menos preservada e atividades urbanas.

Em outra pesquisa, porém, realizada na plataforma continental interna do Rio de Janeiro, os autores relataram uma média de 100 MPs Kg⁻¹ (BAPTISTA NETO et al., 2019a). Essa média é inferior a encontrada para a PCES, mas segundo os autores, é semelhante a estudos realizados em outras PC (MARTIN et al., 2017). Além disso, eles destacam que a área de estudo está localizada na entrada da Baía de Guanabara, que é considerada uma das baías costeiras mais poluídas do Brasil e que sob certas condições essa baía pode exportar materiais e poluições para a zona costeira (MELO et al., 2014).

Embora altas, em comparação com estudos de sedimentos costeiros no Brasil, as contagens de MPs do presente estudo são semelhantes aos estudos em sedimentos do fundo do mar globalmente, como para as amostras do Atlântico Norte (VAN CAUWENBERGHE et al., 2013a), mares do sul da Europa (SANCHEZ-VIDAL et al., 2018) e o Oceano Índico Oriental (QI et al., 2022). Na tabela 3 é apresentada as concentrações de microplásticos relatadas anteriormente em sedimentos marinhos em todo o mundo.

São poucos os estudos que comparam a distribuição de microplásticos em distintos ambientes de deposição. As concentrações encontradas em cada ambiente (plataforma continental, talude continental, sopé continental e cânions submarinos), no presente estudo, foram semelhantes às encontradas por Sanchez-Vidal et al (2018). Mesmo que o foco desse estudo tenha sido apenas microfibras, ainda é viável uma comparação direta. Os autores encontraram maiores concentrações para a PC e cânions submarinos, entretanto, não encontraram diferença estatística significativa entre os ambientes. Já no presente estudo, as fibras tiveram suas concentrações mais baixas nesses mesmos ambientes. Porém, vale reiterar que, neste estudo, a PC e cânions submarinos apresentaram as maiores concentrações de MPs (considerando todos as formas de partículas plásticas encontradas).

A alta proporção de microfibras encontrada nesse e nos outros estudos é compreensível, uma vez que estimativas sugerem que as fibras representam mais que 85% dos plásticos encontrados na costa ao redor do mundo (CARR, 2017). As

principais fontes de fibra para esses ambientes são, provavelmente: i) as atividades pesqueiras, pela fragmentação de apetrechos de pescas; ii) e, escoamentos urbanos e de rios, como pela indústria têxtil e uso de máquinas de lavar, já que as fibras não são removidas durante o tratamento de esgotos (BROWNE et al., 2011; ZHAO et al., 2018). Além disso, as microfibras transportadas pelo ar podem representar 7% da poluição marinha por microplásticos (FRIOT; BOUCHER, 2017). Por exemplo, o uso diário de roupas sintéticas pela população libera diretamente para o ar quantidades semelhantes a um ciclo de máquina de lavar ($1,03 \times 10^9$ e $2,98 \times 10^8$ fibras por ano, respectivamente) (DE FALCO et al., 2020).

A presença de microplásticos de maior tamanho (> 300) em sedimentos marinhos tem sido demonstrada em diversos estudos (PENG et al., 2018; SANCHEZ-VITAL et al., 2018; KANHAI et al., 2019). Do mesmo modo, no presente estudo, as partículas $>350 \mu\text{m}$ foram observadas mais frequentemente (57%), sendo, porém, ainda maiores do que o relatado no oceano Antártico, Atlântico Norte e Mar Mediterrâneo (VAN CAUWENBERGHE et al., 2013; COURTENE-JONES et al. 2020); e também no Ártico (BERGMANN et al. 2017; TEKMAN et al. 2020). O predomínio de microplásticos em tamanhos maiores pode estar associados ao fato de que partículas menores têm suas taxas de decantação através da coluna d'água dificultadas, assim como, é provável que sejam ressuspensas mais facilmente devido à sua forma e tamanho (CUNNINGHAM et al., 2020).

As porcentagens para cada forma de microplásticos identificadas por Zhang et al. (2019) e Courtene-Jones et al. (2020) foram semelhantes a esse estudo. Entretanto, vale ressaltar que as profundidades de amostragem do estudo de Zhang et al. (2019) foram menores. Cunningham et al. (2020) se diferiu dos demais estudos, os autores identificaram porcentagem maior para fragmentos que fibras, ao estudarem a península antártica e áreas adjacentes em profundidades maiores que 3000 m.

Os microplásticos foram identificados em diversas cores sem variação significativa de local para local. Diferente desse estudo que encontrou uma porcentagem maior para partículas pretas, alguns estudos apresentaram predominância da cor azul (PENG et al., 2018; ZHANG et al., 2019; CUNNINGHAM et al, 2020; ZANG et al., 2020). Gallagher et al. (2016), apontam que uma grande variação de cores pode ser resultante de múltiplas fontes de microplásticos. Wang et

al (2017), ainda destaca que essas diferenças de cor podem indicar a existência de origens complexas onde os microplásticos derivam do macroplásticos coloridos.

Tabela 3. Concentrações de microplásticos reportadas previamente em sedimentos marinhos de oceano profundo em todo mundo.

Referência	Área de estudo	Profundidade	Ano de amostragem	n	Concentração (MP.g ⁻¹)	Formato	Cor	Tamanho (µm)
<i>Van Cauwenberghe et al, 2013</i>	Oceano Antártico	2749–4230	N/D	5	0,07	Fragmentos	N/D	75–161
	Atlântico Norte	4842–4844		3	0,21			
	Golfo da Guiné	4785		3	0			
	Mar Mediterrâneo	1176		2	0,07			
<i>Bergmann et al, 2017</i>	Observatório HAUSGARTEN no Ártico	2340–5570	2015	9	0,04–6,6	N/D	N/D	78% ≤ 25 99% < 150
<i>Peng et al, 2018</i>	Fossa das Marianas	5500–11000	2016–2017	25	200-2200 MPs L ⁻¹	Fibras	Azul, vermelho, branco, verde e roxa	1000–5000
<i>Sanchez-Vidal et al, 2018</i>	Mares do sul da Europa	42–3500	2009–2005	29	0,39–0,41	Fibras	Vermelho, branco, azul e preto	3000–8000
<i>Zhang et al, 2019</i>	Mar Amarelo e Mar da China Oriental	10–115	2017	25	0,13	Fibras, fragmentos, filmes e pellets	Azul, transparente, pretas, brancas, vermelhas e amarelas	19,5–4953,2
<i>Kanhai et al, 2019</i>	Ártico	885–4353	2016	11	0–0,2	Fibras e fragmentos	Transparente, preto, marrom, branco e azul	450–1800
<i>Barrett et al, 2020</i>	Costa Australiana	1655–3062	2017	16	0–13,6	Fragmentos	N/D	N/D
<i>Courtene-Jones et al, 2020</i>	Atlântico Norte	2200	2017	3	0,04–0,20	Fibras, fragmentos e filmes	N/D	60–120
<i>Cunninghametal et al, 2020</i>	Península Antártica	499–1246	2017–2019	6	1,3	Fibras, fragmentos e filmes	Amarelo, vermelho, rosa, preto, vermelho, cinza, azul, verde e branco	N/D
	Ilhas Sandwich do Sul	1619–3342		11	1,09			
	Georgia do sul	136–3633		13	1,04			

Tabela 3 (continuação)

Referência	Área de estudo	Profundidade	Ano de amostragem	n	Concentração (MP.g ⁻¹)	Formato	Cor	Tamanho (µm)
<i>Kane et al, 2020</i>	Mar Tirreno	150–1400	2008	16	0–3,6	Fibras e fragmentos	Branco, preto, azul, vermelho, transparente, amarelo, cinza, verde, laranja, roxo e marrom	N/D
<i>Lechthaler et al, 2020</i>	Atlântico a sul da costa de Algarve	69–625	2018	20	0,00–0,20	Fibras	Preto	0,6–5000
<i>Peng et al, 2020</i>	Pacífico	4800–10980	2016	6	0,03–0,13	Fibras, fragmento e filme	Vermelho, transparente e azul	73–12376
<i>Reineccius et al, 2020</i>	Atlântico Norte subtropical	2,000–3,200	1999–2010	11	94 MP m ⁻² dia ⁻¹	Fibras	Transparente/branco, azul, vermelho, preto e outros	N/D
<i>Tekman et al, 2020</i>	Ártico	272–5569	2016	5	239–13331 N kg ⁻¹	Fragmentos	N/D	11–100
<i>Zhang et al, 2020</i>	Pacífico Ocidental	4,601–5,732	2018	15	0–1,04	Fibra, filme e fragmento	Azul, vermelho, transparente, amarelo e branco	100–4930
<i>Jones et al., 2022</i>	Cânions do Atlântico Norte Ocidental	188–1135	2012–2013	14	37,30 MP.m ⁻²	N/D	Branco, preto, amarelo e azul	330–5000
<i>Qi et al., 2022</i>	Oceano Índico	2161–4666	2019–2020	26	0,15	Fibras, fragmentos, filmes e pellets	Branco, preto, transparente, amarelo e azul	44–5000 µm
<i>Este estudo</i>	Bacia do Espírito Santo e norte da Bacia de Campos	25–3000	2013	71	0,31	Fibras, fragmentos, filmes e pellets	Transparente, branco, azul, preto, vermelho, roxo, amarelo, laranja e verde	38,07–3836,60

A distribuição espacial de microplásticos se apresentou de forma não uniforme e regular entre as estações e transectos. No entanto, não houve diferença significativa entre as profundidades de amostragem de acordo com o teste paramétrico de ANOVA. Vários fatores dominam a distribuição das concentrações de MPs, incluindo a distância do centro de atividade humana (QIU et al., 2016), condições oceanográficas predominantes e a presença de processos ativos de transporte horizontal e vertical (OBBARD et al., 2014; KANHAI et al., 2018).

O transecto B diferiu dos outros transectos pela alta concentração de microplástico. Uma das explicações para esses valores, principalmente nas estações mais rasas e próximas a costa, pode estar relacionada com a proximidade com a região metropolitana do Espírito Santo e da Baía de Vitória. Pois, estudos indicam que altas concentrações de microplásticos podem estar associadas às áreas adjacentes a alta densidade populacional (BROWNE et al., 2011; ROBIN et al., 2020).

Os transectos próximos a foz do Rio Doce também se destacam pela alta concentração de microplásticos. Isso pode indicar o impacto dos rios na poluição microplástica, já que a bacia de drenagem do Rio Doce representa uma das maiores descargas da região de estudo e percorre por cidades com alta densidade populacional (VICENTE; SPERBER; CARNEIRO, 2021). No entanto, estudos anteriores indicam que as atividades pesqueiras também podem contribuir com quantidades significativas de microplásticos para o ambiente costeiro e marinho (SONG et al., 2014; FISCHER et al., 2015; XUE et al., 2020) e nesta região, com a presença contínua de atividades pesqueiras (PINHEIRO; JOYEUX, 2007; PINHEIRO et al., 2015), há grande potencial de acúmulo de microplásticos.

O distanciamento das estações de amostragem em relação a costa, não impediu a acumulação de microplásticos nas estações mais profundas. Enquanto as estações mais próximas a costa podem estar mais expostas a entrada direta de MPs a partir do escoamento de esgotos e dos rios, as estações localizadas no talude continental e sopé continental podem ser influenciadas pela circulação oceânica em mesoescala, como por vórtices e correntes de contorno. Já que a configuração da margem continental do Espírito Santo pode resultar em forte interação entre as correntes e a topografia local devido à presença do Banco de Abrolhos e da cadeia Vitória-Trindade (SOUTELINO et al., 2011).

Na margem continental do Espírito Santo, principalmente ao norte da Bacia de Campos, as correntes de contorno apresentam diferenças na sua intensidade. O transporte pela Corrente de Contorno Profunda está associado a um escoamento fraco e difuso e a Corrente de Contorno Intermediária transporta mais vagorosamente as massas de água (DA SILVEIRA et al., 2015). Essas diferenças em capacidade de transporte, podem resultar na dispersão de MPs ao alterar a efetividade de soterramento ou ressuspensão desse material (KANE; CLARE, 2019; KANE et al., 2020). Lechthaler et al (2020), assume que a ausência ou menor valor de MPs em algumas amostras de seu estudo pode ser em decorrência do controle dessas correntes.

Com relação a essas atividades de mesoescala e aos vórtices presentes nesta área, vale destacar o Vórtice Vitória que provavelmente desempenha papel importante na distribuição de MPs. Em estudos anteriores sobre MPs em grandes giros oceânicos, realizados por Brach et al. (2018) e Zhao et al., 2022, é sugerido que os vórtices, não só afetam a retenção e/ou transporte de materiais como nutrientes, clorofila e zooplâncton, como também podem afetar a distribuição de MPs. Possivelmente um indicativo sobre a influência do Vórtice Vitória na distribuição de MPs no talude continental e sopé continental está no aumento da concentração de partículas plásticas na isóbata de -1900 dos transectos *C*, *D* e *E*.

Além disso, a presença do Vórtice de Vitória e de ressurgências costeiras que ocorrem nessa região, favorecem a ascensão da nutriclina, com fertilização da base da zona eufótica e aumento da produção primária líquida (MARTINS, 2014). Assim, pode ocorrer a intensificação de deposição de MPs devido as interações com a biota marinha local. De maneira conexa a circulação oceânica, as interações tróficas entre a biota marinha e os microplásticos são presumidamente um dos principais fatores que controlam a distribuição de MPs em sedimentos marinhos, já que a bioincrustação e incorporação a organismos marinhos (LONG et al., 2015; VAN CAUWENBERGHE et al., 2013), a aderência à neve marinha (TAYLOR et al., 2016; ZHAO et al., 2017) e a ingestão das partículas e posterior eliminação por pelotas fecais (COLE et al., 2016; KATIJA et al., 2017), podem alterar a densidade dos MPs e conseqüentemente ocasionar a decantação.

Nas estações mais profundas, a neve marinha pode ser um mecanismo mais eficiente na deposição de MPs do que o biofilme ou pelotas fecais. Isso porque a formação de neve marinha não é condicionada a presença de luz e, além disso, a matéria orgânica presente na bioincrustação ou pelotas fecais são retidas durante reciclagem por coprofagia (PORTER et al., 2018). A neve marinha geralmente é composta por agregados de fitoplâncton, detritos orgânicos e partículas de argila que aderem a ação de material polimérico extracelular exsudado por seres vivos ou células mortas (CAUWENBERHE et al. 2013). Essa influência de neve marinha ao longo da BES é corroborada por Almeida et al. (2022), onde os autores encontraram a dominância de espécies oportunistas de foraminíferos bentônicos, que se reproduzem rapidamente devido aos pulsos de fitodetritos depositados no sedimento.

O presente estudo demonstra claramente a presença de microplásticos em dois cânions submarinos na Bacia do Espírito Santo, corroborando com a suposição de que cânions acumulam mais plásticos que outros ambientes de mar profundo como talude continental e sopé continental. Entretanto, diferentes faixas de concentração dos microplásticos identificados são observadas entre os cânions submarinos. O Cânion Doce (CAND) apresenta maior concentração em quase todas as amostras (principalmente em -150 m) se comparado ao Cânion Watu Norte (CWN). Ou seja, diferentes fontes e processos de deposição podem estar interferindo no transporte e deposição de MPs nesses ambientes. Estudos anteriores contabilizaram microfibras plásticas em sedimentos de cânions do Mediterrâneo, do Atlântico Nordeste (WOODALL et al., 2014; SANCHEZ-VIDAL et al., 2018) e do Atlântico Norte Ocidental (JONES et al., 2022). Para comparar nosso estudo com esses dados, dimensionamos nossos resultados para a quantidade de microfibras por 50 mL de sedimentos e descobrimos que nosso estudo mostrou uma média entre 2,57 e 10,57 microfibras por 50 mL de sedimento.

Woodall et al., (2014) e Sanchez-Vital et al. (2018) encontraram concentrações mais elevadas, 20,0 - 70,0 e 6,0 - 40,0 microfibras por 50 mL de sedimento (Fibras.50 mL⁻¹), respectivamente. Enquanto Jones et al. (2022), apresentaram concentrações muito mais baixas, com uma média de 0,68 Fibras.50 mL⁻¹. Jones et al. (2022), justifica essas baixas concentrações pela diferença da localização dos cânions Norfolk e Baltimore (no Atlântico Norte Ocidental) para os outros estudos. Os cânions do

Mediterrâneo e do Atlântico Norte Ocidental estão localizados em bacias confinadas possibilitando a deposição de MPs ao longo do tempo. Ainda, destacam as diferenças metodológicas e possíveis diferenças nas taxas de entrada de MPs por rios.

Um dos fatores que influencia na eficiência da transferência de microplásticos do ambiente terrestre para o oceano profundo é a proximidade da cabeceira do cânion às principais fontes terrestres de sedimentos (KANE; CLARE et al., 2019). Pohl et al. 2020, supõe que os sistemas de cânions submarinos que são altamente desconectados da entrada de sedimento no nível do mar atual, como o caso do Cânion Doce, podem ter o sistema mais fortemente controlada por outros processos de transporte, como marés internas, advecção lateral controlada por circulação oceânica fraca ou sedimentação vertical. Portanto, provavelmente a dispersão no Cânion Watu Norte seja mais eficiente que a do Cânion Doce, onde isso explicaria as diferenças em concentração entre eles.

As estações mais profundas amostradas, 1900 e 3000 metros de profundidade dos transectos C, D, E e F, estão localizadas na confluência de um denso sistema de drenagem submarina que recorta o talude continental, incluindo os cânions Doce e Watu Norte, com seus sistemas turbidíticos associados (SCHREINER; DE SOUZA; MIGLIORELLI, 2009). Pode-se prever que um dos principais efeitos das marés internas é ressuspender continuamente as partículas mais leves depositadas nos cânions submarinos, preparando-as para serem arrastadas por grandes correntes gravitacionais que se movem pelos cânions submarinos e depositam nas estações mais profundas do sopé (POHL et al., 2020). Essa dinâmica pode ser demonstrada a partir do leve aumento das concentrações nessas estações mais profundas.

Possíveis dinâmicas para o transporte de diferentes formas e tamanho dos MPs pelos cânions submarinos já foram levantadas a partir de simulações, por exemplo, que detritos maiores podem ser depositados mais cedo com sedimentos de grãos mais pesados e grossos. Enquanto microplásticos menores podem ser depositados mais tarde com sedimentos de grãos mais leves e finos (KANE; CLARE et al., 2019). Assim como, que fibras podem ser depositadas mais rápido à medida que ficam presas entre os grãos de areia de sedimentação, enquanto fragmentos mais propensos a permanecer em suspensão e, portanto, menos propensos à deposição (POHL et al., 2020).

No entanto, nenhuma dessas dinâmicas pode ser verdadeiramente confirmada por esse estudo, já que a morfologia encontrada para os MPs variou entre os ambientes, principalmente, entre os cânions submarinos. Provavelmente, a distribuição e a dinâmica do transporte apresentam uma complexidade maior que as das simulações. Assim, são necessárias mais pesquisas sobre a distribuição e o soterramento de microplásticos nesses ambientes, a fim de entender a dispersão e o destino final dos microplásticos nos sedimentos do fundo do mar.

Apesar de que alguns estudos apresentam correlação entre as concentrações de MPs com a granulometria (COURTENE-JONES et al., 2020; CUNNINGHAM et al., 2020; TEKMAN et al., 2020), no presente trabalho, os microplásticos não se correlacionam com um aumento em qualquer tamanho de partícula sedimentar. Isso sugere que sua presença é dissociada dos processos sedimentares, talvez refletindo o fato de que a distribuição de suas concentrações está mais associada às interações com a biota ao longo da coluna de água. A distribuição de forma geral que foi encontrada, com fragmentos pequenos e fibras grandes distribuídas por todos os ambientes são associadas a decantação da suspensão da coluna de água (KANE; CLARE et al., 2019). Isso é razoável, uma vez que a área de estudo é afetada pela deposição de neve marinha devido à influência do Vórtice de Vitória.

A presença de MPs nesses ambientes pode não implicar diretamente em danos, mas dependendo dos comportamentos de forrageamento e hábitos alimentares dos organismos bentônicos presentes, existe a possibilidade de que alguns deles possam estar interagindo microplásticos na fase sedimentar (KANHAI et al 2019). Assim, o acúmulo de MPs na área de estudo pode favorecer a ingestão e transferência para vários organismos marinhos ao longo da cadeia alimentar, eventualmente tendo potencial de ameaça à saúde humana (ZHANG et al., 2019).

Portanto, diversos habitat da bacia sedimentar do Espírito Santo e Norte da Bacia de Campos estão sendo expostos a concentrações altas de MPs. Por exemplo, a região da foz do Rio Doce é uma região importante para rota camaroeira e pesca artesanal (BOURGUIGNON et al., 2018) e mais ao sul, devido ao relevo heterogêneo e de maior rugosidade, pode-se ter maior potencial de maior biodiversidade (BASTOS et al., 2021). Além disso, a área de estudo abriga o maior leito contínuo de rodólitos do mundo (AMADO-FILHO et al., 2012) e possui fundos recifais que apresentam fauna

e flora incrustantes, bem como criptofauna (BASTOS et al., 2021). Além da presença de MPs, outros sinais de impactos antropogênicos são visíveis nos corais do Banco de Abrolhos, como danos de ancoragem e antigas redes de pesca emaranhadas em corais recifais (MAZZEI et al., 2017).

CONCLUSÃO

Os dados apresentados na presente pesquisa são maiores que as já observadas em estudos brasileiros, porém, dentro dos padrões encontrados na literatura para estudos internacionais, incluindo para oceano profundo.

O registro das concentrações nas diferentes estações de coleta demonstra, de maneira geral, que há variabilidade na presença dos MPs entre os transectos. E, também, revela que pode haver diversos fatores que interferem no transporte e deposição nesses ambientes.

A variabilidade nas concentrações de MPs, observada entre os ambientes da margem continental, revela a influência dos diversos fatores que interferem no transporte e deposição, incluindo efeitos sinérgicos, como por exemplo a circulação oceânica e interação com a biota. Importante destacar a influência de feições deposicionais do fundo oceânico com a distribuição dos MPs nos sedimentos superficiais, principalmente no talude e sopé continental, onde o sistema do Cânion Rio Doce poderia influenciar nas concentrações verificadas na região do sopé continental adjacente a este.

Os MPs encontrados foram predominantes na forma de fibra, nas cores preto e azul e variando, principalmente, entre os tamanhos de 500 e 2000 μm , com maiores valores observados na plataforma continental e cânions submarinos. Portanto, evidenciando que os sedimentos do fundo oceânico são um sumidouro para os microplásticos, onde os cânions submarinos representaram um hotspot de acúmulo de MPs.

A natureza da morfologia das partículas não permite tirar conclusões exatas sobre as fontes de microplásticos, no entanto, considera-se que para as estações da plataforma continental as principais fontes sejam, as descargas de rios e águas residuais, que incorporam grandes quantidades de microplástico resultante das atividades antrópicas, continentais ou marinhas, propriamente ditas. Mesmo não sendo observadas fortes correlações entre formas e tamanhos dos MPs com parâmetros sedimentológicos, ainda cabe maior aprofundamento da pesquisa neste sentido, verificando estas análises entre estas características dos MPs por classes granulométricas nos ambientes deposicionais.

Acredita-se que o Rio Doce e a Baía de Vitória, contribuíram de forma significativa para a quantidade de microplásticos identificados nessas regiões. O Rio Doce é uma das maiores bacias hidrográficas da região Sudeste, sendo o maior contribuinte de material para a plataforma continental. A região da plataforma continental com maiores concentrações de MPs está localizada próxima a área mais urbanizada do Estado do Espírito Santo, a qual possui influência tanto da Baía de Vitória, quanto de outros afluentes de menor porte, além do transporte perpendicular com sistemas praias (plataforma rasa).

O transporte e deposição de MPs nos sedimentos de oceano profundo (talude e o sopé continental) podem ter sido influenciados, principalmente, pelo transporte vertical através de mudanças das densidades das partículas plásticas pelas interações com a biota da coluna de água.

A presença do Vórtice de Vitória pode ser um fator crucial para compreender as diferentes concentrações encontradas nesses ambientes. Além do mais, a falta de uma correlação entre as concentrações de MPs com a granulometria, podem ter corroborado com essa suposição de que os processos verticais ativos influenciam mais na deposição e acúmulo de MPs no sedimento, do que as dinâmicas de circulação em mesoescala.

Quanto aos cânions submarinos, foi possível supor que o acúmulo de MPs nesses ambientes, assim como sua capacidade de transferência para o oceano profundo, pode depender dos diferentes fatores atuantes em cada cânion submarino. Ou seja, alguns cânions submarinos podem ter a capacidade de ser sumidouros para

MPs, como o Cânion Doce, enquanto outros são eficientes sistemas de transferência continente-oceano (ex: Cânion Watu Norte).

Além disso, outro fator importante observado é o sistema de confluência dos cânions, que pode influenciar aumento de MPs nas regiões mais profundas dos transectos presentes e influenciados por estes sistemas.

Porém, é necessário intensificar os estudos para melhor compreensão sobre as complexidades dessas dinâmicas de transporte e acúmulo de MPs em sedimentos desses ambientes.

Uma complementação a este estudo seria a identificação dos polímeros e, desta forma, conhecer a densidade dos MPs quantificados, sendo mais um parâmetro a ser relacionado com as características sedimentológicas, como por exemplo, a matéria orgânica.

No entanto, os resultados do estudo apresentaram um contexto consistente e fornecem um banco de dados robusto para futuros estudos. Até o momento, existem poucos estudos sobre a distribuição de MPs em sedimentos de oceano profundo, onde a maioria apresenta uma espacialização com poucas áreas amostradas ou sem registro de características geográficas e oceanográficas para associação.

Isso permite reforçar que se faz necessário novos trabalhos de investigações de modo a enriquecer o conhecimento da poluição por microplásticos tanto para o oceano profundo globalmente, quanto para a margem continental brasileira. Assim, sugere-se novos trabalhos de investigações como sobre a interação da biota e microplásticos na coluna d'água e sedimento, análises sobre os tipos de polímeros e estudos a partir de resultados obtidos através de microscopia eletrônica de varredura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMADO-FILHO, G. M. et al. Rhodolith beds are major CaCO₃ BIO-factories in the tropical south West Atlantic. **PLoS ONE**, v. 7, n. 4, p. 5–10, 2012.

ANDRADES, R. et al. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, n. October 2019, p. 110842, 2020.

ANDRADES, R. et al. Origin of marine debris is related to disposable packs of ultra-processed food. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 192–195, 2016.

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

ANDRADY, A. L. Persistence of plastic litter in the oceans. In: **Marine anthropogenic litter**. Springer, Cham, p. 57-72. 2015.

ÁVILA, R. Bacia do Espírito Santo: Sumário Geológico e Setores em Oferta. **13ª Rodada: Licitações de Petróleo e Gás**, p. 18, 2015.

BALLENT, A. et al. Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon. **Biogeosciences**, v. 10, n. 12, p. 7957–7970, 2013.

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

BAPTISTA NETO, J. A. et al. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, n. August, 2019a.

BARNES, D. K. A. et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 2009.

BARRETT, J. et al. Microplastic Pollution in Deep-Sea Sediments From the Great Australian Bight. **Frontiers In Marine Science**, v. 7, 2020.

BARROWS, A. P. W.; CATHEY, S. E.; PETERSEN, C. W. Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 275–284, 2018.

BASTOS, A. C. et al. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: A synthesis from a mixed siliciclastic-carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 63, p. 125–136, 2015.

BASTOS, A. C. et al. Plataforma Continental do Espírito Santo. In: HELENICE VITAL (org.). **Plataforma Continental Brasileira: Estados do Espírito Santo e Ceará**. Rio de Janeiro. p. 1-121. (II). 2021.

BERGMANN, M. et al. High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 19, p. 11000–11010, 2017.

BERTOLDI, C. et al. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science Of The Total Environment**, v. 759, mar. 2021.

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**, v. 52, p. 102346, 2022.

BOUWMEESTER, H.; HOLLMAN, P. C. H.; PETERS, R. J. B. Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 15, p. 8932–8947, 2015.

BRACH, L. et al. Anticyclonic eddies increase accumulation of microplastic in the North Atlantic subtropical gyre. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, n. October 2017, p. 191–196, 2018.

BROWNE, M. A. et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175–9179, 2011.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 2010.

BRUSH, E. R. et al. The Rio Doce canyon system in the northern Espírito Santo Basin, offshore Brazil; a model for interpreting ancient deep-water sand transportation fairways. **Annual Meeting Expanded Abstracts - American Association of Petroleum Geologists**, v. 13, n. January, p. 19, 2004.

CAMINADA, Luiza Barbosa. Variabilidade Espaço-Temporal de Lixo Marinho em Praias do Espírito Santo. 2021. 83 f. **Dissertação (Mestrado)** - Curso de Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2021.

CAMPOS, E. J. D. Equatorward translation of the Vitoria Eddy in a numerical simulation. **Geophysical Research Letters**, v. 33, n. 22, p. 1–5, 2006.

CAMPOS, E. J. D., GONÇALVES, J. E., IKEDA, Y. Water mass characteristics and geostrophic circulation in the south Brazil bight – Summer of 1991. *J. Geophysical Research*, 100:18537–18550. 1995.

CARR, S. A. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, n. 3, p. 466–469, 2017.

CARVALHO, J. P. S.; SILVA, T. S.; COSTA, M. F. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, 2021.

CASTRO, R. O.; SILVA, M. L. DA; ARAÚJO, F. V. DE. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean and Coastal Management**, v. 165, n. May, p. 385–400, 2018.

CHIBA, S. et al. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. **Marine Policy**, v. 96, n. August 2017, p. 204–212, 2018.

COLE, M. et al. Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 6, p. 3239–3246, 2016.

CORCORAN, P. L.; BIESINGER, M. C.; GRIFI, M. Plastics and beaches: A degrading relationship. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 1, p. 80–84, 2009.

CORRÊA, I. C. S.; WESCHENFELDER, J. Fisiografia do Fundo Oceânico. In: CASTELLO, Jorge P.; KRUG, Luiz C. **Introdução às Ciências do Mar**. Pelotas: Editora Textos. Cap. 3. p.44-73 , 2015.

COURTENE-JONES, W. et al. Microplastic accumulation in deep-sea sediments from the Rockall Trough. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, 2020.

CUNNINGHAM, E. M. et al. High Abundances of Microplastic Pollution in Deep-Sea Sediments: Evidence from Antarctica and the Southern Ocean. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 21, p. 13661–13671, 2020.

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

DA SILVA, E. F. et al. Evaluation of microplastic and marine debris on the beaches of Niterói Oceanic Region, Rio De Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 175, n. November 2021, 2022.

DA SILVEIRA, I. C. A. et al. Caracterização Da Oceanografia Física Do Talude Continental E Região Oceânica Da Bacia De Campos. **Meteorologia e Oceanografia**, p. 135–189, 2015.

DE FALCO, F. et al. Microfiber Release to Water, Via Laundering, and to Air, via Everyday Use: A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile

Parameters. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 6, p. 3288–3296, 2020.

DOMINGUEZ, J.M.L. The Coastal Zone of Brazil. In: **Geology and Geomorphology of Holocene Coastal Barriers of Brazil**. Lecture Notes in Earth Sciences, vol 107. Springer, Berlin, Heidelberg. 2009.

DRIS, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, n. 1–2, p. 290–293, 2016.

ERNI-CASSOLA, G. et al. Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 369, n. February, p. 691–698, 2019.

FAZEY, F. M. C.; RYAN, P. G. Debris size and buoyancy influence the dispersal distance of stranded litter. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 371–377, 2016.

FERREIRA S., J. Impacto ambiental e ingestão de lixo pelas tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) na praia de Regência, norte do Espírito Santo. p. 1–46, 2015.

FIDUK, J. C. et al. Salt Deformation, Magmatism, and Hydrocarbon Prospectivity in the Espírito Santo Basin, Offshore Brazil. **Salt Sediment Interactions and Hydrocarbon Prospectivity: Concepts, Applications, and Case Studies for the 21st Century: 24th Annual**, p. 640–668, 2004.

FISCHER, V. et al. Plastic pollution of the kuril-kamchatka trench area (NW pacific). **Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 111, p. 399–405, 2015.

FRANÇA, A. Geomorfologia da margem continental leste brasileira e da bacia oceânica adjacente. In REMAC, P., editor, Geomorfologia da margem continental brasileira e das áreas oceânicas adjacentes., pg 89–127. **Petrobras**, Rio de Janeiro. 1979.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, n. November 2018, p. 145–147, 2019.

FRIOT, D.; BOUCHER, J. **Primary microplastics in the oceans | IUCN Library System.** [s.l: s.n.].

GALLAGHER, A. et al. Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 102, n. 2, p. 243–249, jan. 2016.

GARCIA, M. C. et al. Seasonal Influence on Environmental Indicators of Beach Waste. v. 11, n. 2, p. 124–129, 2017.

GESAMP. In: Kershaw, P.J., Turra, A., Galgani, F. (Eds.), **GESAMP 2019 Guidelines for the Monitoring & Assessment of Plastic Litter in the Ocean Reports & Studies.** p. 99, 2019.

GUIMARÃES, L. S. F. et al. The pollution by plastic represents an important threat for marine life. v. 13, n. May, p. 391–392, 2020.

HARRIS, P. T.; WHITEWAY, T. Global distribution of large submarine canyons: Geomorphic differences between active and passive continental margins. **Marine Geology**, v. 285, n. 1–4, p. 69–86, 2011.

HEINRICH BÖLL STIFTUNG. Atlas do plástico - Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. v. 01, p. 64, 2020.

HERCOS, C. M. et al. E&P, Petrobras, Macaé, Brazil 2 R&D Center/Cenpes/Pdexp, Petrobras, Rio de Janeiro, Brazil. p. 2008, [s.d.].

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

JAMBECK, J. R. et al. Entradas de residuos plásticos desde la tierra al océano. **Ciencia**, v. 347, n. 6223, p. 768–771, 2015.

JONES, E. S. et al. Distributions of microplastics and larger anthropogenic debris in Norfolk Canyon, Baltimore Canyon, and the adjacent continental slope (Western North Atlantic Margin, U.S.A.). **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, n. March 2021, p. 113047, 2022.

KANE, I. A.; CLARE, M. A. Dispersion, accumulation, and the ultimate fate of microplastics in deep-marine environments: A review and future directions. **Frontiers in Earth Science**, v. 7, n. April, 2019.

KANHAI, L. D. K. et al. Deep sea sediments of the Arctic Central Basin: A potential sink for microplastics. **Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 145, n. January, p. 137–142, 2019.

KATIJA, K. et al. From the surface to the seafloor: How giant larvaceans transport microplastics into the deep sea. **Science Advances**, v. 3, n. 8, p. 1–6, 2017.

LECHTHALER, S. et al. Regional study of microplastics in surface waters and deep sea sediments south of the Algarve Coast. **Regional Studies In Marine Science**, v. 40, nov. 2020.

LI, J. et al. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 177–184, jul. 2016.

LONG, M. et al. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. **Marine Chemistry**, v. 175, n. SI, p. 39–46, 2015.

LUCIO, F. T. et al. Disponibilidade e influência dos microplásticos nos seres vivos e ambiente: uma revisão: uma revisão. **Conexao Ci.**, Formiga/mg, v. 14, n. 1, p. 47-55, mar. 2019.

MACIEIRA, R. M. et al. Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, n. May, 2021.

MARTIN, J., et al. The deposition and accumulation of microplastics in marine sediments and bottom water from the Irish Continental Shelf. In: BAPTISTA NETO, J. A. et al. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, n. August, 2019a.

MARTINS, T. R. A Corrente do Brasil no Embaiamento de Tubarão - Oceano Atlântico Sudoeste. p. 77, 2014.

MAYNARD, I. F. N. et al. Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, v. 771, 2021.

MAZZEI, E. F. et al. Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: Anthropogenic impacts and urgent conservation needs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 123–133, 2017.

MELO, G.V. et al. Composition and behaviour of heavy metals in suspended sediments in a tropical estuarine system. In: BAPTISTA NETO, J. A. et al. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, n. August, 2019a.

MENGATTO, M. F.; NAGAI, R. H. A first assessment of microplastic abundance in sandy beach sediments of the Paranaguá Estuarine Complex, South Brazil (RAMSAR site). **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, n. February, p. 113530, 2022.

MICHELS, J. et al. Rapid aggregation of biofilm-covered microplastics with marine biogenic particles. **Proceedings Of The Royal Society B-Biological Sciences**, v. 285, n. 1885, 2018.

MILANI, E. J. et al. Petróleo na margem continental Brasileira: Geologia, exploração, resultados e perspectivas. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 18, n. 3, p. 351–396, 2000.

OBBARD, R. W. et al. Who Where Why - wordpress blog - Community mapping examples. **Earth's Future**, v. 2, p. 315–320, 2014.

PATRICK BISCHOFF, A.; LIPSKY, M. Estilos Arquiteturais De Turbiditos Na Bacia Do Espírito Santo. n. February, p. 1–5, 2020.

PENG, G. et al. The ocean's ultimate trashcan: Hadal trenches as major depositories for plastic pollution. **Water Research**, v. 168, jan. 2020.

PENG, X. et al. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. **Geochemical Perspectives Letters**, v. 9, p. 1–5, 2018.

PINHEIRO, H. T. et al. Fish diversity of a southwestern Atlantic coastal island: Aspects of distribution and conservation in a marine zoogeographical boundary. **Check List**, v. 11, n. 2, 2015.

PINHEIRO, H. T.; JOYEUX, J.-C. Pescarias multi-específicas na região da foz do Rio Doce, ES, Brasil: características, problemas e opções para um futuro sustentável. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 11, n. 2, p. 15, 2007.

POHL, F. et al. Transport and Burial of Microplastics in Deep-Marine Sediments by Turbidity Currents. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 7, p. 4180–4189, 2020.

PORTER, A. et al. Role of Marine Snows in Microplastic Fate and Bioavailability. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 12, p. 7111–7119, 2018a.

PORTER, A. et al. Role of Marine Snows in Microplastic Fate and Bioavailability. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 12, p. 7111–7119, jun. 2018b.

QI, H. et al. Fate of microplastics in deep-sea sediments and its influencing factors: Evidence from the Eastern Indian Ocean. **Science of the Total Environment**, v. 828, p. 154266, 2022.

QIN, F. et al. Bibliometric Profile of Global Microplastics Research from 2004 to 2019. 2019.

QIN, Y. et al. Microplastics in the sediment of Lake Ulansuhai of Yellow River Basin, China. **Water Environment Research**, v. 92, n. 6, p. 829–839, jun. 2020.

QIU, Q. et al. Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 176, p. 102–109, 2016.

ROBIN, R. S. et al. Holistic assessment of microplastics in various coastal environmental matrices, southwest coast of India. **Science Of The Total Environment**, v. 703, 2020.

SANCHEZ-VIDAL, A. et al. The imprint of microfibrils in Southern European deep seas. **PLoS ONE**, v. 13, n. 11, p. 1–12, 2018.

SCHMID, C. et al. **The Vitoria eddy and its relation to the Brazil Current** *Journal of Physical Oceanography*, 1995.

SCHREINER, S.; DE SOUZA, M. B. F. M.; MIGLIORELLI, J. P. R. Modelo digital da Construção Do Modelo Digital Da Geomorfologia. **Boletim de Geociencias da Petrobras**, v. 17, n. 2, p. 365–369, 2009a.

SCHREINER, S.; DE SOUZA, M. B. F. M.; MIGLIORELLI, J. P. R. Modelo digital da geomorfologia do fundo oceânico do centro-sul da Bacia do Espírito Santo e norte da Bacia de Campos. **Boletim de Geociencias da Petrobras**, v. 17, n. 2, p. 365–369, 2009b.

SILVEIRA, I. C. A. et al. Massas de água e circulação do talude continental e região oceânica da Bacia de Espírito Santo e norte da Bacia de Campos (In): Relatório Final do Projeto de Caracterização Ambiental Regional da Bacia do Espírito Santo e parte norte da Bacia de Campos (PCR-ES), Anexo II, **Petrobras**, Rio de Janeiro. 2015.

SOUTELINO, R. G. A origem da Corrente do Brasil (**Dissertação de mestrado**). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2008.

SOUTELINO, R. G. et al. Is the Brazil Current eddy-dominated to the north of 20°S? **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 3, p. 1–5, 2011.

SOUTELINO, R. G.; GANGOPADHYAY, A.; DA SILVEIRA, I. C. A. The roles of vertical shear and topography on the eddy formation near the site of origin of the Brazil Current. **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 46–60, 2013.

STRAMMA, L., ENGLAND, M. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. **Journal of Geophysical Research**. 104 (C9), 20863–20883.1999.

STRAMMA, L.; IKEDA, Y.; PETERSON, R. G. Geostrophic transport in the Brazil current region north of 20°S. **Deep Sea Research Part A, Oceanographic Research Papers**, v. 37, n. 12, p. 1875–1886, 1990.

SUGUIO, K. **Introdução à Sedimentologia**. Editora Edgard Blücher Ltda., São Paulo. 1973.

TANG, P. L. et al. Handheld FT-IR Spectroscopy for the Triage of Micro- and Meso-Sized Plastics in the Marine Environment Incorporating an Accelerated Weathering Study and an Aging Estimation. **Spectroscopy**, v. 34, n. 2, p. 54–60, 2019.

TAYLOR, M. L. et al. Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. **Scientific Reports**, v. 6, 2016.

TEKMAN, M. B. et al. Tying up Loose Ends of Microplastic Pollution in the Arctic: Distribution from the Sea Surface through the Water Column to Deep-Sea Sediments at the HAUSGARTEN Observatory. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 7, p. 4079–4090, 2020.

TESSLER, M. G.; MAHIQUES, M. M. Processos oceânicos e produtos sedimentares. In: TEIXEIRA, W. et al. **Decifrando a Terra**. 2. ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional. Cap. 14. p. 376- 398 , 2009.

THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: where is all the plastic?. *Science*, [S.L.], v. 304, n. 5672, p. 838-838. **American Association for the Advancement of Science (AAAS)**. 2004.

TSCHIEDEL, F. E. **Aspectos fisiográficos, sedimentológicos e estruturais do fundo marinho em uma área da porção central da bacia do espírito santo**. p. 149, 2012.

TSUKADA, E. et al. Beach morphodynamics and its relationship with the deposition of plastic particles: A preliminary study in southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, n. May, p. 112809, 2021.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 73, n. 1, p. 161–169, 2013b.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 495–499, 2013a.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 495–499, nov. 2013c.

VANSTREELS, R. E. T. et al. Ingestion of plastics and other debris by coastal and pelagic birds along the coast of Espírito Santo, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, n. PB, p. 113046, 2021.

VICENTE, N. M. DE F.; SPERBER, C. F.; CARNEIRO, M. A. C. **Dia D do Rio Doce: Um olhar científico sobre o maior desastre sociambiental do Brasil**. [s.l.: s.n.].

WANG, J. et al. The behaviors of microplastics in the marine environment. **Marine Environmental Research**, v. 113, p. 7–17, 2016.

WIECZOREK, A. M. et al. Microplastic Ingestion by Gelatinous Zooplankton May Lower Efficiency of the Biological Pump. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 9, p. 5387–5395, 2019.

WOODALL, L. C. et al. The deepsea major sink for microplastic. **Royal Society Open Science**, p. 1–8, 2014.

XUE, B. et al. Underestimated Microplastic Pollution Derived from Fishery Activities and “Hidden” in Deep Sediment. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 4, p. 2210–2217, 2020.

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

ZHANG, B. et al. Microplastic pollution in the surface sediments collected from Sishili Bay, North Yellow Sea, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 9–15, 2019.

ZHANG, D. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. **Environmental Pollution**, v. 259, p. 113948, 2020.

ZHAO, J. et al. Microplastic pollution in sediments from the Bohai Sea and the Yellow Sea, China. **Science Of The Total Environment**, v. 640, p. 637–645, nov. 2018.

ZHAO, S. et al. An approach for extraction, characterization and quantitation of microplastic in natural marine snow using Raman microscopy. **Analytical Methods**, v. 9, n. 9, p. 1470–1478, mar. 2017.

ZHAO, S. et al. Large quantities of small microplastics permeate the surface ocean to abyssal depths in the South Atlantic Gyre. **Global Change Biology**, v. 28, n. 9, p. 2991–3006, 2022.