

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E DA EDUCAÇÃO - FAED
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO TERRITORIAL E
DESENVOLVIMENTO SOCIOAMBIENTAL - PPGPLAN**

DEVON GEBAUER MAYER

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA CONTAMINAÇÃO POR DETRITOS
PLÁSTICOS E METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS ESTUARINOS EM UMA
ÁREA PORTUÁRIA DA BAÍA BABITONGA, SANTA CATARINA**

**FLORIANÓPOLIS
2023**

DEVON GEBAUER MAYER

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA CONTAMINAÇÃO POR DETRITOS
PLÁSTICOS E METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS ESTUARINOS EM UMA
ÁREA PORTUÁRIA DA BAÍA BABITONGA, SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental.
Linha de pesquisa: Análise e Gestão Ambiental.

Orientador: Dr. David Valença Dantas

FLORIANÓPOLIS

2023

Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática

da Biblioteca Setorial do FAED/UDESC,

com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Mayer, Devon Gebauer

Variação espaço-temporal da contaminação por detritos
plásticos e metais pesados nos sedimentos estuarinos em uma
área portuária da Baía Babitonga, Santa Catarina / Devon
Gebauer Mayer. -- 2023.

71 p.

Orientador: David Valença Dantas

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Humanas e da Educação, Programa
de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento
Socioambiental, Florianópolis, 2023.

1. Ecossistemas Costeiros. 2. Impactos Antrópicos. 3. Área
Portuária. 4. Estuários. I. Dantas, David Valença. II. Universidade
do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Humanas e da
Educação, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial
e Desenvolvimento Socioambiental. III. Título.

DEVON GEBAUER MAYER

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA CONTAMINAÇÃO POR DETRITOS
PLÁSTICOS E METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS ESTUARINOS EM UMA
ÁREA PORTUÁRIA DA BAÍA BABITONGA, SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental. Linha de pesquisa: Análise e Gestão Ambiental.

Orientador: Dr. David Valença Dantas

COMISSÃO AVALIADORA



Prof. Dr. David Valença Dantas

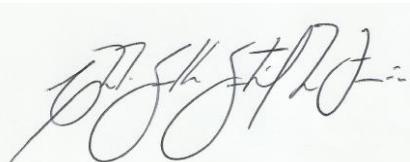
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC. Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental – PPGPLAN

Membros



Prof. Dr. Rodrigo Machado

Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC.



Prof. Dr. Eduardo Guilherme Gentil de Farias

Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC. Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental – PPGPLAN

**“Há verdadeiramente duas coisas diferentes:
saber e crer que se sabe. A ciência consiste em
saber; em crer que se sabe reside a ignorância.”**

Hipócrates

RESUMO

A crescente expansão urbana nas regiões costeiras, especialmente em áreas abrigadas, vem gerando graves impactos ambientais, que refletem diretamente na qualidade ambiental e na vida humana. Há uma grande diversidade nos tipos, nas distribuições, nas fontes e nos efeitos dos poluentes. Atualmente, um dos maiores problemas sobre a gestão dos ecossistemas costeiros são as operações portuária, no complexo estuarino Baía Babitonga estão instalados e operando dois portos – Porto de São Francisco do Sul e de Itapoá-, com destaque para o Porto de São Francisco do Sul (PSFS), que se caracteriza como o maior terminal portuário de Santa Catarina. Porém, existem ainda uma série de pressões políticas e privadas para a liberação e instalação de diversos portos e outras atividades econômicas relacionadas ao setor na Baía Babitonga. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar as variações espaço-temporais da contaminação por detritos plásticos e metais pesados e suas relações com as composições sedimentológicas e parâmetros físico-químicos em uma área portuária na Baía Babitonga, Santa Catarina. Para representar as variações foram realizadas amostragens em verão (fevereiro, 2020) e inverno (agosto, 2020), dentro da área de abrangência do PSFS, em três transectos de coleta dispostos perpendicularmente ao eixo da Baía Babitonga. Os resultados do estudo contribuem como subsídio científico para possíveis ações de monitoramento ambiental da contaminação por plásticos e metais pesados e na avaliação de suas distribuições e efeitos em uma área portuária na Baía Babitonga, servindo ainda como uma ferramenta de suporte às políticas públicas de tomadas de decisões sobre as atividades portuárias em ecossistemas costeiros.

Palavras-chaves: Ecossistemas Costeiros; Impactos Antrópicos, Área Portuária, Estuários.

ABSTRACT

The growing urban expansion in coastal regions, especially in sheltered areas, has been generating serious environmental impacts, which directly reflect on environmental quality and human life. There is great diversity in the types, distributions, sources and effects of pollutants. Currently, one of the biggest problems regarding the management of coastal ecosystems is port operations, in the Baía Babitonga estuarine complex two ports are installed and operating - Porto de São Francisco do Sul and Itapoá -, with emphasis on the Port of São Francisco do Sul (PSFS), which is characterized as the largest port terminal in Santa Catarina. However, there are still a series of political and private pressures for the liberation and installation of several ports and other economic activities related to the sector in Babitonga Bay. In this context, the objective of this work was to conclude the spatio-temporal variations of contamination by plastic debris and heavy metals and their relationships with sedimentological compositions and physical-chemical parameters in a port area in Babitonga Bay, Santa Catarina. To represent the variations, samplings were performed in summer (February 2020) and winter (August 2020), within the area covered by the PSFS, in three collection transects arranged perpendicularly to the axis of Babitonga Bay. The results of the study contribute as a scientific subsidy for possible actions of environmental monitoring of contamination by plastics and heavy metals and in the evaluation of their distributions and effects in a port area in Babitonga Bay, also serving as a tool to support public policies for taking decisions on port activities in coastal ecosystems.

Keywords: Coastal Ecosystems; Anthropogenic Impacts, Port Area, Estuaries.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa com a localização da Baía Babitonga, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. Retângulo em preto representa área da Baía Babitonga onde foram realizadas as coletas. Retângulo em preto área do Porto de São Francisco do Sul (PSFS). Círculos em preto representam os transectos de coleta (A, B e C) com a ordem de disposição dos pontos de amostragem em cada transecto (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5).

Figura 2 – Mapa com a localização da Baía Babitonga, com a ordem de disposição dos transectos de coleta (A, B e C) retângulos vermelhos e dos pontos de coleta (círculos vermelhos) em cada um dos transectos (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5).

Figura 3 – (A) Esquema representando as dimensões do equipamento construído por Coppock et al. (2017) para realizar a extração de detritos plásticos dos sedimentos e (B) modelo do equipamento construído extrair os detritos plásticos presentes nos sedimentos da Baía Babitonga.

Figura 4 – Exemplos das categorias de detritos plásticos encontrados na Baía Babitonga. (A) Filamento Plástico; (B) Plástico Mole; (C) Plástico Sólido; (D) Exemplos dos Espectros de FTIR dos microplásticos.

Figura 5 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis físico-químicas (Profundidade (m), TDS (ppt), Salinidade (psu), pH, Temperatura (°C), Oxigênio Dissolvido (%O.D.), O.R.P). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 48,90%) e 2 (PC2 18,42%).

Figura 6 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre as distâncias em relação ao porto (PROX: Próximo; INTER: Intermediário; DIST: Distante) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis físico-químicas (Profundidade (m), TDS (ppt), Salinidade (psu), pH, Temperatura (°C), Oxigênio Dissolvido (%O.D.), O.R.P). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 50,52%) e 2 (PC2 18,90%).

Figura 7 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis sedimentológicas (Curtose; Assimetria; Média; Seleção. %Areia; %Silte; %Argila; %M.O.; %CaCO₃) e metais pesados (Cádmio e Chumbo (mg/kg). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 38,29%) e 2 (PC2 28,73%).

Figura 8 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre as distâncias em relação ao porto (PROX: Próximo; INTER: Intermediário; DIST: Distante) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis sedimentológicas (Curtose; Assimetria; Média; Seleção. %Areia; %Silte; %Argila; %M.O.; %CaCO₃) e metais pesados (Cádmio e Chumbo (mg/kg). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 39,37%) e 2 (PC2 25,63%).

Figura 9 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis de densidade dos plásticos ($n/0,06m^2$) (FP; PM; PS) e área dos plásticos (mm^2) (FP; PM; PS). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 40,07%) e 2 (PC2 21,26%).

Figura 10 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre as distâncias em relação ao porto (PROX: Próximo; INTER: Intermediário; DIST: Distante) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis de densidade dos plásticos ($n/0,06m^2$) (FP; PM; PS) e área dos plásticos (mm^2) (FP; PM; PS). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 39,96%) e 2 (PC2 21,52%).

Figura 11 – Desenho esquemático representando a entrada de poluentes e o processo de disposição no leito estuarino.

Figura 12 – Exemplos de outros resíduos sólidos encontrados nas amostras de sedimento da Baía Babitonga (ferro, tijolos, tecidos e concreto).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resultados do teste t (t) e teste U de Mann-Whitney (U) comparando inverno (INV) e verão (VER), mostrando os valores médios, desvio padrão (dp) e comparações das variáveis ambientais, ns: diferença não significativa e *diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 2 - Resultados do teste t (t) e teste U de Mann-Whitney (U) comparando inverno (INV) e verão (VER), mostrando os valores médios dos metais pesados, desvio padrão (dp) e comparações dos metais pesados, ns: diferença não significativa e *diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 3 - Resultados das análises de variância (ANOVA) para as variáveis ambientais comparando os transectos amostrais (A, B, C). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 4 – Resultados das análises de variância (ANOVA) para os metais pesados comparando os transectos amostrais (A, B, C). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 5 - Resultados das análises de variância (ANOVA) para as variáveis ambientais comparando as distâncias amostrais (Próximo, Intermediário e Distante). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 6 - Resultados das análises de variância (ANOVA) para os metais pesados comparando as distâncias amostrais (Próximo: PROX, Intermediário: INTER e Distante: DIST). Mostrando os valores

médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 7 - Resultados do teste t (t) e teste U de Mann-Whitney (U) comparando inverno (INV) e verão (VER), mostrando os valores médios, desvio padrão (dp) e comparações dos detritos plásticos, ns: diferença não significativa e *diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 8 - Resultados das análises de variância (ANOVA) para os detritos plásticos comparando os transectos amostrais (A, B, C). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 9 - Resultados das análises de variância (ANOVA) para os detritos plásticos comparando as distâncias amostrais (Próximo, Intermediário e Distante). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Tabela 10 - Valores limites de concentração (mg/kg) dos metais pesados em nível Nacional (CONAMA) e Internacional (NOAA);

Tabela 11 – Comparação das concentrações (mg/kg) de metais pesados na Baía Babitonga e em diferentes áreas costeiras em diversos locais do mundo.

Tabela 12 - Densidade de diferentes tipos de partículas de plástico em comparação com a densidade de partículas de sedimento que ocorrem naturalmente;

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	14
OBJETIVOS.....	15
Objetivo Geral.....	15
Objetivos Específicos.....	15
REVISÃO TEÓRICA.....	16
METODOLOGIA.....	21
Área de estudo.....	21
Desenho amostral.....	22
Variáveis Físico-Químicas.....	23
Variáveis Sedimentológicas.....	24
Metais Pesados.....	24
Detritos Plásticos.....	25
Análise de Dados.....	27
RESULTADOS.....	28
DISCUSSÕES.....	45
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56

INTRODUÇÃO

Atualmente, a maior parte das áreas urbanas no mundo estão em torno de regiões costeiras, aumentando o uso, pressão e efeitos cumulativos sobre estes ambientes e seus serviços ecossistêmicos. Particularmente, os estuários sofrem elevada pressão antropogênica, pelo fato de estarem em áreas essenciais para o desenvolvimento socioeconômico, estima-se que cerca de 60% das grandes cidades estão localizadas em regiões estuarinas (KJERFVE et al., 2002; ANDRÉS et al., 2018), o que os expõem diretamente aos múltiplos estressores urbanos (CRAIN et al., 2008), comprometendo os ecossistemas e prejudicando o bem-estar social (BARLETTA et al., 2019). Os estuários e zonas costeiras possuem vasto histórico de serviços ambientais e de suporte à atividade econômica, tais como: navegação, diversidade biológica, regulação do clima regional, ciclagem de nutrientes e fornecimento de alimentos (BRAND et al., 2018; GERHARDINGER et al., 2018). Entretanto, apesar da sua relevância, estes importantes ecossistemas marinhos costeiros não têm sido devidamente preservados e graves impactos antrópicos têm sido observados de maneira crescente nas últimas décadas (BEAUMONT et al., 2019).

A extrema necessidade de um mundo mais sustentável, levou as Nações Unidas a formular os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) em 2015 (NAÇÕES UNIDAS, 2015). Uma característica essencial da Agenda ODS 2030 é o reconhecimento de que, o desenvolvimento social e econômico depende da gestão sustentável do ambiente natural e de seus recursos (SEBESTYÉN et al., 2019). No entanto, esta gestão parece não estar implicando em melhorias reais das zonas costeira e marítima brasileira, nos aspectos da conservação dos sistemas ambientais, dos seus serviços ecossistêmicos e do bem-estar humano (NASH et al., 2020). É notável que as políticas públicas e regimes de governança costeira e marinha vem operando de modo fragmentado e sem capacidade de conter o aumento de desigualdades e injustiças socioeconômicas, além de não conter os graves impactos antrópicos sobre os ambientes naturais (GERHARDINGER et al., 2021).

No complexo estuarino da Baía Babitonga ocorre intensa ocupação urbana e industrial nas margens e também diversas atividades agrícolas ao longo da bacia hidrográfica, contando ainda com grande movimentação de embarcações turísticas, pesqueiras e navios oriundos das atividades portuárias, que abrangem os portos nos municípios de São Francisco do Sul e Itapoá. Considerando que portos são sistemas industriais complexos, e que, no geral estão inseridos em um sistema ambiental, social e econômico ainda mais complexo, se torna evidente que a gestão ambiental sobre os impactos ambientais decorrentes das atividades portuárias demanda uma melhor avaliação (GERHARDINGER et al., 2018). As atividades das áreas portuárias podem contribuir para a geração de resíduos sólidos, como os detritos plásticos, decorrentes das operações e armazenagens em ambientes portuários, além da geração de efluentes dos navios que entram e saem dos portos, podendo incorporar no ambiente poluentes como

metais, óleos, detergentes, pesticidas, fertilizantes entre outros, além das dragagens de canais de acesso aos portos, que resuspendem sedimentos e contaminantes (GARCÍA-ONETTI et al., 2018). Avaliações das concentrações de metais pesados e detritos plásticos nos sedimentos superficiais de estuários podem auxiliar na identificação de impactos causados por atividades antrópicas, sendo possível evidenciar sua origem e dispersão no ambiente, possibilitando aferir a qualidade ambiental, gerando informações para ações de gestão de resíduos e mitigação de impactos ambientais. (SUN et al., 2018; NAIK et al., 2019).

A compreensão das relações entre a presença e distribuição dos poluentes e suas potenciais adversidades sobre o ambiente são uma das questões críticas a serem compreendidas para a elaboração de políticas adequadas e eficientes (HALE et al., 2018), auxiliando na identificação de problemas ambientais e gerando subsídios científicos para minimizar os impactos. Tais estudos contribuem com a análise da qualidade ambiental, auxiliando na elaboração de propostas para a gestão ambiental nas áreas de influência direta das atividades portuárias nos ecossistemas marinhos costeiros.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Determinar as variações espaço-temporais da contaminação dos sedimentos superficiais por detritos plásticos e metais pesados e suas relações com as composições sedimentológicas e parâmetros físico-químicos em uma área portuária na Baía Babitonga, Santa Catarina.

Objetivos específicos

- Determinar as variações espaço-temporais da composição granulométrica dos sedimentos nas adjacências de uma área portuária na Baía Babitonga.
- Determinar as variações espaço-temporais dos parâmetros físico-químicos da coluna d'água nas adjacências de uma área portuária na Baía Babitonga.
- Determinar as variações espaço-temporais da composição estrutural, densidade e tamanhos dos detritos plásticos nas adjacências de uma área portuária na Baía Babitonga.
- Determinar as variações espaço-temporais da concentração de metais pesados nos sedimentos nas adjacências de uma área portuária na Baía Babitonga.
- Determinar as tendências das variações espaço-temporais e as relações entre variáveis ambientais, detritos plásticos e metais pesados.

REVISÃO TEÓRICA

Globalmente, as áreas marinhas e costeiras representam um dos espaços mais relevantes para a consideração e avaliação de seus processos de gestão e conservação (ANDRÉS & MUÑOZ, 2022). Os estuários são ecossistemas costeiros, que constituem sistemas onde ocorre a dinâmica de transição entre as águas doces e marinhas (PRITCHARD, 1967; KJERFVE et al., 2002). Esses ambientes têm elevado potencial ecológico, econômico e social (BARLETTA et al., 2019). Devido às suas características geológicas, funcionam como zonas de retenção de sedimentos transportados pelos rios, originados de suas fontes rochosas de origens continentais, como também das plataformas litorâneas adjacentes (WRIGHT et al., 1999; ZHANG et al., 2019). Pelo fato destes ambientes estarem localizados em regiões abrigadas e com baixa energia ambiental, ocorre o processo de deposição e acúmulo dos sedimentos e nutrientes fluviais provenientes das águas de bacias hidrográficas drenadas por afluentes de alta produtividade biológica (PASSOS et al., 2022), desempenhando uma importância ecológica crucial, por oferecerem espaços para alimentação e abrigo a espécies juvenis de crustáceos e peixes de elevado potencial econômico e ecológico (LIMA et al., 2015; LANDRIGAN et al., 2020) e contribuindo ainda com diversos serviços ecossistêmicos (O'HIGGINS et al., 2010; BOEREMA & MEIRE, 2017). Entretanto, devido às suas características e posições geográficas, além da importância para o desenvolvimento socioeconômico, diversas formas de impactos antrópicos vêm sendo observados de maneira crescente (BEAUMONT et al., 2019).

A Baía Babitonga é caracterizada como um complexo estuarino situado no sul do Brasil, na região costeira norte do estado de Santa Catarina. Importante estuário da vida marinha, a planície litorânea próxima à Baía Babitonga apresentam uma vegetação nativa típica de mangues (IBAMA, 2007), correspondendo a 75% do total deste ecossistema no estado, com área aproximada de 7.275 ha. No interior da baía, segundo o IBAMA (2007), encontram-se 24 ilhas; no trecho do Canal do Linguado existem 57 ilhas e outras 37, no Rio Palmital. Representando uma área propícia para a reprodução de várias espécies de animais marinhos e terrestres. Para além das questões ambientais, a Baía Babitonga também teve um relevante papel na história do Brasil, principalmente no processo inicial da ocupação do território que hoje corresponde ao estado de Santa Catarina. Desde os primeiros anos subsequentes ao descobrimento do Brasil, esta baía já era conhecida e utilizada por embarcações, devido às suas excelentes condições geográficas e estratégicas. Entretanto, em 1935, é importante salientar o fechamento do Canal do Linguado, braço sul da Baía Babitonga, para a construção de uma estrada de ferro e rodovia. O assoreamento de alguns pontos da baía e com a rápida industrialização da região os rios receberam uma grande quantidade de dejetos, lixo e resíduos das industriais, inviabilizando a circulação de embarcações e poluindo de forma significativa os ambientes de manguezal e marinhos da

baía. Apesar dos impactos negativos provenientes do processo de desenvolvimento da região, a baía também é essencial para o sustento das comunidades de pescadores e cultivadores locais. Na sua área de abrangência são realizadas atividades como: agropecuária, fruticultura e produção de grãos, com ampla aplicação de herbicidas, inseticidas, fungicidas e adubos químicos. O setor industrial desenvolve atividades metalúrgicas, mecânicas e têxteis, além dos ramos de plásticos, químico, madeireiro, minerador e alimentício (CREMER et al., 2006), além das atividades logísticas e de transporte portuário.

A trajetória do Porto de São Francisco do Sul (PSFS), remonta à década de 1940, quando a União publicou decreto no dia 1º de março de 1941 outorgando a concessão ao Governo de Santa Catarina para a construção e exploração de um porto na histórica cidade de São Francisco do Sul. Quatro anos depois, em 1945, deu-se início às obras, concluídas dez anos mais tarde. Em 1º de julho de 1955 inaugurou-se o porto, que hoje é um dos símbolos do desenvolvimento econômico no Norte de Santa Catarina. Em posição de destaque, o PSFS é responsável por 25,61% das cargas movimentadas pelos portos catarinenses, recebendo em média 38,6 navios por mês. Em 2021, a quantidade de mercadoria transportada a partir do PSFS chegou a 13,6 milhões de toneladas, o que representa a maior movimentação de carga de sua história (APSFS, 2021), apresentando um aumento de 14% em relação a 2020. Os dados confirmam o porto como o 7º maior em movimentação de carga, entre os 34 portos públicos do Brasil e o primeiro de Santa Catarina. De acordo com as informações divulgadas pela autoridade portuária, as importações foram responsáveis por 52% das cargas, com 7,1 milhões de toneladas. Destaque para o material siderúrgico, como barras e bobinas de aço, que somaram 3,9 milhões de toneladas, além de fertilizantes e ureia, que alcançaram 2,5 milhões de toneladas. As exportações, por sua vez, chegaram a 6,5 milhões de toneladas (48% da carga), sendo a soja o principal produto movimentado, com 5,2 milhões de toneladas, seguido pela madeira e celulose, com 700 mil toneladas. Além do PSFS, o porto privado de Itapoá, também faz parte do complexo portuário situado na Baía Babitonga e trabalha apenas com contêineres, tipos de carga que São Francisco deixou de movimentar em 2017 (APSFS, 2017). Caso seja somada a movimentação do PSFS com as cargas de Itapoá, a movimentação média é de 8,9 milhões de toneladas (PORTO ITAPOÁ, 2016), fazendo com que o complexo portuário da Baía Babitonga chegaria a 22,5 milhões de toneladas, representando 50% de toda a carga movimentada pelos portos de Santa Catarina (APSFS, 2021). Apesar disso, o setor portuário em São Francisco do Sul continua em processo de expansão. Há diversas propostas em andamento, com destaque para um terminal graneleiro (Terminal de Granéis de Santa Catarina - TGSC) com licença de instalação emitida e construção já iniciada em área contígua às instalações do Porto de São Francisco do Sul, com previsão de movimentação de 10.500.000 toneladas (GERHARDINGER et al., 2018). Existem ainda um estaleiro e outros três portos em fase de licenciamento: o Estaleiro CMO; o Terminal Marítimo Mar Azul; e o Terminal Graneleiro Babitonga (TGB), ambos na localidade de Laranjeiras, área interna da Babitonga e o Porto Brasil Sul, na praia do Forte, área externa da Babitonga (GERHARDINGER et al., 2021).

No âmbito da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), estabelecida pela Lei Federal nº 6.938/81, a zona costeira brasileira aparece como área fundamental para a conservação de recursos vivos, sociais, culturais e paisagísticos (BRASIL, 1981). Além disso, este ambiente configura parcela importante do território nacional por fatores como a fragilidade de seus ecossistemas, a grande concentração de população e o intenso desenvolvimento econômico (ANDRADE & SCHERER, 2014; GUIÃO & SCHERER, 2018). Tendo em vista esta importância, a constituição federal brasileira classifica a zona costeira como patrimônio nacional e garante atenção especial para assuntos relacionados a aspectos físico-naturais, socioeconômicos e político-administrativos deste ambiente. Embora o Plano Nacional do Gerenciamento Costeiro (GERCO) esteja implementado e conte com uma base legal fundamentada na Lei Nacional de Gerenciamento Costeiro (BRASIL, 1988), as ações de operacionalização do programa são ainda bastante incipientes em Santa Catarina e no país de maneira geral (GUIÃO & SCHERER, 2018). Portanto, é evidente que o cumprimento das ações do GERCO, visando atingir também os objetivos propostos pela agenda ODS 2030 (NAÇÕES UNIDAS, 2015), requerem diversas ações ambientais, econômicas e sociais, fortemente interrelacionadas. Uma ênfase deve ser colocada nos objetivos de gestão dos ecossistemas, que servem como uma meta base para o desenvolvimento humano (SCHERER et al., 2014; SEBESTYÉN et al., 2019; NASH et al., 2020). Segundo a Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ),

[...] A atividade portuária é considerada pela legislação como potencialmente poluidora, tendo em vista os impactos que causa no meio ambiente. Os impactos ambientais da atividade portuária advêm da execução de obras de abrigo e de novas frentes de atracação, dragagens de berços e canais de acesso e derrocamentos, aterros, enrocamentos, infraestrutura de armazenagem, edificações em geral, acessos terrestres e outros que, quando dimensionadas de forma inadequada podem gerar alteração da linha de costa, supressão de vegetação, modificação no regime dos corpos d'água, agressão a ecossistemas e poluição dos recursos naturais. A operação de manuseio, transporte e armazenagem da carga, bem como a manutenção da infraestrutura, o abastecimento e reparo de embarcações, máquinas, equipamentos e veículos em geral, podem, quando feitos de forma inadequada, gerar resíduos sólidos e líquidos, lançamento de efluentes em corpos d'água, poluição do ar, da água, do solo e do subsolo, perturbações diversas por trânsito de veículos pesados, alteração da paisagem, dentre outros (ANTAQ, 2010).

As intervenções humanas causam mudanças diretas e profundas nos ecossistemas estuarinos (COSTA & BARLETTA, 2016), assentamentos urbanos, propriedades industriais, portos, agricultura e

aquicultura estão entre as principais causas da modificação do habitat e perda de terras adjacentes (FONSECA et al., 2013; SCHUDEL et al., 2018). Impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas no ambiente, resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (HILLEBRAND et al., 2018; NASH et al., 2020). Os efeitos potencialmente prejudiciais da poluição gerada pelos seres humanos podem afetar diretamente ou indiretamente todas as partes do oceano, podendo também apresentar um grande risco para a saúde humana. Há uma grande diversidade nos tipos, nas distribuições, nas fontes e nos efeitos dos poluentes (CASTRO & HUBER, 2012).

Dentre os diversos tipos de poluentes, os resíduos plásticos e os metais pesados estão entre os principais contaminantes do século XXI em ambientes estuarinos na América do Sul (BARLETTA et al., 2019). A grande abundância e versatilidade de plásticos e imensa aplicação de herbicidas, inseticidas, fungicidas, adubos químicos, entre outros, resultam em uma interação inevitável destes poluentes com os organismos marinhos através da alimentação, podendo levar à incorporação dos contaminantes em teias alimentares (FERREIRA et al., 2019; PAGTER et al., 2020; PINHEIRO et al., 2020). Os efeitos da ingestão de plástico e metais nas teias alimentares estão principalmente relacionados à redução das taxas reprodutivas, capacidade de alimentação, absorção de nutrientes, e no caso dos plásticos, podem provocar lacerações e/ou úlceras, afetando assim, não só os indivíduos, mas consequentemente em maior escala, populações e comunidades (BEAUMONT et al., 2019; PINHEIRO et al., 2020).

Os detritos plásticos (especialmente microplásticos <5mm), por exemplo, são um dos tipos de poluição, que devido às suas características, são facilmente transportados por corpos d'água distintos e estão biodisponíveis em ecossistemas aquáticos. Além de toda a problemática do plástico na coluna d'água (LIMA et al., 2014; 2015; JAMBECK et al., 2015; BEAUMONT et al., 2019; LORENZI et al., 2020; 2021), em alguns casos os polímeros de plásticos são mais densos do que a água do mar e assim, podem ser transportados para o fundo, especialmente em áreas abrigadas (PINHEIRO et al., 2020). Da mesma forma, o processo de bioincrustação por microorganismos e/ou algas pode mudar a densidade dos plásticos e auxiliar no seu transporte da coluna d'água para o fundo marinho (COPPOCK et al., 2017; PAGTER et al., 2020).

Plásticos em ambientes aquáticos têm atraído a atenção da comunidade científica mundial nos últimos anos, sobretudo na última década (PERUMAL & MUTHURAMALINGAM, 2021) devido à sua grande abundância e potencial negativo em termos ecológicos, sociais e econômicos (BEAUMONT et al., 2019; PAGTER et al., 2020). Além dos detritos plásticos, diversos trabalhos vêm sendo realizados para determinar a presença de contaminantes como os metais pesados em ambientes estuarinos, como uma ferramenta para avaliar a contribuição antropogênica em uma determinada região (ZHAO et al. 2015; BAKSHI et al., 2017; SUN et al., 2018). De acordo com Barletta et al. (2019), a maior parte dos

estuários da América do Sul, já apresenta algum nível de contaminação por metal, que, entre as substâncias perigosas que entram nos sistemas estuarinos, os metais pesados são considerados como poluentes prioritários devido à sua alta toxicidade, persistência e capacidade de serem incorporados à cadeia alimentar, resultando em sérios danos à biota aquática e à saúde humana, criando um grande problema de saúde pública em todo o mundo (GONZALEZ et al., 2006; MACHADO et al., 2017; SUN et al., 2018; BARLETTA et al., 2019).

Os custos econômicos globais da poluição marinha sobre as atividades como o turismo, pesca e aquicultura, juntamente com outros custos, incluindo atividades de limpeza, são estimados em ao menos 19 bilhões de dólares anualmente (GATTRINGER, 2018). Essa estimativa representa apenas uma porcentagem do valor, possivelmente subestimada, pois, a estimativa do valor não inclui diretamente os impactos na saúde humana ou nos serviços ecossistêmicos marinhos, pois não há pesquisas disponíveis suficientes sobre esses impactos. A falta de números abrangentes para todos os custos parece ser um problema comum (NEWMAN et al., 2015; DANPOULOS et al., 2020). Além da questão econômica, a poluição compromete a qualidade dos alimentos, seja de cultivo ou captura, que perfazem 20% da ingestão de alimentos da população mundial (GOLDEN et al., 2016; FAO, 2020). Tanta dependência de frutos do mar para nutrição significa que a população é altamente vulnerável a quaisquer mudanças na quantidade, qualidade e segurança desta fonte alimentar. Nos últimos anos, a qualidade dos ambientes marinhos tornou-se foco de atenção, havendo hoje no mundo todo o interesse na sua conservação, e na recuperação dos locais já impactados (HILLEBRAND et al., 2018; BEAUMONT et al., 2019). Dessa forma, a elaboração de hipóteses acerca da relação entre variáveis ambientais e antrópicas dependem de uma adequada avaliação das escalas espaciais e temporais, assim como, dos processos sociais, biológicos e ambientais (PAGTER et al., 2020).

A Babitonga e seu entorno estão classificadas na atualização das áreas e ações prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (MMA, 2007), como “extremamente alta” importância biológica e “extremamente alta” prioridade de ação, para as quais, se recomenda o manejo e criação de Unidades de Conservação. Em face deste grande desajuste entre a preservação deste importante ecossistema e a manutenção das atividades econômicas, foi instituído o Projeto Babitonga Ativa, aprovado pelo Edital do Ministério Público Federal no âmbito do julgamento da Ação Civil Pública nº 2008.72.01.0006302, entre 2015 e 2017 facilitou a criação e operação de um colegiado multisetorial (Grupo Pró-Babitonga - GPB). Esse grupo, está sendo responsável por construir e implementar um Plano de Gestão do Ecossistema Babitonga (PGE) e conclui que é viável e fortemente recomendável a implementação de uma Unidade de Conservação (UC) de uso sustentável dentro da categoria Área de Proteção Ambiental (APA) no Ecossistema Babitonga.

Dessa forma, a Babitonga poderia contribuir de maneira direta para viabilizar territorialmente as metas do objetivo 14 dos “Objetivos de Desenvolvimento Sustentável” (ODS) da Organização das

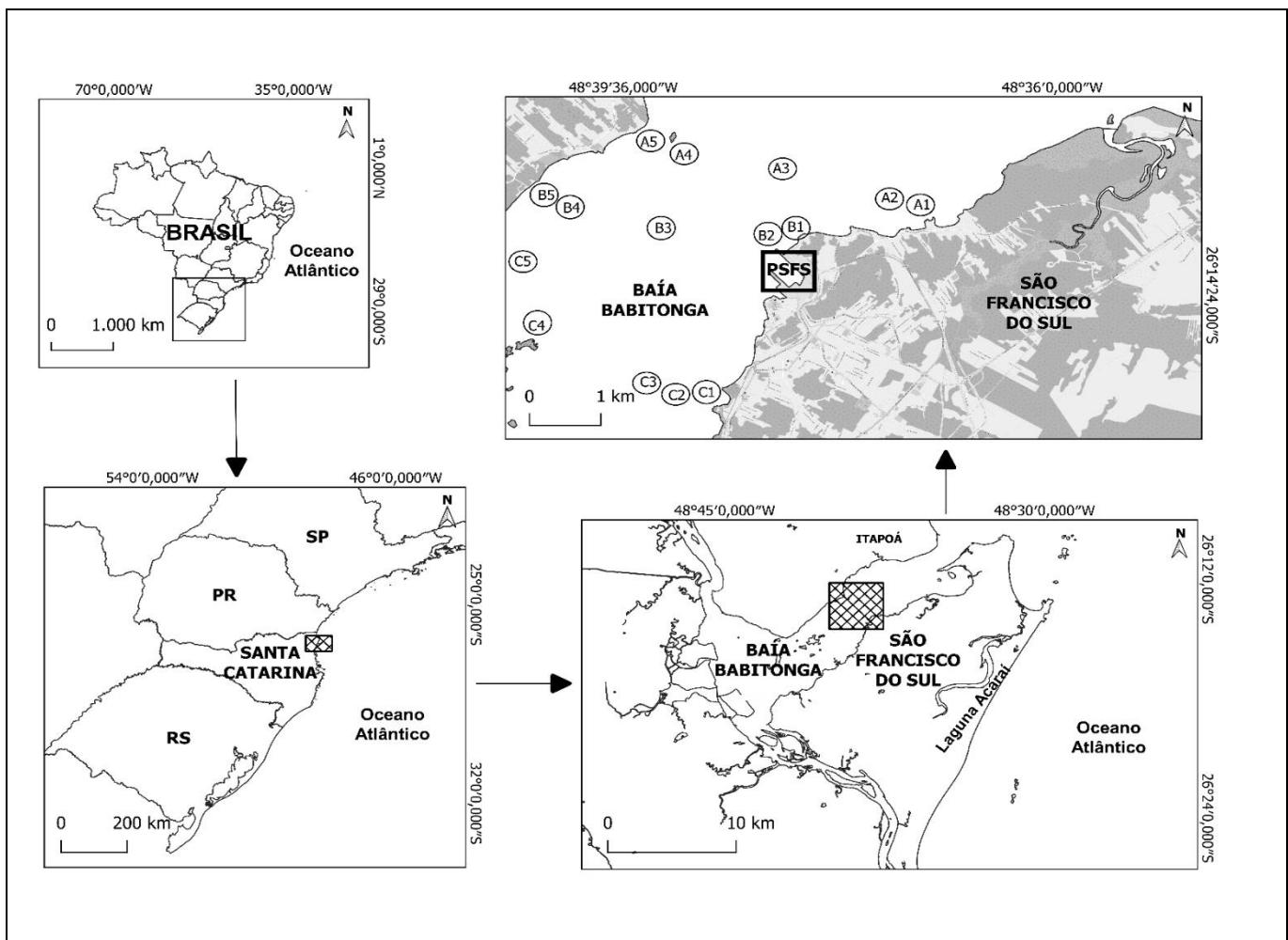
Nações Unidas (ONU) na Baía Babitonga (GERHARDINGER et al., 2021). O ODS 14 é denominado “Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável”. Além de viabilizar o Objetivo 14, a criação da APA também auxiliaria o Brasil a cumprir a meta nº 11 de Aichi, que tem por objetivo proteger e gerir 10% de áreas marinhas e costeiras (IUCN, 2011). Cabe destacar que o Brasil está internacionalmente comprometido, mas não vem conseguindo cumprir a ampliação dos atuais 1,57% de proteção do ambiente marinho (DE FREITAS et al., 2015). O futuro da Baía Babitonga é incerto, mas apresenta tendências desfavoráveis à vida do ecossistema e das comunidades que precisam da baía para seu lazer e suas atividades econômicas, caso não sejam tomadas medidas de controle que visem a prevenção e desenvolvam uma maior consciência ecológica da população local.

METODOLOGIA

Área de Estudo

O estuário da Baía Babitonga (Fig. 1), está localizado entre as latitudes 26° 07' e 26° 27' sul, na região norte de Santa Catarina, correspondendo ao maior complexo estuarino e por preservar a maior área de manguezal do território catarinense. Compreendendo uma bacia hidrográfica com 1.567 km² que abrange os municípios de Araquari, Barra do Sul, Garuva, Itapoá, Joinville e São Francisco do Sul (POSSAMAI et al., 2010). O canal principal da Baía Babitonga possui sentido NE/SW, com aproximadamente 3,8 km de largura e profundidades de até 28 m, assim como, dois eixos alongados no sentido SE/NW (Fig. 1), mais estreitos, com largura máxima de 1,5 km e profundidades médias de 4 m (VIEIRA et al., 2008). Na região da Baía Babitonga há uma maior frequência de ventos das direções leste e nordeste, e em menor frequência ventos das direções sudoeste, sudeste e sul. A velocidade média dos ventos é de 6,3 km/h. Entre os sistemas atmosféricos atuantes na região da Baía Babitonga podem-se destacar as frentes frias, os vórtices ciclônicos, os cavados de níveis médios, a convecção tropical, a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) e a circulação marítima (KOEHNTOPP, 2021). O regime de marés na Babitonga apresenta domínio de micro marés (amplitude < 2 m), classificado como misto predominantemente semidiurno com amplitude média de 0,85 m, com máxima de 1,28 m e mínima de 0,27 m durante os períodos de marés de sizígia e quadratura, respectivamente (TRUCCOLO & SCHETTINI, 1999; VIEIRA & HORN FILHO, 2017). A temperatura média anual da região em torno de 20 °C, com valores máximos de 27 °C, e valores mínimos de 16 °C (ALVARES et al., 2013), com domínio do clima subtropical úmido (KOEHNTOPP, 2021). A faixa de precipitação anual desta região está entre 1.900 mm e 2.100 mm; este regime está concentrado principalmente no verão, seguido da primavera (OLIVEIRA & VIEIRA, 2017; LORENZI et al., 2021).

Figura 1 – Mapa com a localização da Baía Babitonga, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. Retângulo em preto representa área da Baía Babitonga onde foram realizadas as coletas. Retângulo em preto área do Porto de São Francisco do Sul (PSFS). Círculos em preto representam os transectos de coleta (A, B e C) com a ordem de disposição dos pontos de amostragem em cada transecto (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

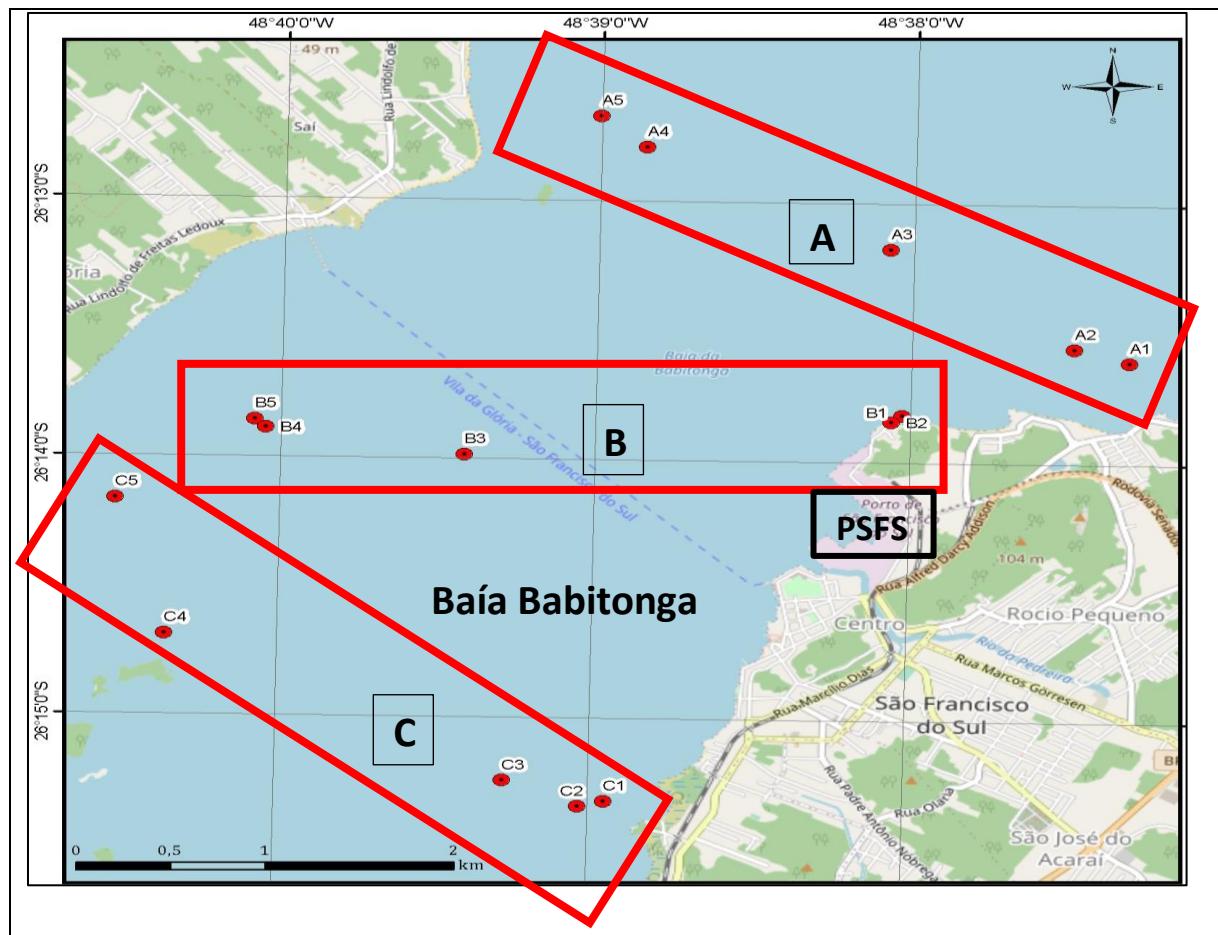
Amostragem e processamento das amostras

Desenho amostral

As amostragens foram realizadas em verão (fevereiro de 2020) e inverno (agosto de 2020) na área de abrangência portuária do Porto de São Francisco do Sul (PSFS). Foram dispostos três transectos (A, B e C) (Fig. 2), sendo o primeiro transecto à jusante do PSFS (A), o segundo transecto central ao PSFS (B), e o terceiro transecto à montante do PSFS (C) dispostos perpendicularmente ao eixo da baía. Em cada um dos transectos foram distribuídos cinco pontos (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5) (Fig. 2), que

foram previamente georreferenciados. Os pontos foram distribuídos em diferentes isóbatas (m) ao longo do transecto: (Pontos 1 e 5 em 2m; Ponto 2 e 4 em 6m e Ponto 3 em 15m).

Figura 2 – Mapa com a localização da Baía Babitonga, com a ordem de disposição dos transectos de coleta (A, B e C) retângulos vermelhos e dos pontos de coleta (círculos vermelhos) em cada um dos transectos (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Variáveis físico-químicas

Nos pontos dos transectos foram determinadas a profundidade (m), salinidade, temperatura (°C), pH, sólidos totais dissolvidos (TDS ppt), oxigênio dissolvido (% O. D) e O.R.P. (*Oxydation Reduction Potential* mV) com um sensor multiparâmetros modelo Hanna HI830. As medições foram realizadas apenas uma vez em cada ponto dos transectos no verão, sendo repetidas no inverno, totalizando 15 medidas por estação. Os dados de precipitação (mm) foram obtidos a partir de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) derivado da estação meteorológica (1503 – Itapoá - INMET) e os

dados de velocidade de correntes de maré (cm/s) foram obtidos a partir de dados do Centro de Informação de Recursos Ambientais e Hidrometeorologia de Santa Catarina (EPAGRI/CIRAM), derivados da estação oceanográfica (2910- São Francisco do Sul – TESC II) *in situ* localizada no PSFS.

Variáveis sedimentológicas

Composição do sedimento

Em verão e inverno foram coletadas amostras de sedimento superficial nos cinco pontos de cada um dos três transectos (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5), sendo realizadas apenas uma vez em cada ponto dos transectos no verão, e repetidas no inverno, totalizando 15 amostras por estação. As amostras foram coletadas com um busca fundo Petersen de 0,06m² e armazenadas em potes plásticos de 300ml. Em laboratório as amostras foram desidratadas em estufa a 60°C e posteriormente determinadas as porcentagens de carbonato de cálcio (%) e matéria orgânica (%) pelo método de ignição (DEAN, 1974). Os diâmetros dos grãos da fração arenosa foram determinados através do método de peneiramento (SUGUIO, 1973) e das frações de silte e argila através do método da pipetagem (GALEHOUSE, 1971). Para a classificação dos diâmetros médios, seleção, assimetria, curtose e proporções de areia (% Areia), silte (% Silte) e argila (% Argila) das amostras de sedimento de cada ponto foi utilizado o software Sysgram 3.0 (CAMARGO, 2006).

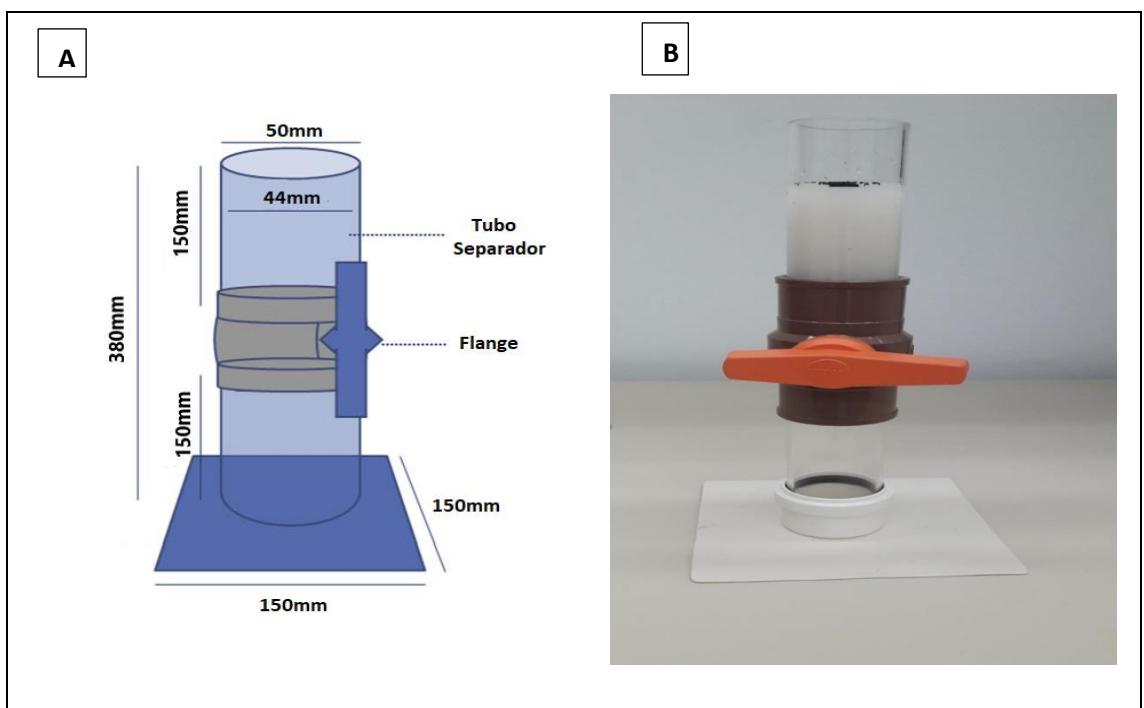
Metais pesados

Em verão e inverno foram coletadas amostras de sedimento nos cinco pontos de cada um dos três transectos (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5), sendo realizadas apenas uma vez em cada ponto dos transectos no verão, e repetidas no inverno, totalizando 15 amostras por estação. As amostras foram coletadas com o equipamento busca fundo modelo Petersen de 0,06m² e armazenadas em potes plásticos de 300ml. Em laboratório especializado, foram determinadas as concentrações nos sedimentos (mg / kg) de Cádmio (Cd), Chumbo (Pb) através do sistema SMWW, 23^a edição, 3120 B, EPA Método 3050 Be, e Mercúrio (Hg) através do método de PR-Tb-IN 008 e posteriormente confrontadas com os valores estabelecidos e regulamentados pela Resolução CONAMA nº 454, de 01 de novembro de 2012 - Sedimento de Água Salina/Salobra Nível 1 e pelo Programa de Sedimentos Costeiros da *National Oceanographic and Atmospheric Administration – NOAA*.

Detritos plásticos

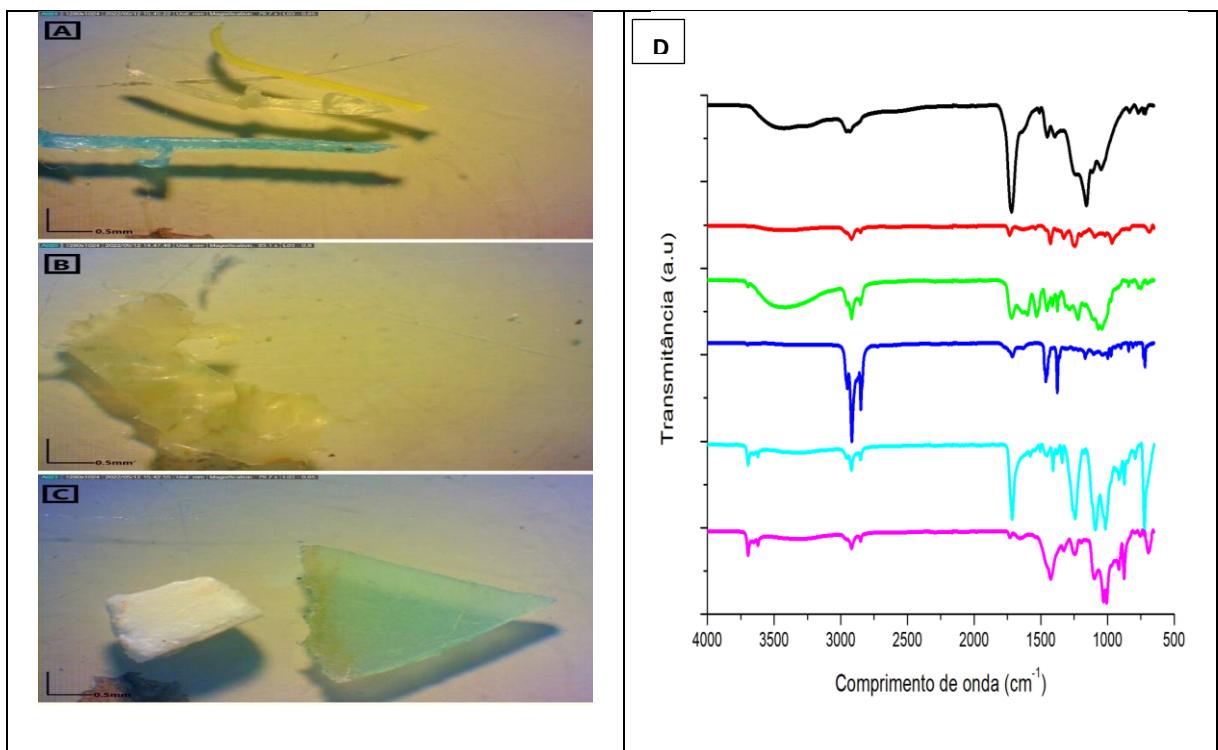
Em verão e inverno foram coletadas amostras de sedimento para extração dos detritos plásticos nos cinco pontos de cada um dos três transectos (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5), com três réplicas em cada ponto, totalizando 45 amostras por estação. As amostras foram coletadas com o equipamento busca fundo modelo Petersen de 0,06m², e armazenadas em sacos plásticos. Em laboratório foi aplicado o método de separação dos plásticos por flotação, utilizando o Cloreto de Zinco ($ZnCl_2$), a uma densidade de 1,5 g cm⁻³, possibilitando a flutuação e extração de polímeros de plásticos misturados aos sedimentos (Fig. 3) (COPPOCK et al., 2017), e filtradas em malha de 280 μm . Posteriormente, as amostras foram purificadas com Peróxido de Hidrogênio 60 volumes para eliminar os resíduos orgânicos nos plásticos e na sequência acondicionadas em placas de Petri individualmente e secas em estufa a 60°C por 48 horas. Os detritos plásticos foram identificados por inspeção visual, física e consistência. Todas as partículas que mantiverem suas características após a secagem na estufa foram consideradas plásticos (LIMA et al., 2015; FERREIRA et al., 2019). Após a secagem, os resíduos de plástico foram fotografados com uma câmera Dino-Eye AM4023X conectada a um microscópio estereoscópico Zeiss Stemi 2000 e as imagens analisadas com o programa DinoCapture 2.0 para determinar a densidade (n/0,06m²) e a área de superfície (mm²) dos fragmentos de plásticos e categorizá-los com base em Lima et al. (2015) e Lorenzi et al. (2020) como: filamentos de plástico (FP); plásticos sólidos (PS); plástico mole (PM) (Fig. 4). Em relação ao tamanho, os plásticos foram classificados como: microplásticos (<5 mm) e mesoplásticos (5 - 200 mm). Após os plásticos serem separados e agrupados, foi aplicado a técnica de Espectroscopia infravermelho transformada de Fourier (FTIR - *Fourier Transform Infrared Espectroscopy*), utilizada para caracterizar e identificar a presença das bandas de comprimento de onda de plásticos e determinar a composição estrutural dos plásticos (Fig. 4). Para isso, foi utilizado o equipamento Perkin-Elmer Spectrum, com 16 varreduras por amostra variando de 4000 a 500 cm⁻¹ e resolução de 4 cm⁻¹ usando o módulo atenuado de refletância total (ATR - *Attenuated Total Reflectance Module*).

Figura 3 – (A) Esquema representando as dimensões do equipamento construído por Coppock et al. (2017) para realizar a extração de detritos plásticos dos sedimentos e (B) modelo do equipamento construído extrair os detritos plásticos presentes nos sedimentos da Baía Babitonga.



(A) Fonte: Adaptado de Coppock et al., 2017. (B) Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Figura 4 - Exemplos das categorias de detritos plásticos encontrados na Baía Babitonga, Santa Catarina.
 (A) Filamento Plástico; (B) Plástico Mole; (C) Plástico Sólido; (D) Exemplos dos espectros de ATR-FTIR dos microplásticos.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Análises dos dados

Os valores de profundidade (m), temperatura (°C), salinidade (PSU), pH, O. R. P, oxigênio dissolvido (%OD) e sólidos totais dissolvidos (ppt), precipitação (mm), velocidade de corrente de maré (cm/s), das concentrações (mg/kg) de cádmio, chumbo e mercúrio e dos percentuais (%) de matéria orgânica, carbonato de cálcio, areia, silte argila e diâmetro médio (ϕ), assimetria, seleção e curtose dos grãos do sedimento e para os valores de densidade (n/0,06m²) e a área de superfície (mm²) dos fragmentos de plásticos agrupados nas categorias filamentos de plástico (FP); plásticos sólidos (PS); plástico mole (PM); densidade total (DT) e área total (AT) foram inicialmente submetidos respectivamente a testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnov (K-S), considerando *p*-valor < 0,05. Variáveis que não atendem a suposição de normalidade foram logaritmizadas e testados novamente. Para avaliar as diferenças significativas entre as estações (verão e inverno) foi aplicado o teste paramétrico (teste t) e não paramétrico (teste de Mann-Whitney U). Para avaliar as diferenças significativas por comparações entre transectos [A (A1, A2, A3, A4 e A5), B (B1, B2, B3, B4 e B5) e C (C1, C2, C3, C4 e C5)]. Considerando um gradiente de proximidade dos pontos de amostragem em relação à posição do porto, foi testada a significância das diferenças (*p*-valor < 0,05) das variáveis na comparação entre os pontos próximos (PROX: A1, A2, B1, B2, C1 e C2), intermediários (INTER: A3, B3 e C3) e distantes (DIST: A4, A5, B4, B5, C4 e C5) foram aplicadas as análises de variância paramétrica (ANOVA) e não paramétrica Kruskal-Wallis) para ambas as comparações (entre transectos e entre distâncias do porto). Quando as diferenças nas comparações foram significativas, foi aplicado os testes *post-hoc* de Tukey HSD para o teste paramétrico e de Comparações Múltiplas para o teste não paramétrico (UNDERWOOD 1997, VIEIRA 2010). Para determinar as relações dos agrupamentos das variáveis físico-químicas, sedimentológicas, metais pesados e detritos plásticos entre os transectos (A; B; C) e entre os pontos próximos (PROX), intermediários (INTER) e distantes (DIST) os valores médios de todas as variáveis físico-químicas, sedimentológicas, metais pesados e detritos plásticos foram submetidos a testes de normalidade (K-S) considerando *p*-valor < 0,05. Após foram aplicadas análises de componentes principais (PCA) ao conjunto de variáveis para determinar as relações dos agrupamentos (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

RESULTADOS

Variáveis ambientais e Metais Pesados

Os valores de temperatura da água (°C), salinidade (psu), pH, precipitação (mm), TDS (ppt) apresentaram valores significativamente ($p < 0,05$) maiores no verão (27,879 °C; 35,413 psu; 8,070; 0,763 mm; 26,968 ppt, respectivamente) e menores na estação do inverno (18,529 °C; 30,902 psu; 7,540; 0,189 mm; 23,686, respectivamente). Para os valores de O.R.P (mV) e velocidade de correntes de maré (cm/s) os valores foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no inverno (67,799 mV; 12,606 cm/s, respectivamente) que o verão (-13,893 mV; 9,986 cm/s, respectivamente) (Tabela 1). Notavelmente, os valores das variáveis da coluna d'água [profundidade (m), oxigênio dissolvido (%)], e da composição do sedimento [matéria orgânica (%), carbonato de cálcio (%), areia (%), silte (%), argila (%), diâmetro médio (ϕ), assimetria, seleção e curtose (Tabela 1) e das concentrações de metais pesados nos sedimentos superficiais [cádmio, chumbo e mercúrio (mg/kg)] não apresentaram diferenças significativas entre as estações do ano (Tabela 2).

Nas comparações entre os transectos de coleta (A, B e C) as diferenças não foram significativas para nenhuma das variáveis ambientais (Tabela 3) e de concentrações de metais no sedimento (Tabela 4). Entretanto, na comparação das variáveis ambientais entre as distâncias (Tabela 5), os valores das variáveis profundidade (m) e carbonato de cálcio (%) foram significativamente maiores na área intermediária (11,700 m; 39,340%, respectivamente) e menores valores nas áreas próxima (3,964 m; 16,319%, respectivamente) e distante (4,267 m e 20,144%, respectivamente). Para as demais variáveis ambientais as diferenças entre os valores nas comparações não foram significativas (Tabela 5). Na comparação dos metais a variável concentração de cádmio no sedimento (mg/kg) apresentou valores significativamente ($p < 0,05$) maiores na área distante do porto (2,172 mg/kg) que os valores nas áreas intermediária (1,267 mg/kg) próxima (1,373 mg/kg) (Tabela 6). Para os demais metais as diferenças entre os valores nas comparações não foram significativas (Tabela 6).

Tabela 1 - Resultados do teste t (t) e teste U de Mann-Whitney (U) comparando inverno (INV) e verão (VER), mostrando os valores médios, desvio padrão (dp) e comparações das variáveis ambientais, ns: diferença não significativa e *diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Verão (N=15)	Inverno (N=15)	t (p-valor)	U (p-valor)	N=30 gl=14
	Média (dp)	Média (dp)			Comparações
Temperatura °C	27,879 (0,167)	18,529 (0,412)	-	0,000 (0,000)*	VER > INV
Salinidade (PSU)	35,413 (2,960)	30,902 (0,840)	-	28,000 (0,000)*	VER > INV
Pluviosidade (mm)	0,763 (2,750)	0,189 (0,744)	-	26,094 (0,015)*	VER > INV
pH	8,070 (0,226)	7,540 (0,081)	8,531 (0,000)*	-	VER > INV
TDS (ppt)	26,968 (1,719)	23,686 (0,583)	6,999 (0,000)*	-	VER > INV
O.R.P (mV)	-13,893 (52,162)	67,799 (24,700)	-5,482 (0,000)*	-	INV > VER
Velocidade Maré (cm/s)	9,986 (6,828)	12,606 (6,232)	-	27,553 (0,000)*	INV > VER
Profundidade (m)	5,873 (3,424)	5,526 (3,716)	0,265 (0,792)	-	ns
Oxigênio Dissolvido (%)	33,626 (11,494)	41,026 (13,673)	-1,604 (0,119)	-	ns
Carbonato de Cálcio (%)	3,067 (0,498)	2,959 (0,582)	0,545 (0,589)	-	ns
Areia (%)	40,104 (25,273)	41,018 (23,881)	-0,101 (0,919)	-	ns
Silte (%)	53,383 (22,156)	52,681 (21,327)	0,088 (0,930)	-	ns
Matéria Orgânica (%)	7,534 (4,993)	7,012 (3,365)	0,336 (0,739)	-	ns

Continua na próxima página

Tabela 1 – Continuação:

Argila (%)	6,511 (3,502)	6,299 (2,685)	0,185 (0,854)	-	ns
Diâmetro Médio (ϕ)	4,368 (1,282)	4,356 (1,158)	0,027 (0,978)	-	ns
Seleção	2,080 (0,382)	2,064 (0,481)	0,099 (0,921)	-	ns
Assimetria	0,108 (0,198)	0,144 (0,202)	-0,496 (0,623)	-	ns
Curtose	0,622 (0,075)	0,643 (0,224)	-0,341 (0,735)	-	ns

Tabela 2 - Resultados do teste t (t) e teste U de Mann-Whitney (U) comparando inverno (INV) e verão (VER), mostrando os valores médios dos metais pesados, desvio padrão (dp) e comparações dos metais pesados, ns: diferença não significativa e *diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Verão (N=15)	Inverno (N=15)	N=30 gl=14		
	Média (dp)	Média (dp)	t (p-valor)	U (p-valor)	Comparações
Cádmio (mg/kg)	1,772 (1,038)	1,569 (0,740)	0,617 (0,541)	-	ns
Chumbo (mg/kg)	3,794 (1,739)	4,025 (1,662)	-0,373 (0,711)	-	ns
Mercúrio (mg/kg)	0,001 (0,000)	0,001 (0,000)	-	112,500 (0,983)	ns

Tabela 3 – Resultados das análises de variância (ANOVAs) para as variáveis ambientais comparando os transectos amostrais (A, B, C). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com *p*-valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Transectos			Comparações		
	A (N=5)	B (N=5)	C (N=5)	F (<i>p</i> -valor)	H (<i>p</i> -valor)	N=15 gl=4
Temperatura °C	23,312 (4,737)	23,487 (4,689)	23,154 (5,070)	-	0,196 (0,906)	ns
Salinidade (PSU)	33,246 (2,614)	31,943 (3,712)	30,897 (2,765)	-	2,712 (0,257)	ns
pH	7,850 (0,320)	7,855 (0,296)	7,825 (0,416)	0,011 (0,988)	-	ns
TDS (ppt)	25,483 (1,792)	24,953 (3,414)	23,818 (1,855)	0,508 (0,606)	-	ns
O.R.P (mV)	46,985 (67,884)	29,945 (36,489)	28,905 (26,501)	0,117 (0,889)	-	ns
Profundidade (m)	6,020 (4,256)	5,850 (3,333)	5,230 (3,197)	0,131 (0,877)	-	ns
Oxigênio Dissolvido (%)	34,190 (10,684)	42,952 (9,074)	44,389 (15,175)	1,838 (0,178)	-	ns
Matéria Orgânica (%)	6,613 (4,790)	6,855 (4,060)	8,352 (3,904)	0,486 (0,619)	-	ns
Carbonato de Cálcio (%)	22,600 (12,843)	24,460 (15,384)	20,480 (15,228)	0,302 (0,741)	-	ns
Areia (%)	47,627 (29,435)	42,448 (17,356)	31,610 (23,777)	1,156 (0,329)	-	ns
Silte (%)	46,280 (26,020)	52,018 (15,366)	60,799 (20,966)	1,185 (0,320)	-	ns

Continua na próxima página

Tabela 3 – Continuação:

Argila (%)	6,093 (3,470)	5,534 (2,651)	7,589 (2,960)	1,217 (0,311)	-	ns
Diâmetro Médio (Φ)	4,172 (1,449)	4,181 (1,022)	4,733 (1,128)	0,701 (0,504)	-	ns
Seleção	1,934 (0,474)	2,250 (0,360)	2,034 (0,421)	1,478 (0,245)	-	ns
Assimetria	0,199 (0,184)	0,102 (0,255)	0,168 (0,269)	0,618 (0,546)	-	ns
Curtose	1,092 (0,740)	0,829 (0,119)	0,823 (0,130)	1,232 (0,307)	-	ns

Tabela 4 – Resultados das análises de variância (ANOVAs) para os metais pesados comparando os transectos amostrais (A, B, C). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Transectos			Comparações		
	A (N=5)	B (N=5)	C (N=5)	F (p-valor)	H (p-valor)	N=15 gl=4
	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)			
Cádmio (mg/kg)	1,838 (1,300)	1,410 (0,645)	1,765 (0,586)	0,642 (0,533)	-	ns
Chumbo (mg/kg)	3,183 (1,662)	4,450 (1,364)	4,097 (1,865)	1,584 (0,223)	-	ns
Mercúrio (mg/kg)	0,001 (0,000)	0,001 (0,000)	0,001 (0,000)	-	0,000 (1,000)	ns

Tabela 5 - Resultados das análises de variância (ANOVAs) para as variáveis ambientais comparando as distâncias amostrais (Próximo: PROX, Intermediário: INTER e Distante: DIST). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Distância			Comparações		
	PROX (gl=5)	INTER (gl=2)	DIST (gl=5)	F (p -valor)	H (p -valor)	N=15
	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)			
Profundidade (m)	3,964 (2,985)	11,700 (1,597)	4,267 (1,731)	41,280 (0,000)*	-	INTER > (DIST = PROX)
Carbonato de Cálcio (%)	16,319 (5,742)	39,640 (18,973)	20,144 (10,998)	6,724 (0,004)*	-	INTER > (DIST = PROX)
Temperatura °C	23,312 (4,667)	23,163 (5,042)	23,400 (4,902)	-	2,417 (0,298)	ns
Salinidade (PSU)	33,175 (2,647)	32,346 (4,308)	30,723 (2,582)	-	4,675 (0,966)	ns
pH	7,854 (0,317)	7,815 (0,363)	7,847 (0,370)	0,049 (0,951)	-	ns
TDS (ppt)	25,748 (2,486)	24,750 (2,954)	23,755 (1,990)	2,235 (0,126)	-	ns
O.R.P	43,233 (40,018)	35,300 (39,430)	27,312 (56,470)	0,292 (0,748)	-	ns
Oxigênio Dissolvido (%)	36,913 (11,810)	39,325 (14,729)	44,700 (11,392)	0,879 (0,426)	-	ns
Matéria Orgânica (%)	6,038 (3,890)	8,252 (4,148)	8,019 (4,537)	0,865 (0,432)	-	ns
Areia (%)	42,719 (26,771)	40,858 (32,038)	38,257 (18,580)	0,096 (0,908)	-	ns
Silte (%)	51,093 (23,789)	52,665 (28,174)	55,156 (16,376)	0,102 (0,902)	-	ns
Argila (%)	6,189 (3,096)	6,476 (4,049)	6,587 (2,773)	0,049 (0,952)	-	ns

Continua na próxima página

Tabela 5 – Continuação:

Diâmetro Médio (Φ)	4,165 (1,470)	4,468 (1,262)	4,507 (0,919)	0,258 (0,774)	-	ns
Seleção	2,105 (0,386)	1,929 (0,683)	2,112 (0,326)	0,408 (0,668)	-	ns
Assimetria	0,199 (0,249)	0,105 (0,162)	0,139 (0,258)	0,325 (0,725)	-	ns
Curtose	0,899 (0,128)	1,145 (0,989)	0,814 (0,122)	0,821 (0,450)	-	ns

Tabela 6 - Resultados das análises de variância (ANOVAs) para os metais pesados comparando as distâncias amostrais (Próximo: PROX, Intermediário: INTER e Distante: DIST). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Distância			Comparações		
	PROX (gl=5)	INTER (gl=2)	DIST (gl=5)	F (p -valor)	H (p -valor)	N=15
	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)			
Cádmio (mg/kg)	1,373 (0,770)	1,267 (0,375)	2,172 (0,992)	3,785 (0,035)*	-	DIST > (INTER = PROX)
Chumbo (mg/kg)	3,738 (1,873)	3,660 (2,213)	4,207 (1,229)	0,303 (0,740)	-	ns
Mercúrio (mg/kg)	0,001 (0,000)	0,001 (0,000)	0,001 (0,000)	-	0,000 (1,000)	ns

Na Análise dos Componentes Principais (PCA) entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação do ano e as variáveis físico-químicas o Componente 1 (PC1) (Fig. 5) contribuiu com 48,90% da variância, e relacionou os transectos de coleta (A, B e C) durante a estação do verão com o aumento da temperatura (27,879 °C), salinidade (35,413 psu), pH (8,070) e TDS (26,968 ppt) e uma redução dessas variáveis nos transectos durante a estação do inverno. O componente 2 (PC2) (Fig. 5) contribuiu 18,42% da variância, que relacionou os transectos de coleta, sobretudo o C durante a estação do inverno com o aumento do oxigênio dissolvido (41,26%) e aumento nos transectos A e B do O.R.P. (58,080 e 49,438 mV, respectivamente).

Na análise PCA entre as distâncias em relação ao porto (Próximo; Intermediário; Distante) durante cada estação do ano e as variáveis físico-químicas o Componente 1 (PC1) (Fig. 6) contribuiu com 50,52% da variância, e relacionou as áreas de coleta (Próximo, Intermediário e Distante) durante a estação do verão com o aumento da temperatura (27,789 °C), salinidade (35,413 psu), pH (8,070) e TDS (26,968 ppt) e uma redução dessas variáveis durante a estação do inverno. O componente 2 (PC2) (Fig. 6) contribuiu 18,90% da variância, que relacionou as áreas intermediárias com os maiores valores de profundidade (11,700 m) em ambas as estações e a redução dessa variável nas áreas próximas e distantes.

Na análise PCA entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação do ano e as variáveis sedimentológicas e metais pesados o componente 1 (PC1) (Fig. 7) contribuiu com 38,29% da variância, que apresentou uma relação inversamente proporcional das concentrações das frações dos grãos arenosos e finos, com a maior concentração de areia no transecto A em verão e inverno (48,951 e 46,304%, respectivamente), e um agrupamento dos grãos de silte (63,420 e 58,179%) e argila (8,447 e 6,732%), assim como a porcentagem de matéria orgânica (8,512 e 8,192%) apresentaram os maiores valores no transecto C em verão e inverno respectivamente. O componente 2 (PC2) (Fig. 7) contribuiu com 18,42% da variância, agrupando o metal Cádmio no transecto A no inverno (1,816 mg/kg) e o metal Chumbo nos transectos B e C do verão (3,888 e 4,538 mg/kg, respectivamente) e inverno (5,012 e 3,656 mg/kg, respectivamente).

Na análise PCA entre as distâncias em relação ao porto (Próximo; Intermediário; Distante) durante cada estação do ano e as variáveis sedimentológicas e metais pesados o componente 1 (PC1) (Fig. 8) contribuiu com 39,37% da variância, que apresentou uma correlação das concentrações dos metais pesados e sedimentos finos nas áreas distantes em relação ao porto, nas estações de inverno e verão respectivamente, areia (37,300 e 39,214%), silte (55,814 e 54,498%), argila (6,886 e 6,288%), cádmio (1,953 e 2,390 mg/kg) e chumbo (4,0,14 e 4,400 mg/kg). O componente 2 (PC2) (Fig. 8) contribuiu com 25,63% da variância, e relacionou as áreas próxima ao porto com a assimetria dos grãos em verão e inverno (0,149 e 0,249, respectivamente) e um aumento na concentração de CaCO₃ nas áreas intermediárias em verão e inverno (43,740 e 35,540%, respectivamente).

Figura 5 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis físico-químicas (Profundidade (m), TDS (ppt), Salinidade (psu), pH, Temperatura ($^{\circ}$ C), Oxigênio Dissolvido (%O.D.), O.R.P (mV). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 48,90%) e 2 (PC2 18,42%).

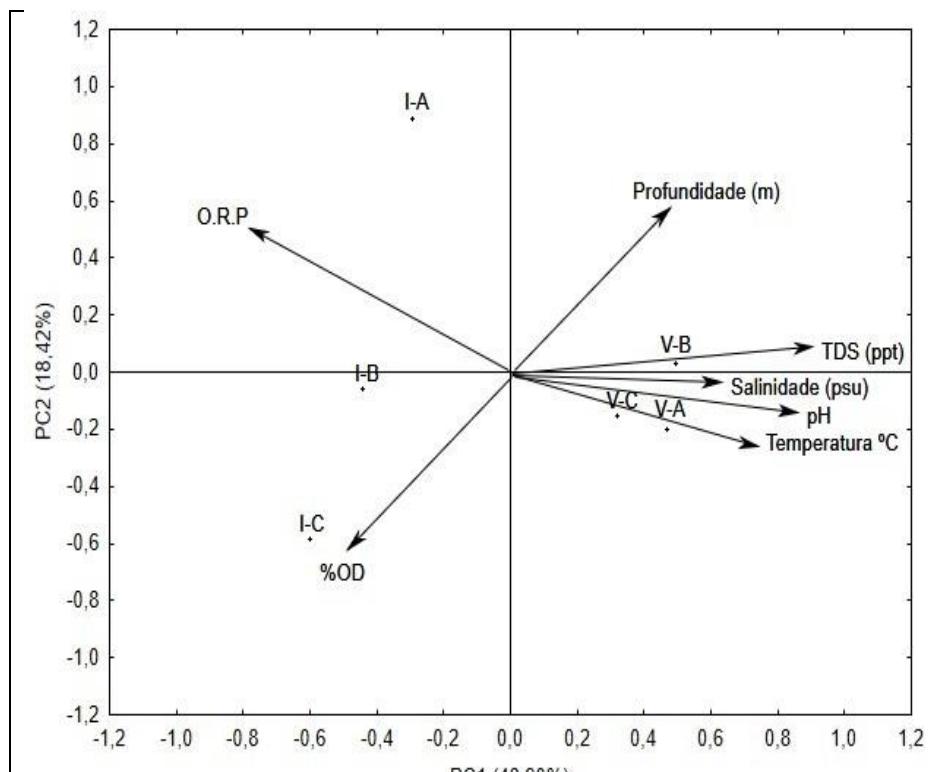


Figura 6 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre as distâncias em relação ao porto (PROX: Próximo; INTER: Intermediário; DIST: Distante) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis físico-químicas (Profundidade (m), TDS (ppt), Salinidade (psu), pH, Temperatura ($^{\circ}$ C), Oxigênio Dissolvido (%O.D.), O.R.P (mV). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 50,52%) e 2 (PC2 18,90%).

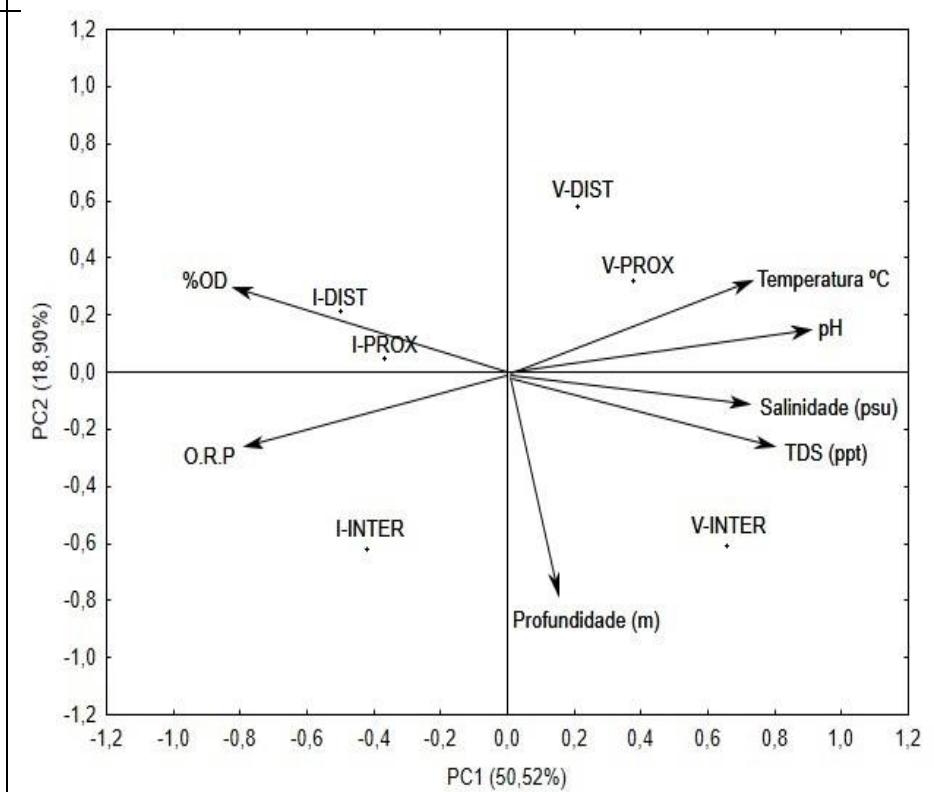


Figura 7 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis sedimentológicas (Curtose; Assimetria; Média; Seleção. % Areia; % Silte; % Argila; % M.O.; % CaCO₃) e metais pesados (Cádmio e Chumbo (mg/kg). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 38,29%) e 2 (PC2 28,73%).

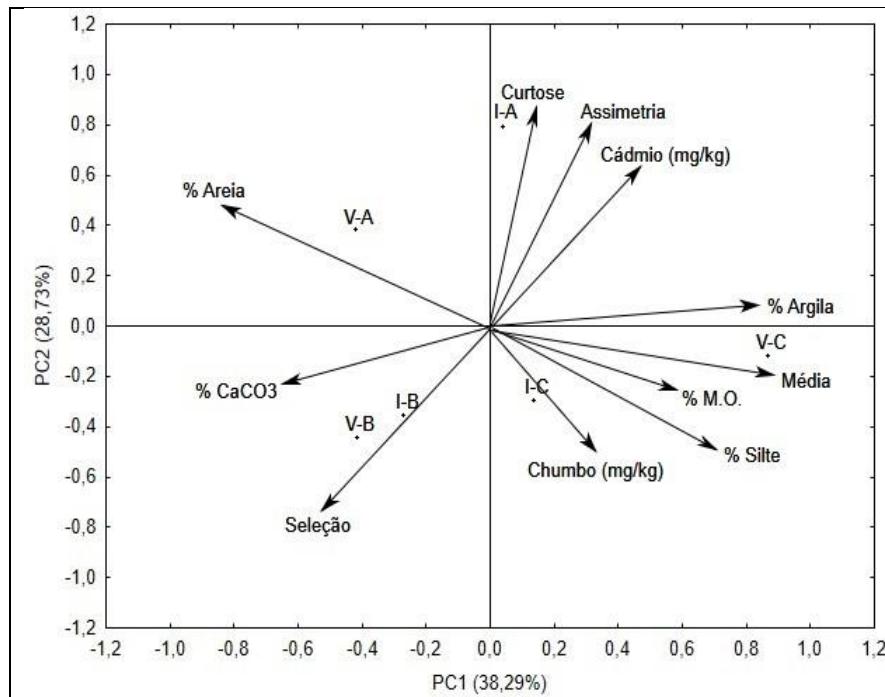
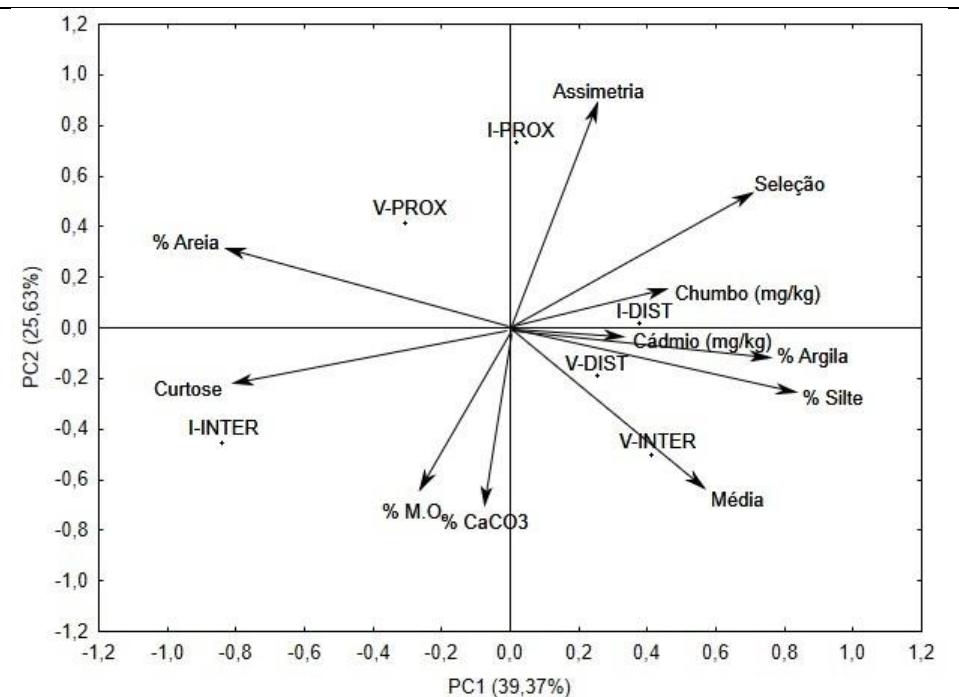


Figura 8 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre as distâncias em relação ao porto (PROX: Próximo; INTER: Intermediário; DIST: Distante) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis sedimentológicas (Curtose; Assimetria; Média; Seleção. % Areia; % Silte; % Argila; % M.O.; % CaCO₃) e metais pesados (Cádmio e Chumbo (mg/kg). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 39,37%) e 2 (PC2 25,63%).



Detritos Plásticos

Na comparação entre as estações do ano, foi possível evidenciar a presença dos plásticos em ambas, entretanto os resultados apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) com as maiores densidades totais ($n/0,06m^2$) no verão (6,044 $n/0,06m^2$) e menores no inverno (3,800) (Tabela 7). Em relação as categorias dos detritos, as concentrações de PM e PS (2,267 e 1,867, respectivamente) também foram significativamente maiores no verão quando comparadas ao inverno (1,356 e 1,200, respectivamente). Os filamentos plásticos não apresentaram diferenças significativas (Tabela 7). Em relação aos tamanhos (mm^2), nenhuma das categorias de detritos plásticos apresentou diferenças significativas entre as estações do ano (Tabela 7). Em relação ao tamanho, todas as categorias de partículas de plásticos com maior expressividade foram consideradas como microplásticos representando 62,85%, enquanto 37,15% das amostras foram consideradas mesoplásticos.

Os resultados das comparações entre os transectos (A, B e C) não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) nas densidades ($n/0,06m^2$) para as categorias de detritos plásticos (Tabela 8). Para os tamanhos (mm^2), o PM apresentou diferenças significativas ($p < 0,05$), com o maior valor no transecto C (2,565), seguido dos transectos B e A (1,695 e 1,559, respectivamente) (Tabela 8). As demais categorias de plásticos não apresentaram diferenças em seus tamanhos nas comparações entre os transectos (Tabela 8).

Tabela 7 - Resultados do teste t (t) e teste U de Mann-Whitney (U) comparando inverno (INV) e verão (VER), mostrando os valores médios, desvio padrão (dp) e comparações, ns: diferença não significativa e *diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Estação (N=45)		N=90 gl=44		
	Verão	Inverno	t (p -valor)	U (p -valor)	Comparações
	Média (dp)	Média (dp)			
a) Densidade (n/0,06m²)					
Densidade Total (DT)	6,044 (3,316)	3,800 (3,202)	3,265 (0,001)*	-	VER > INV
Plástico Sólido (PS)	1,867 (1,375)	1,200 (1,179)	-	722,00 (0,015)*	VER > INV
Plástico Mole (PM)	2,267 (1,827)	1,356 (2,047)	-	681,00 (0,005)*	VER > INV
Filamento Plástico (FP)	1,911 (2,087)	1,244 (1,190)	-	882,50 (0,296)	ns
b) Área de superfície (mm²)					
Área Total (AT)	4,930 (5,612)	8,170 (11,492)	-	7862,00 (0,475)	ns
Plástico Sólido (PS)	2,270 (3,584)	4,140 (7,024)	-	8059,00 (0,683)	ns
Plástico Mole (PM)	1,391 (2,597)	2,695 (5,823)	-	7841,00 (0,440)	ns
Filamento Plástico (FP)	1,269 (2,592)	1,335 (3,291)	-	8036,00 (0,671)	ns

Tabela 8 – Resultados das análises de variância (ANOVAs) para os detritos plásticos comparando os transectos amostrais (A, B, C). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Transectos (N=5)			Comparações		
	A	B	C	F (p -valor)	H (p -valor)	N=15 gl=4
	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)			
a) Densidade (n/0,06m²)						
Densidade Total (DT)	4,833 (3,364)	5,167 (3,640)	4,767 (3,390)	0,114 (0,891)	-	ns
Filamento Plástico (FP)	1,800 (1,919)	1,633 (1,712)	1,300 (1,535)	-	1,324 (0,517)	ns
Plástico Sólido (PS)	1,333 (1,155)	1,700 (1,418)	1,567 (1,382)	-	0,855 (0,652)	ns
Plástico Mole (PM)	1,700 (1,765)	1,833 (2,451)	1,900 (1,709)	-	0,647 (0,723)	ns
b) Área de superfície (mm²)						
Plástico Mole (PM)	1,559 (3,594)	1,695 (4,336)	2,565 (4,756)	-	6,959 (0,030)*	C > (B=A)
Área Total (AT)	7,012 (9,225)	4,911 (7,335)	7,047 (9,341)	-	5,261 (0,072)	ns
Filamento Plástico (FP)	1,789 (3,832)	0,844 (1,735)	1,320 (2,806)	-	5,249 (0,080)	ns
Plástico Sólido (PS)	3,665 (6,177)	2,372 (4,199)	3,162 (5,568)	-	0,820 (0,663)	ns

Os resultados das comparações entre as distâncias dos pontos de amostragem em relação ao porto apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$), com as maiores densidades (n/0,06m²) na área próxima (PROX) de PS e PM (2,556 e 2,778, respectivamente), com menores valores nas áreas intermediária (INTER) e distante (DIST) (1,056 e 0,750, respectivamente) e (0,944 e 1,278, respectivamente) (Tabela 9). Essas categorias influenciaram a DT, que também seguiu a mesma tendência e apresentou o maior valor na área próxima (7,306) em relação às áreas intermediária e distante (3,056 e 3,472, respectivamente) (Tabela 9) e as diferenças das densidades dos filamentos plásticos entre áreas não foram significativas (Tabela 9).

Na comparação entre distanciamentos dos tamanhos (mm²) dos detritos plásticos as diferenças foram significativas ($p < 0,05$) para PS e PM, com os maiores valores na área próxima (3,939 e 2,255, respectivamente) e menores valores nas áreas intermediária e distante (2,154 e 1,878, respectivamente) e (0,895 e 1,814, respectivamente) (Tabela 9). O tamanho total e tamanhos de FP foram iguais nas comparações entre as áreas (Tabela 9).

Na Análise dos Componentes Principais (PCA) entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação do ano e as variáveis de densidade dos plásticos (n/0,06m²) (FP; PM; PS) e área dos plásticos (mm²) (FP; PM; PS) o Componente 1 (PC1) (Fig. 9) contribuiu com 40,07% da variância, e agrupou os maiores valores de densidade dos plásticos em todos os transectos (A; B e C, respectivamente) sendo o FP (2,200; 1,800; 1,733 n/0,06m²), PM (2,000; 2,000; 2,800 n/0,06m²) e PS (1,600; 2,067; 1,933 n/0,06m²) e uma redução das densidades durante a estação do inverno. Em contrapartida o Componente 2 (PC2) (Fig. 9) contribuiu 21,26% da variância, e relacionou a maior área de superfície dos plásticos durante a estação do inverno em todos os transectos de coleta (A; B e C, respectivamente), sendo FP (2,022; 0,933; 0,721 mm²), PS (5,203; 2,423; 4,523 mm²) e PM (1,669; 1,886; 2,461 mm²) e uma redução da área de superfície durante o verão.

Na análise PCA entre as distâncias em relação ao porto (Próximo; Intermediário; Distante) durante cada estação do ano e as variáveis de densidade dos plásticos (n/0,06m²) (FP; PM; PS) e área dos plásticos (mm²) (FP; PM; PS) o Componente 1 (PC1) (Fig. 10) contribuiu com 39,96% da variância, e relacionou a área distante durante a estação do verão com a maior concentração de FP (2,222 n/0,06m²) e redução no inverno (0,667 n/0,06m²). O Componente 2 (PC2) (Fig. 10) contribuiu 21,52% da variância, e separou os grupos durante as estações, sendo a maior densidade durante o verão na área próxima ao porto PS (3,056 n/0,06m²) e PM (2,833 n/0,06m²) e as maiores áreas de superfície durante o inverno na área próxima PS (5,670 mm²) e PM (4,185 mm²).

Tabela 9 – Resultados das análises de variância (ANOVA) para os detritos plásticos comparando as distâncias amostrais (Próximo, Intermediário e Distante). Mostrando os valores médios, desvio padrão (dp), valor F da ANOVA paramétrica, valor H da ANOVA de Kruskal-Wallis, ns diferença não significativa e *: diferença significativa com p -valor < 0,05. N, número da amostra; gl, graus de liberdade;

Variáveis	Distância (N=6;3)			Comparações		
	PROX (gl=5)	INTER (gl=2)	DIST (gl=5)	F (p -valor)	H (p -valor)	N=15 gl=5;2
	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)			
a) Densidade (n/0,06m²)						
Densidade Total (DT)	7,306 (2,974)	3,056 (1,924)	3,472 (3,084)	21,141 (0,000)*	-	PROX > (INTER = DIST)
Plástico Sólido (PS)	2,556 (1,206)	1,056 (0,938)	0,750 (0,841)	-	39,492 (0,000)*	PROX > (INTER = DIST)
Plástico Mole (PM)	2,778 (2,269)	0,944 (1,305)	1,278 (1,542)	-	14,825 (0,000)*	PROX > (INTER = DIST)
Filamento Plástico (FP)	1,972 (1,748)	1,056 (1,056)	1,444 (1,904)	-	5,033 (0,807)	ns
b) Área de superfície (mm²)						
Plástico Sólido (PS)	3,939 (6,109)	2,154 (4,253)	1,878 (3,921)	-	15,919 (0,000)*	PROX = INTER > (DIST)
Plástico Mole (PM)	2,255 (4,997)	0,895 (3,159)	1,814 (3,132)	-	7,635 (0,022)*	PROX = DIST > (INTER)
Área Total (AT)	7,441 (10,236)	3,622 (4,929)	5,394 (6,390)	-	3,823 (0147)	ns
Filamento Plástico (FP)	1,247 (3,130)	0,573 (1,200)	1,701 (2,955)	-	5,206 (0,074)	ns

Figura 9 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre os transectos amostrais (A; B; C) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis de densidade dos plásticos ($n/0,06m^2$) (FP; PM; PS) e área dos plásticos (mm^2) (FP; PM; PS). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 40,07%) e 2 (PC2 21,26%).

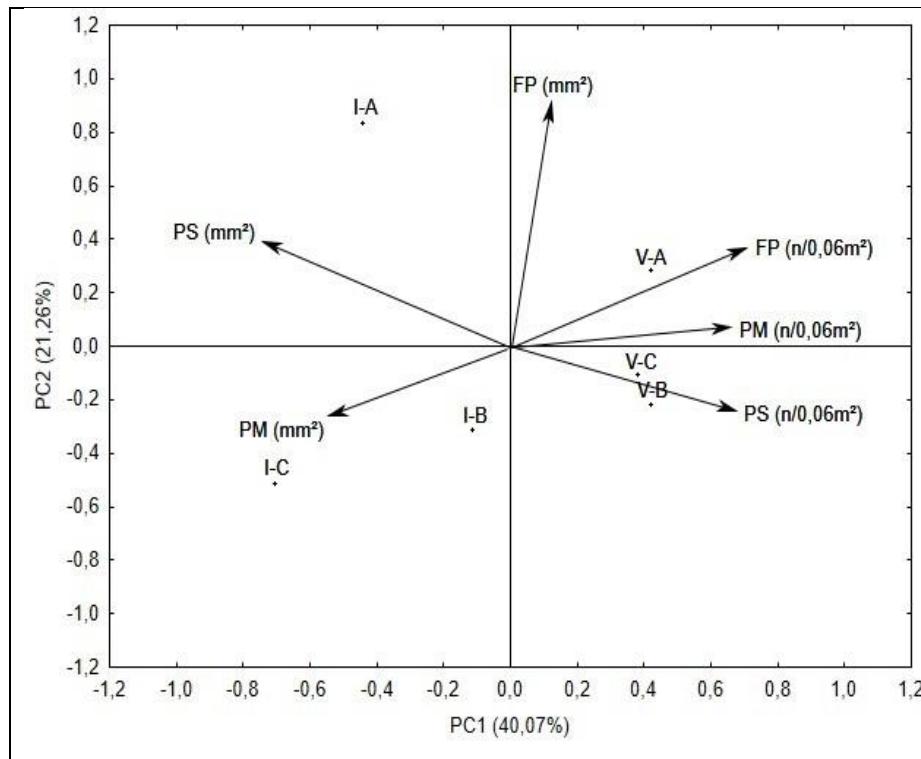
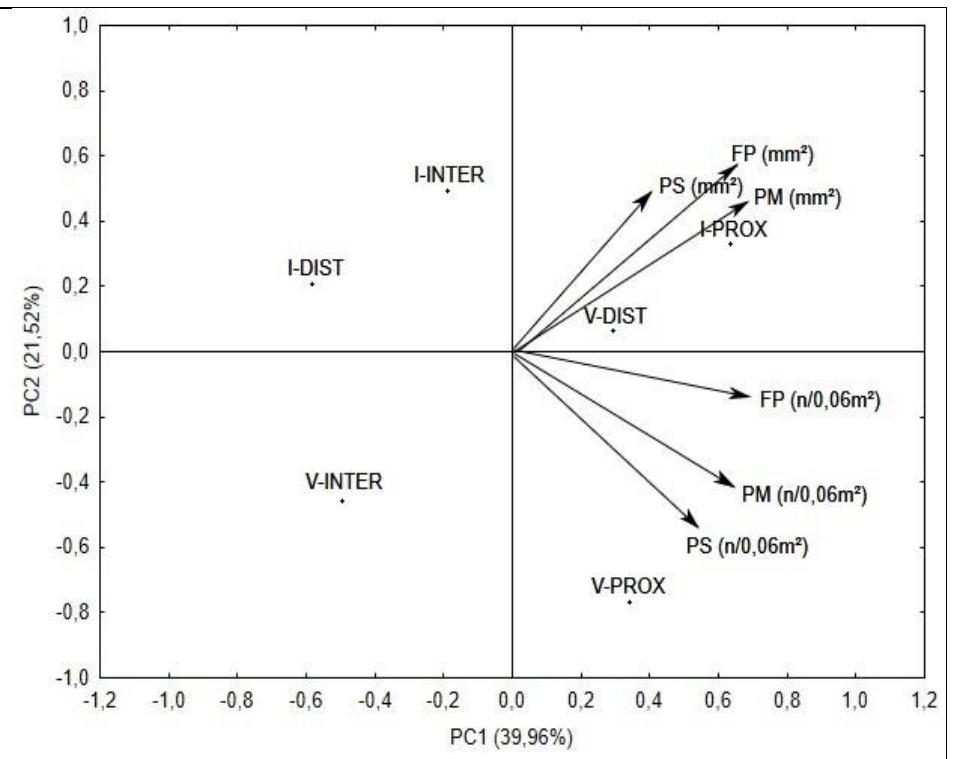


Figura 10 - Resultado da análise dos componentes principais (PCA) apresentando as correlações entre as distâncias em relação ao porto (PROX: Próximo; INTER: Intermediário; DIST: Distante) durante cada estação (I: Inverno; V: Verão) e as variáveis de densidade dos plásticos ($n/0,06m^2$) (FP; PM; PS) e área dos plásticos (mm^2) (FP; PM; PS). Porcentagens acumulativas de variância nos eixos 1 (PC1 39,96%) e 2 (PC2 21,52%).



As amostras A1AFP, A1BPM, A1CFP, A2BPM, A2CFP, A3AFP, A5CPS, A5CPS, B1BFP, B2AFP, B2BPM, B2BFP, B2CPS, B2AFP, B3BPM, B3CPM, B4APM, B4BFP, B4CFP, B5BFP, C1APM, C1BPS, C2APM, C2CPM, C3CFP, C3CPM, C4AFP, C5AFP, C5APM, C5BPM foram classificadas como polietileno (PE) através da análise de FTIR por apresentarem as bandas características desse material (Quadro 1). Foi possível identificar as amostras A4BFP, A4CFP, A5BPM, B3APS, C1APS, C1BPM, C2APS, C2BPM, C3CPS, C4BPM, C4CPM como poliéster pelas bandas típicas de FTIR (Quadro 1). As amostras A2AFP, A2BPS, A2CPS, A4PS, A5AFP, B1APM, B1CFP, B2APS, B2BPS, B2CPS, B2CPS, B4APS, C1BFP, C1CFP, C1CPM, C1CPS, C2AFP, C2BFP, C2BPS, C2CPS, C3BPS, C4APM, C4APS, C4CPM, C4CPS, C5APS foram identificadas como polibutadieno por terem apresentado os comprimentos de onda do polímero polibutadieno (Quadro 1).

Quadro 1. Comprimentos de onda e atribuições das bandas nos espectros de FTIR das amostras de microplásticos na estação do verão.

AMOSTRA	TIPO DE POLÍMERO	TIPO DE LIGAÇÃO	COMPRIMENTO DE ONDA (cm ⁻¹)	LITERATURA
A1AFP, A1BPM, A1CFP, A2BPM, A2CFP, A3AFP, A5CPS, A5CPS, B1BFP, B2AFP, B2BPM, B2BFP, B2CPS, B2BFP, B2CPS, B3BPM, B3CPM, B4APM, B4BFP, B4CFP, B5BFP, C1APM, C1BPS, C2APM, C2CPM, C3CFP, C3CPM, C4AFP, C5AFP, C5APM, C5BPM.	Polietileno (PE)	Ua (CH ₂)	2914	D'Amelia et al. (2016); Jung et al. (2018)
		Us (CH ₂)	2847	
		CH ₂	1470	
		CH ₂	1462	
		CH ₂ , vibração	730	
		CH ₂ , vibração	717	
		U do anel aromático	1602	
		U do anel aromático	1494	
		CH ₂	1452	
		=C-H	966	
		C-H de aromáticos fora do plano; =C-H	759	
		C-H de aromáticos fora do plano	698	
A4BFP, A4CFP, A5BPM, B3APS, C1APS, C1BPM, C2APS, C2BPM, C3CPS, C4BPM, C4CPM.	Poliéster	U(CH)	2927	Rasta et al. (2020); Tracey e Flinn (2012)
		C=O	1730	
		CH ₂ , trans de glicol	1340	
		Configuração trans de unidade de etileno glicol	975	
		OCH ₂ CH ₂	896	
		Anel benzênico	795	
A2AFP, A2BPS, A2CPS, A4PS, A5AFP, B1APM, B1CFP, B2APS, B2BPS, B2CPS,	Polibutadieno (PB)	Deformação CH2	1450-1340	Oliveira et al., (2017)
		Estiramento CH2	1300-1200	
		Vibração CH2	1500-1400	

B2CPS, B4APS, C1BFP, C1CFP, C1CPM, C1CPS, C2AFP, C2BFP, C2BPS, C2CPS, C3BPS, C4APM, C4APS, C4CPM, C4CPS, C5APS.				
--	--	--	--	--

DISCUSSÕES

As características ambientais encontradas no sistema estuarino da Baía Babitonga apresentaram padrões da dinâmica física descritos previamente em estuários da região sul do Brasil (Kjerfve et al., 2002), com influências sazonais, marcados principalmente pelas estações extremas (inverno e verão), com influxo direto sobre variáveis ambientais, como temperatura, salinidade, pH, pluviosidade, entre outras (Alvarez et al., 2013; Li et al., 2019; Souza et al., 2021). Apesar do volume de precipitação encontrado manter um padrão conhecido para a região, com os maiores volumes durante o verão, é importante ressaltar que o volume médio de chuvas encontrados durante o período deste trabalho (fevereiro, 2020), apresentou oscilações negativas aos padrões descritos previamente, pois, a precipitação média anual no Ecossistema Babitonga varia de 1700 a 2900 mm, sendo que o verão é a estação do ano mais chuvosa (600-900 mm) e o inverno é a estação mais seca (300-400 mm) (Koehtopp, 2021), e com ausência da influência direta do volume de chuva, a salinidade apresentou valores elevados, possivelmente influenciada pelas maiores temperaturas registradas no verão (Papenberg et al., 2010).

O verão austral, é caracterizado como a estação chuvosa em grandes áreas da América do Sul (AS), associada ao Sistema de Monções da América do Sul (Carvalho & Cavalcanti, 2016). No entanto, durante o verão 2019-2020, foi registrada precipitação abaixo do normal na maioria do continente (Gomes et al., 2021). Tal fato converge com os dados apresentados no relatório do observatório da Terra, elaborado pela NASA (2020), que indica a segunda seca mais severa registrada na AS desde 2002, que ocorreu de setembro de 2019 a outubro de 2020, período que compreende a variação sazonal abordada neste estudo. A seca reduziu as lavouras, reduziu o nível dos rios, afetando o transporte fluvial e reduziu a geração hidrelétrica. As altas temperaturas e a redução da umidade em alguns meses também impactaram negativamente, causando incêndios extensos e intensos em muitas regiões da AS, e, assim, o longo período de estiagem nas regiões centro e sul da AS, deixando impactos profundos nos setores sociais, econômicos e ambientais (Gomes et al., 2021).

Em relação a composição sedimentológica, os diâmetros médios dos grãos dos sedimentos da Baía Babitonga foram agrupados entre silte fino a areia fina, com exceção do ponto A1 que foi caracterizado por areia média, mas de forma geral, os resultados seguiram a tendência descrita para a Babitonga por Vieira & Horn Filho (2017), que classificaram texturalmente os sedimentos em areia fina

e três classes de depósitos lamosos, sendo classificados como pobremente selecionados, padrão semelhante ao observado por Lamour et al. (2004) na Baía de Paranaguá, também localizada na região sul do Brasil, no estado do Paraná, onde os diâmetros médios dos grãos variaram entre silte fino e areia fina, e também foram classificados como pobremente selecionados. Texturalmente, os sedimentos de fundo identificados na pesquisa de Lamour et al. (2004) possuem relação com as classes identificadas por Vieira et al. (2008); Vieira & Horn Filho (2017) e Cruz et al. (2021). Em comum, as pesquisas observaram padrões análogos, onde as maiores porcentagens de carbonato estão relacionadas com os sedimentos arenosos e as maiores porcentagens de matéria orgânica estão relacionadas a sedimentos finos (argila e silte), corroborando com os dados encontrado na presente pesquisa e reforçando os padrões sedimentológicos dos sistemas estuarinos descritos em trabalhos clássicos (Pritchard et al., 1967; Day Jr et al., 1987; Wright et al., 1999; Kjerfve et al., 2002).

A área abordada neste estudo contemplou a porção central da Babitonga, que é caracterizada por diferentes geomorfologias de fundo marinho, discriminadas em quatro grandes zonas de paisagem marinha: planície, banco, depressão e vertente, com predomínio de zonas de banco, que correspondem as áreas mais rasas da baía, concentradas nas margens da baía e com predominância de sedimentos finos e zonas de depressões, que marcam os canais mais profundos, sobretudo próximos ao canal principal, com maiores concentrações de depósitos arenosos (Vieira & Horn Filho, 2017). Refletindo a variabilidade de profundidades encontradas neste estudo. Os sedimentos representaram os padrões observados na Babitonga por Vieira et al. (2008), podendo ser agrupado em duas classes distintas: sedimentos litoclásticos (carbonatos < 30%) e litobioclásticos (> 30% carbonatos < 50%), conforme a classificação proposta por Larsonneur (1977). De acordo com Cruz et al. (2021) em um estudo durante a estação da primavera na Babitonga demonstram a presença, em dois pontos de coleta, de sedimentos bio-litoclásticos (50 a 70%) de carbonatos na porção intermediária, que corresponde à porção mais profunda do canal, indicando que ocorrem variações sazonais sobre a composição dos sedimentos da baía. Tal fato, pode estar associado aos fluxos hidrodinâmicos das marés na Babitonga, que neste caso apresentaram os maiores valores médios durante a estação do inverno, sendo a maior frequência de corrente de maré enchente, com velocidade moderadamente maior que a corrente de maré vazante, com tendência das correntes se deslocarem para ENE (vazantes) e WSW (enchente) (Silva, 2011).

A granulometria do fundo marinho está diretamente associada à retenção de materiais metálicos. Em sedimentos compostos por partículas finas, como silte e argila, há grandes áreas superficiais, o que contribui para a ocorrência de processos geoquímicos como absorção, adsorção e complexação de metais no sedimento (Tansel & Rafiudin, 2016). Na avaliação sazonal, os metais não apresentaram diferenças significativas, sendo que, mercúrio e chumbo a concentração encontrada não foi acima dos limites máximos permitidos, se enquadrando dentro dos parâmetros estabelecidos nacional e internacionalmente (Tabela 10). Entretanto, para o cádmio, os valores encontrados demonstram que este contaminante apresentou níveis acima dos permitidos nas duas estações do ano, com maiores valores no

verão (Tabela 10). De forma geral, os sedimentos arenosos, com maior presença de carbonato de cálcio, ficaram concentrados nas áreas de maior profundidade e hidrodinâmica no canal da baía, que apresentaram as menores concentrações de metais, uma vez que as partículas com maiores diâmetros médios dos sedimentos tendem a concentrar menos estes poluentes (Li et al., 2019).

Para os sedimentos superficiais de áreas mais rasas, compostos preferencialmente por sedimentos finos, tendeu-se a apresentar maiores concentrações de metais pesados, não havendo relação direta com os distanciamentos das áreas de coleta em relação ao porto. Com exceção ao Cádmio que apresentou as maiores concentrações na área distante ao porto, e novamente indicando valores elevados em relação aos estabelecidos (Tabela 10). Observando estudos de contaminações com metais nos sedimentos de ambientes costeiros em nível global, é possível concluir que a Babitonga apresentou níveis intermediários de contaminação (Tabela 11). Tansel & Rafiudin (2016) concluíram que em ambientes costeiros dos Estados Unidos, os metais podem apresentar concentrações até 10 vezes maiores em sedimentos finos em relação a sedimentos arenosos, no caso dos supracitados autores os valores dos metais variaram, cádmio 0 - 3,42; chumbo 25.25 - 264.67; mercúrio 0 – 8,05 (mg/kg) (Tabela 8). De acordo com Vane et al. (2020) em um estudo no Reino Unido no estuário do rio Thames, em Londres os valores encontrados foram superiores para todos os metais, sendo o cádmio 0,002 – 5,30; chumbo 1,0 – 150,6; e mercúrio 0, - 0,8 (mg/kg) (Tabela 11). Trabalhos realizados na Ásia, sobretudo na China, determinaram que as concentrações de cádmio, foram inferiores a Babitonga, como na Baía Hangzhou (Fan et al., 2020), que encontrou 0,130 (mg/kg), no Estuário Modaomen (Jia et al., 2021) 1,38 (mg/kg), padrão semelhante a estuário do rio Meghna, em Bangladesh que a concentração foi de 0,28 (mg/kg) (Momim et al., 2020) (Tabela 11). Entretanto, foi comum entre estes trabalhos nas regiões asiáticas, que chumbo e mercúrio apresentaram concentrações elevadas em relação a Babitonga (Tabela 11).

Avaliando a distribuição espacial dos metais na Babitonga, os resultados evidenciaram que as possíveis fontes de contaminação por metais não estão diretamente ligadas às atividades do PSFS, considerando ainda, que tais concentrações foram baixas quando comparadas a outros estudos, como o trabalho de Souza (2016), onde evidenciou-se através de uma amostragem espacial mais ampla dos sedimentos superficiais, que a principal fonte de dispersão de metais para a Baía Babitonga provém do interior do estuário, da Lagoa Saguaçú, também o relacionando a sedimentos lamosos de áreas rasas. De uma forma similar. Esse padrão pode ser reforçado por Battisti et al. (2022), que registrou as maiores concentrações de metais na Lagoa Saguaçú e no Rio Palmital. Dessa forma, essas evidências demonstraram uma clara relação com a proximidade da matriz industrial de Joinville, onde estão instaladas empresas com atividades de metalurgia e mecânica.

Tabela 10 – Valores limites de concentração (mg/kg) dos metais pesados em nível Nacional (CONAMA) e Internacional (NOAA);

Metal	Padrão Nacional	Padrão Internacional
	Resolução CONAMA 454/2012*	NOAA**
Cádmio	1,20	0,676 – 1,20
Chumbo	46,7	30,24 - 46,70
Mercúrio	40,3	42,3

* A Resolução CONAMA 454/2012 dispõe sobre os valores de referência para gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.

** Programa de Sedimentos Costeiros da National Oceanographic and Atmospheric Administration – NOAA.

Tabela 11 – Comparaçao das concentrações (mg/kg) de metais pesados na Baía Babitonga e em diferentes áreas costeiras em diversos locais do mundo.

Local	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)	Mercúrio (Hg)	Referência
1 – Rio Miami e Baía Biscayne, EUA.	0 – 3,42	25.25 - 264.67	0 – 8,05	Tansel & Rafiudin (2016)
2 – Baía Hangzhou, Yangtze River estuary – Leste China.	0.130	25.8	36.3	Fan et al. (2020)
3 – Estuário Modaomen, Sul China.	1,38	-	20,14	Jia et al. (2021)
4 - Yangtze River estuary - Leste China	0,02 – 2,20	1,12 – 99,24	0,001 – 0,556	Li et al. (2019)
5 - River Thames estuary Londres, Reino Unido.	0,002 – 5,30	1,0 – 150,6	0,1 – 0,8	Vane et al. (2020)
6 - Meghna River estuary, Noakhali Coast, Bangladesh.	0.28	12.48	-	Momim et al. (2020)
7 - Derwent estuary, Tasmânia, Austrália.	0,12	1,8	0,045	Macleod & Coughanowr (2019)
8 – Yellow River estuary, China.	0.78–2.50	17.59–36.67	-	Rao et al. (2018)

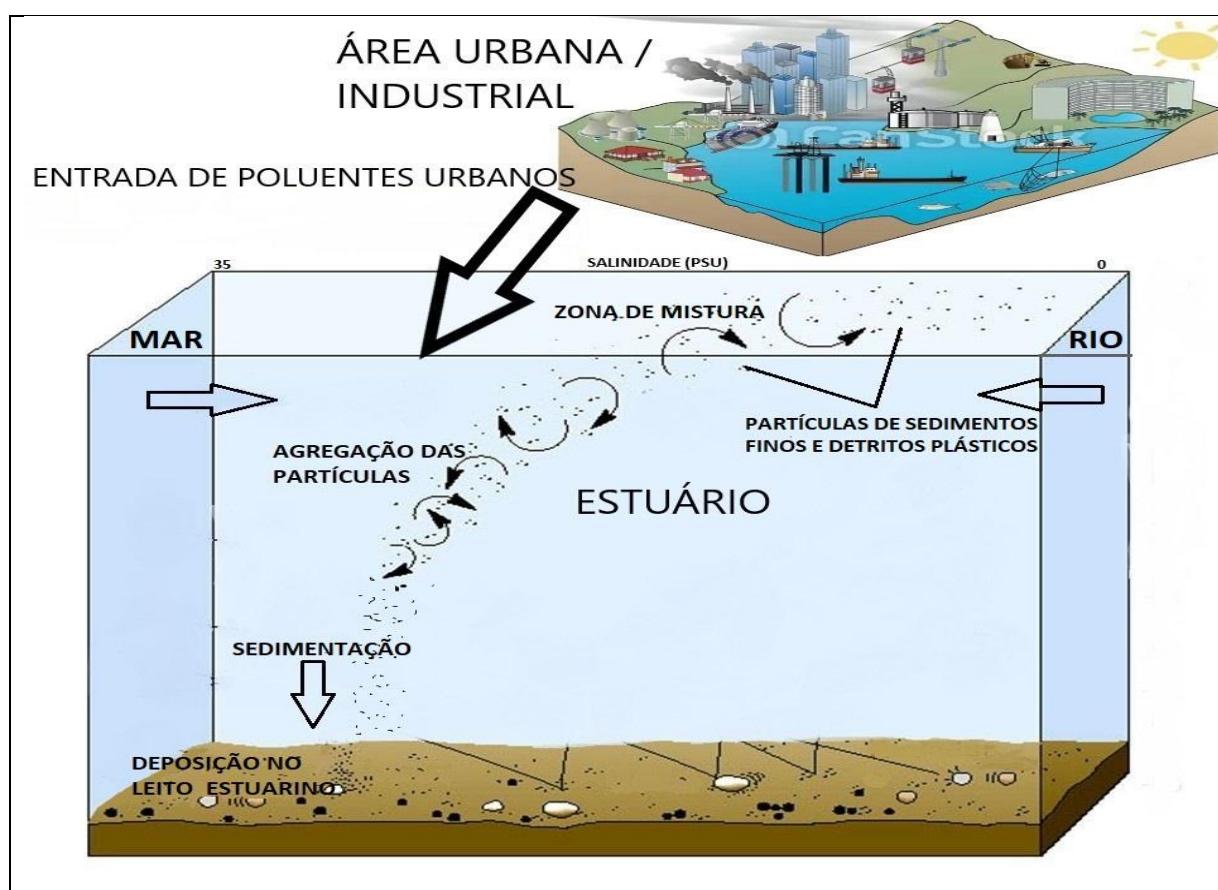
9 - Estuário do Rio da Prata, Uruguai.	0,76	20,23	-	Muniz et al. (2019)
10 – Baía Babitonga, SC, Brasil.	1,37 - 2,17	3,73 - 4,20	0,001	Este estudo (2023)

Sedimentos finos (silte e argila) são depositados através da agregação com outras partículas, possibilitando a estabilização no leito estuarino. A agregação ocorre principalmente pelo processo de floculação em zonas de mistura da água doce carregada de sedimentos finos transportados dos sistemas fluviais e água salina, auxiliada pela turbulência na coluna d'água, e por processo biológico (Choy et al., 2019) como por exemplo, a formação de pellets fecais e agregados de matéria orgânica. Do ponto de vista dos processos químicos, a sedimentação ocorre através das reações de troca catiônica entre a água do mar e o material siltíco-argiloso. A floculação, ocorre como resultado da força de atração molecular conhecida como força de Van Der Waals. Essa força não é particularmente forte, mas varia inversamente com a distância entre duas partículas de argila e tornam-se importantes quando as partículas são aproximadas (Wright et al., 1999). Sob o ponto de vista físico, Vieira et al. (2008) avaliaram a dinâmica espacial dos processos deposicionais na Babitonga, e concluíram que os dados sedimentológicos referentes à granulometria, concentração de matéria orgânica e carbonato biodetrítico, revelaram-se bons indicadores dos ambientes de deposição, expressando indiretamente a energia hidrodinâmica do ambiente. No entanto, os supracitados autores, avaliam que os parâmetros físico-químicos da coluna da água da baía poderão oferecer um detalhamento maior dos processos de transporte e circulação deste ambiente, sobretudo em estudos que privilegiem fenômenos sazonais.

Na água doce, a floculação não ocorre porque os minerais de argila normalmente carregam uma carga negativa e as partículas de argila com carga semelhante se repelem. Na água do mar, no entanto, os cátions em solução, que possuem cargas positivas, neutralizam essas cargas negativas, de modo que, quando as partículas de argila estão suficientemente próximas, a força de van der Waals domina e ocorre a floculação (Wright et al., 1999). Os quatro principais cátions na água do mar são Sódio (Na^+), Potássio (K^+), Magnésio (Mg^{2+}) e Cálcio (Ca^{2+}) (Braga, 2021) e são os principais participantes na floculação através do processo de troca catiônica. Esses mesmos elementos ocorrem nos argilominerais e a reação de troca ocorre principalmente com cátions ligados às superfícies das partículas por adsorção e, em extensão limitada, com cátions dentro da própria estrutura do mineral. A troca resulta em grãos líquidos de íons de Na^+ , K^+ e Mg^{2+} por argilominerais e uma perda líquida de íons Ca^{2+} dos argilominerais para a água do mar, embora o equilíbrio da mudança elétrica nos argilominerais e na água do mar permaneça inalterado. Entretanto, em estuários sujeitos à contaminação por efluentes industriais, quantidades significativas de metais pesados podem ser removidas da solução por adsorção em partículas de minerais argilosos, e então depositadas nos sedimentos (Wright et al., 1999). Partindo desta

lógica, o processo de floculação das partículas de sedimento e dos detritos plásticos podem sofrer efeitos similares, e, portanto, quando ocorre um aumento da salinidade, como relatado neste estudo durante a estação do verão, ocorre uma maior deposição de sedimentos em suspensão na coluna d'água e consequentemente uma maior deposição no leito marinho das partículas plásticas flutuantes (Fig. 11), uma vez que, os dados encontrados demonstraram que não existe uma clara relação entre a composição dos grãos de sedimento e dos detritos plásticos, padrão também observado em um estudo na região do mar mediterrâneo, que avaliou a deposição de microplásticos em sedimentos costeiros e não observou relações entre a composição sedimentológica e as taxas de detritos plásticos (Alomar et al., 2016).

Figura 11 – Desenho esquemático representando a entrada de poluentes e o processo de deposição no leito estuarino



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Atualmente a produção de plásticos é de cerca de 367 milhões de toneladas/ano (PlasticsEurope, 2021) e estima-se, que, entre 8–14 milhões de toneladas/ano entra no oceano (cerca de 3% de toda a produção); a introdução destes poluentes nos ecossistemas marinhos ocorre em diferentes formas, algumas partículas se perdem ou são deliberadamente descartados em áreas inadequadas (Jambeck et al., 2015). Este valor pode ser comparado com cerca de 12,5 bilhões toneladas/ano de sedimentos

transportados pelos rios ao ambiente marinho costeiro (Syvitski et al., 2005). A massa de sedimentos que entra nos oceanos por ano é, portanto, aproximadamente 1500 vezes maior que a massa de detritos plásticos. Além disso, a carga total de matéria orgânica (MO) que chega aos oceanos a partir de todos os rios é estimada em cerca de 400 milhões de toneladas/ano (Hedges et al., 1997), o que corresponde a cerca de 50 vezes mais do que a massa de plástico (ou seja, o plástico atualmente equivale a aproximadamente 2% da MO que entra nos oceanos). Os destinos da MO no ambiente marinho em suas diferentes formas, dissolvidas e particuladas, são muito distintos e desempenham diferentes papéis no ciclo de carbono da Terra (Hedges et al., 1997; Kandasamy & Nath, 2016).

Entretanto, é importante ressaltar que o crescimento projetado para a produção de plásticos pela indústria somente aumenta, com estimativa de triplicar a produção de plástico nos próximos 30 anos (Maes et al., 2021), e, se continuarmos produzindo e consumindo plásticos nos moldes atuais, estima-se que o oceano poderá conter mais peso em plásticos do que peixes até 2050 (Defruyt, 2019). No caso da Babitonga, e áreas marinhas adjacentes a presença de plásticos apresenta evidências científicas de contaminação na região. Em uma praia adjacente a baía foi descrevida por Stelmack et al. (2018) que em cinco parcelas de coletas no sedimento do ambiente praial coletou-se um total de 137,13kg de lixo marinho, sendo que, o plástico foi o material com maior expressividade, com 79,19%, seguido de borracha (6,79%) e vidro (6,67%), indicando claro predomínio do plástico sobre a contaminação costeira da ilha de São Francisco do Sul. A presença de resíduos sólidos também foi encontrada no trato gastrointestinal e descrita para três espécies de tartarugas marinhas que ocorrem na região, com elevadas taxas de frequência de ocorrência de resíduos sólidos, variando de 33,3% para *Eretmochelys imbricata*, 45,4% para *Caretta caretta* e 66,9% para *Chelonya mydas*, incluindo principalmente peças de plástico e artefatos de pesca segundo um levantamento de revisão sistemática dos trabalhos (Cremer et al., 2020). Bem como, já foi relatada a ingestão de plásticos por outras espécies de cetáceos da região como a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e do boto-cinza (*Sotalia guianensis*), evidenciando que, além de estarem sendo acumuladas nos sedimentos, estão sendo ingeridas e incorporadas na cadeia trófica deste ecossistema. Mesmo em áreas marinhas protegidas da região como a Laguna Acaraí, que está localizada nas adjacências da Babitonga e inserida dentro do Parque Estadual do Acaraí, os trabalhos de Lorenzi et al. (2020) e Lorenzi et al. (2021) demonstraram a presença de detritos plásticos flutuantes na coluna d'água, com variações sazonais das concentrações e influências dos sistemas atmosféricos e oceânicos sobre a presença e distribuição dos plásticos no sistema lagunar. Padrão também observado sobre os sedimentos de áreas protegidas, onde os plásticos também são encontrados, de acordo com o trabalho realizado por Alomar et al. (2016), registrou-se as maiores densidades de microplásticos nos sedimentos dentro de áreas marinhas protegidas em águas costeiras do Mediterrâneo. Essa parece ser uma tendência dos detritos plásticos, uma vez que devido às suas características, são transportados entre ambientes distintos (Lima et al., 2015). Portanto, se torna razoável a compreensão de que a gestão desses poluentes

precisa ser aplicada em grandes escalas, e não só em nível local (Maes et al., 2021; Andrés & Muñoz, 2022).

Dadas as densidades comparáveis entre partículas de sedimentos e de plásticos (Tabela 12), e considerando que o comportamento dos detritos plásticos como partículas de sedimento é convincente, se torna notável o que pode ser aprendido no campo da sedimentologia, a fim de orientar nossa compreensão do destino dos plásticos no ambiente marinho e, assim, informar as decisões de gestão sobre os ecossistemas costeiros. Pode-se esperar que o ambiente espelhe o destino das partículas sólidas de plástico com o destino das partículas de sedimentos que possuem propriedades físicas hidráulicamente equivalentes (Kane & Clare, 2019).

Além disso, uma vez que o plástico foi disperso no ambiente marinho em quantidades significativas apenas nos últimos 70 anos, representa um evento instantâneo (em tempo geológico) e, portanto, oferece uma oportunidade única para testar conceitos em sedimentologia por meio dos quais os resíduos plásticos podem ser usados como elementos traçadores passivos para o transporte de sedimentos em ambientes marinhos de deposição. O conceito de equivalência hidráulica é de importância crítica para a analogia do termo “plástico como sedimento” (Enders et al., 2019; Kane & Clara, 2019). Isto significa que, uma partícula de plástico com um determinado tamanho, forma e densidade se comportará no ambiente de uma maneira que é comparável a uma partícula de sedimento de ocorrência natural em relação ao seu tamanho, forma e densidade. Por exemplo, o quartzo tem uma densidade de 2,65 g/cm³. Em contraste, as densidades das partículas de plástico variam de cerca de 0,9 a 1,4 g/cm³ (Tabela 12). De fato, a densidade da maioria minerais naturais são maiores que os plásticos, variando entre cerca de 1,7 e 3,0 g/cm³. Também é verdade que a maioria dos grãos naturais não são esferas perfeitas, mas têm uma ampla gama de formas, o mesmo que para partículas de plástico como visto em imagens de estudos de campo. Entretanto, é de extrema importância destacar que em alguns casos os polímeros de plásticos podem se tornar mais densos do que a água do mar, e assim, transportados para o fundo, especialmente em áreas abrigadas (Pinheiro et al., 2020). Da mesma forma, o processo de bioincrustação por microorganismos e/ou algas pode mudar a densidade dos plásticos e auxiliar no seu transporte da coluna d’água para o fundo marinho (Coppock et al., 2017; Pagter et al., 2020).

Estudos estimam que os plásticos flutuantes representam apenas 15% do total do lixo sólido encontrado nos oceanos, enquanto 85% permanecem depositados nos sedimentos marinhos, desde ambientes rasos até em grandes profundidades (Hallanger & Gabrielsen, 2018; Choy et al., 2019). Portanto, hoje os detritos plásticos são os poluentes com a maior capacidade de dispersão nos ecossistemas marinhos e precisam de uma atenção conjunta de governos em nível mundial. O polietileno é um plástico encontrado com grande facilidade pois é bastante versátil, sendo utilizado na fabricação de embalagens, garrafas, sacolas e potes plásticos (Nakat, et al., 2023). Os poliésteres vêm sem usados

para a fabricação de embalagens, filmes plásticos, enxertos ortopédicos (Gao et al., 2022). O polibutadieno é utilizado para a fabricação de pneus, mangueiras, bolas de golfes, em matérias de construções e borras sintéticas de maneira geral (Vega-Herrera et al., 2022)

Tabela 9 - Densidade de diferentes tipos de partículas de plástico em comparação com a densidade de partículas de sedimento que ocorrem naturalmente. Fonte: Adaptado de Harris, 2020.

Detritos Plásticos		
Composição Química	Densidade g/cm ³	Exemplo
Polipropileno (PP)	0,92	Tampas de garrafa, corda;
Polietileno (PE)	0,95	Sacolas;
Poliestireno (FPS)	1,01-1,09	Flutuadores;
Poliamida (Nylon)	1,15	Redes de pesca, roupas;
Acetato de celulose	1,24	Filtro de cigarro, roupas;
Cloreto de polivinila (PVC)	1,30	Plásticos filme, forros;
Tereftalato de polietileno (PET)	1,39	Garrafas;

Partículas Naturais		
Matéria Orgânica	0,9 – 1,3	Madeira, folhas, algas e outros detritos;
Montmorilonita	1,7 – 2,0	Argila;
Caulinita	2,16 – 2,68	Argila;
Quartzo	2,65	Areia;
Calcita	2,71	Cocólitos, bivalves, gastrópodes;
Aragonita	2,95	Corais, pterópodes, bivalves, gastrópodes;

Como uma cidade histórica, São Francisco do Sul se desenvolveu de forma totalmente desordenada e sem nenhum planejamento de infraestrutura urbano, com diversas áreas de ocupações irregulares, com áreas de aglomerados urbanos e industriais às margens de ecossistemas costeiros (De Oliveira & Widmer, 2022). A evidente falta de planejamento no município pode estar diretamente relacionada com o aumento das concentrações de plásticos na área próxima ao porto, pois além do porto,

são realizadas diversas atividades de transporte e armazenamento destes materiais na área retroportuária da cidade. É possível observar ainda a presença de outros resíduos sólidos na região próxima ao porto, com destaque para restos de mateiras de construção (Fig. 12).

Figura 12 - Exemplos de outros resíduos sólidos encontrados nas amostras de sedimento da Baía Babitonga (ferro, tijolos, tecidos e concreto).



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

O sistema industrial-portuário da região da Baía Babitonga opera historicamente em uma lógica de estreita integração com os mercados nacionais e internacionais, que pouco vem considerando as especificidades ecológicas e culturais do território (Gerhardinger et al., 2021). Em termos gerais, as consequências deste modelo podem estar associadas ao avanço da degradação ambiental, do comprometimento de serviços ecossistêmicos e da vulnerabilidade das instituições de ação coletiva dos usuários dos recursos naturais (Nash et al., 2020), vislumbrando-se a região no entorno da Baía Babitonga como um território distinto, devido ao patrimônio natural, histórico e cultural deste importante ecossistema no Atlântico Sul (Cremer et al., 2006; Carli & Cremer, 2021). Sendo uma das principais formações estuarinas da costa brasileira, seus 7.275 ha de manguezais e 177,3 km² de área de superfície aquática interna (Possamai et al., 2010), representam um importante refúgio para a alimentação, reprodução, criação e desenvolvimento de diversos recursos marinhos (Nogueira-Junior &

Costa, 2019) e de importantes recursos pesqueiros para a pesca artesanal e comercial da região sul do Brasil (Vieira et al., 2018). Além das pressões antrópicas já existentes na Baía Babitonga, há ainda diversas propostas de expansão industrial em andamento, com destaque para um terminal graneleiro com licença de instalação emitida, em área contígua às instalações do Porto de São Francisco do Sul, além de um estaleiro e outros três portos em fase de licenciamento (Gerhardinger et al., 2018).

O Brasil possui um programa de gestão costeira estruturado desde 1988, com a promulgação da Lei Nacional de Gerenciamento Costeiro (Brasil, 1988). A norma estabelece, com base na Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) e na Política Nacional de Recursos do Mar (PNRM), o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC) (Cirm, 1997), que é operacionalizado no âmbito do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro (GERCO) e estabelece normas gerais que visam ao ordenamento do uso dos recursos naturais e da ocupação dos espaços costeiros (Scherer et al., 2014; Guião & Scherer, 2018). Para isso, considera instrumentos de gestão que permitem a efetivação das ações relacionadas à costa. De acordo com Andrade & Scherer (2014) a não execução das ações propostas pelo GERCO tem facilitado práticas não sustentáveis, que intensificam a perda de recursos naturais e serviços ambientais costeiros (Hillebrand et al., 2018).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente, a poluição dos ecossistemas aquáticos vem reduzindo de maneira significativa a qualidade ambiental e a diversidade biológica em todo o mundo. A extrema necessidade de um mundo mais sustentável, levou aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) em 2015. Uma característica essencial da Agenda ODS 2030 é o reconhecimento de que, o desenvolvimento social e econômico depende da gestão sustentável do ambiente natural e de seus recursos. No entanto, esta gestão parece não estar implicando em melhorias reais das zonas costeira e marítima brasileira, nos aspectos da conservação dos sistemas ambientais, dos seus serviços ecossistêmicos e do bem-estar humano. A Baía Babitonga apresentou níveis de contaminação por metais pesados e detritos plásticos, fato que deve ser monitorado por autoridades responsáveis para uma gestão integrada e eficiente deste importante ecossistema. Para proteger e melhorar a saúde dos ambientes marinhos do Brasil e do mundo, a poluição química e de resíduos sólidos - plásticos em particular - deve ser reduzida drasticamente; as reservas marinhas devem aumentar significativamente; e as áreas costeiras precisam de maior proteção. A economia azul oferece um potencial notável, uma vez que, os bens e serviços do oceano geram 2,5 trilhões de dólares por ano e contribuem com mais de 31 milhões de empregos diretos. Precisamos de ação urgente em escala global para colher esses benefícios e para conseguir proteger os ecossistemas marinhos das muitas pressões que enfrentam e ao mesmo tempo garantir o desenvolvimento socioeconômico sustentável para as próximas gerações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., DE MORAES GONÇALVES, J.L., SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Z.** 22, 711–728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ANDRADE, J.; SCHERER, M.E.G. Decálogo da gestão costeira para Santa Catarina: avaliando a estrutura estadual para o desenvolvimento do Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro. **Desenvolvimento e Meio ambiente**. 29, 139-154, 2014. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v29i0.31405>

ANDRÉS, M.; BARRAGÁN, J. M.; SANABRIA, J.G. Ecosystem services and urban development in coastal Social-Ecological Systems: The Bay of Cádiz case study. **Ocean & Coastal Management**, 154, 155-167, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.011>

ANDRÉS, M.; MUÑOZ, J.M.B. The limits of coastal and marine areas in Andalusia (Spain). A socio-ecological approach for ecosystem-based management. **Land Use Policy**, 120, 106250, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106250>

ANTAQ – AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES AQUAVIÁRIOS. Meio Ambiente.

Disponível em: http://www.antaq.gov.br/Portal/MeioAmbiente_ImpactosAmbientais.asp. Acessado em: 15 de outubro, 2022.

APSFS – Autoridade Portuária de São Francisco do Sul, 2017. Estatística. Disponível em: <<https://portosaofrancisco.com.br/s-estatistica/>>. Acessado em: 10 de agosto, 2022.

APSFS – Autoridade Portuária de São Francisco do Sul, 2021. Estatística. Disponível em: <<https://portosaofrancisco.com.br/s-estatistica/>>. Acessado em: 15 de agosto, 2022.

BAKSHI, M.; RAM, S. S.; GHOSH, S.; CHAKRABORTY, A.; SUDARSHAN, M.; CHAUDHURI, P. Micro-spatial variation of elemental distribution in estuarine sediment and their accumulation in mangroves of Indian Sundarban. **Environmental Monitoring and Assessment.** 189(5), 221. 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5891-9>

BARLETTA, M.; LIMA, A. R.; COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment**, 651. 1199-1218. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>

BATTISTI, F.; FURTADO, P.R.P; WISBECK, E.; TURECK, C.R.; LORENZI, L.; CHAVES, M.C. Avaliação da biodisponibilidade de metais em sedimento marinho da Baía Babitonga – Santa Catarina *In:* João Carlos Ferreira de Melo Júnior; Luciano Lorenzi. (Org.). Sistemas naturais antropizados: desafios à conservação da biodiversidade. 1ed.Curitiba: Bagai, 2022, v. 1, p. 122-132.

BEAUMONT, N.J.; AANESEN, M.; AUSTEN, M.C.; BÖRGER, T.; CLARK, J.R.; COLE, M.; HOOPER, T.; LINDEQUE, P.K.; PASCOE, C.; WYLES, K.J. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. **Marine Pollution Bulletin**, 142. 189-195. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>

BOEREMA, A.; MEIRE, P. Management for estuarine ecosystem services: a review. **Ecological Engineering**. 98, 172-182, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.051>

BRAND, J.H.; SPENCER, K.L.; O'SHEA, F.T.; LINDSAY, J.E. Potential pollution risks of historic landfills on low-lying coasts and estuaries. **Water**. 5(1), e1264. Wiley Interdisciplinary Reviews. 2018. <https://doi.org/10.1002/wat2.1264>

BRASIL. Lei Federal n. 6.938, de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente e dá outras providências. Brasília: D.O.U de 16/05/1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acessado em: 12 de abril, 2022.

BRASIL. **Lei Federal n. 7.661, de 1988.** Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília: DOU de 16/05/1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7661.htm>. Acessado em: 14 de abril, 2022.

CAMARGO, M. G. SYSGRAN: um Sistema de códigos abertos para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociênci**a, v. 2, n. 36, p. 371-378, 2006.

CARVALHO, L.M.V.; CAVALCANTI, I.F.A. The South American Monsoon System (SAMS) L. de Carvalho, L. Jones, C. (Eds.), **The Monsoons and Climate Change**, Springer Climate 2016. [10.1007/978-3-319-21650-8_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-21650-8_6)

CASTRO, P.; HUBER, M.E. **Biologia Marinha**. 8º ed. Porto Alegre. MacGraw Hill/Artmed. 450 p. 2012. ISBN 8580551021.

CHOY, C.A.; ROBISON, B.H.; GAGNE, T.O.; ERWIN, B.; FIRL, E.; HALDEN, R.U.; VAN HOUTAN, K.S. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. **Scientific reports**, 9(1), 7843, 2019.

CIRM – Comissão Interministerial para os Recursos do Mar. Resolução 05 de 1997. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II (PNGC II). Brasília: DOU de 1997. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br.secirm/files/resolucao-5-1997.pdf>>. Acessado em: 10 de abril, 2022.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº454/2012. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>>. Acessado em: 20 de abril, 2022.

COPPOCK, R. L.; COLE, M., LINDEQUE, P. K.; QUEIRÓS, A. M.; GALLOWAY, T. S. A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. **Environmental Pollution**, 230, 829-837. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.017>

COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Special challenges in the conservation of fishes and aquatic environments of South America. **Journal of Fish Biology**, 89, 4-11. 2016.
<https://doi.org/10.1111/jfb.12970>

CRAIN, C.M., KROEKER, K., HALPERN, B.S. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. **Ecology Letters**, 11, 1304–1315. 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>

CREMER, M.J.; MORALES, P.R.D.; OLIVEIRA, T.M.N. **Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga**. Joinville: Editora UNIVILLE. 2006.

CREMER, M.J.; DE SOUZA, T. F.; DOMICIANO, I. G.; GOLDBERG, D.W.; WANDERLINDE, J. Tartarugas marinhas no litoral norte de Santa Catarina e Baía Babitonga. **Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha**, 9, eb2020002-eb2020002. 2020.
<https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol9.675eb2020002>

CRUZ, C.A.; LORENZI, L.; VIEIRA, C.V. Variação geoespacial da concentração de chumbo em sedimentos superficiais em áreas adjacentes ao porto de um estuário subtropical. In: João Carlos Ferreira de Melo Júnior; Luciano Lorenzi. (Org.). **Qualidade ambiental de praias urbanas: subsídios para o desenvolvimento sustentável**. Joinville: Editora UNIVILLE, v. 1, p. 113-128, 2021.

DANOPOULOS, E.; JENNER, L.C.; TWIDDY, M.; ROTCHELL, J.M. Microplastic Contamination of Seafood Intended for Human Consumption: A Systematic Review and Meta-Analysis. **Environmental Health Perspective**, 128, 126002. 2020. <https://doi.org/10.1289/EHP7171>

DAY JR, J.W.; HALL, C.A.S.; KEMP, W.M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Estuarine Ecology**. New York: John Wiley & Sons. 1987.

DEAN, W.E. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. **Journal of Sedimentary Petrology**. 44:242-248. 1974. <https://doi.org/10.1306/74D729D2-2B21-11D7-8648000102C1865D>

De FREITAS, R. R.; GERHARDINGER, L.C.; COSTA, P.C.P.; SEIXAS, C.S. Governança dos oceanos na Rio+20: o debate sobre áreas marinhas protegidas na perspectiva da gestão compartilhada. In: CASTRO, F.; FUTEMMA, C. (Orgs.) **Governança Ambiental no Brasil**. Editora Paco, p: 137-168. 2015. ISBN: 9788581488790.

DE OLIVEIRA, R.A.; WIDMER, W.M. Contribuições para elaboração de um plano municipal de adaptação dos efeitos das mudanças climáticas-São Francisco do Sul-SC. **Brazilian Journal of Development**, 8(1), 7452-7481. 2022. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n1-502>

ENDERS, K.; KÄPPLER, A.; BINIASCH, O.; FELDENS, P.; STOLLBERG, N.; LANGE, X.; LABRENZ, M. Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies. **Scientific Reports**, 9(1), 1-15. 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50508-2>

FAN, H.; CHEN, S.; LI, Z.; LIU, P.; XU, C.; YANG, X. Assessment of heavy metals in water, sediment and shellfish organisms in typical areas of the Yangtze River Estuary, China. **Marine Pollution Bulletin**, 151, 110864, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110864>

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome. 2020. Disponível em: <<http://www.fao.org/state-of-fisheries-aquaculture>>. Acesso em: 20 de maio, 2022.

FERREIRA, G.V.B.; BARLETTA, M.; LIMA, A.R.A. Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics? **Science of the Total Environmental**, v. 655, p. 292–304, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.229>

FONSECA, E. F.; BAPTISTA-NETO, J. A.; SILVA, C. G. Heavy metal accumulation in mangrove sediments surrounding a large waste reservoir of a local metallurgical plant, Sepetiba Bay, SE, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, 70, 643-650. 2013. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2148-3>

GALEHOUSE, J. S. Sedimentation analysis. In: **Procedures in sedimentary petrology**. Wiley-Interscience, New York. 1971. pg.69-94.

GARCÍA-ONETTI, J., SCHERER, M.E.G., BARRAGÁN, J.M. Integrated and ecosystemic approaches for bridging the gap between environmental management and port management. **Journal of Environmental Management**, 206, 615–624. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.004>

GATTRINGER, C.W. A Revisited Conceptualization of Plastic Pollution Accumulation in Marine Environments: Insights from a Social Ecological Economics Perspective. **Marine Pollution Bulletin**, 96, 221-226. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.11.036>

GERHARDINGER, L.C.; GORRIS, P.; GONÇALVES, L.R.; HERBST, D.F.; VILA-NOVA, D.A.; CARVALHO, F.G.; GLASER, M.; ZONDERVAN, R.; GLAVOVIC, B.C. Healing Brazil's Blue Amazon: The Role of Knowledge Networks in Nurturing Cross-Scale Transformations at the Frontlines of Ocean Sustainability. **Frontiers in Marine Science**. 4. 2018. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00395>

GERHARDINGER, L.C.; HERBST, D.F.; DE CARVALHO, F.G.; FREITAS, R.R.; VILA-NOVA, D.; CUNHA, S; CREMER, M.J.; PFUETZENREUTER, A. HAAK, L. Diagnóstico socioambiental do ecossistema Babitonga. **Revista CEPSUL -Biodiversidade e Conservação Marinha**, 10, 2021. <https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol10.830e2021002>

GOMES, M.S.; DE ALBUQUERQUE CAVALCANTI, I.F.; MÜLLER, G.V. 2019/2020 drought impacts on South America and atmospheric and oceanic influences. **Weather and Climate Extremes**, 34, 100404. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2021.100404>

GONZALEZ, Z.I.; KRACHLER, M.; CHEBURKIN, A.K.; SHOTYK, W. Spatial distribution of natural enrichments of arsenic, selenium, and uranium in a minerotrophic peatland, Gola di Lago, Canton Ticino, Switzerland. **Environmental Science & Technology**, 40 (21), 6568-6574. 2006. <https://doi.org/10.1021/es061080v>

GOLDEN, C.D.; ALLISON, E.H.; CHEUNG, W.W.L.; DEY, M.M.; HALPERN, B.S.; MCCUALEY, D.J.; SMITH, M.; VAITLA, B.; ZELLER, D.; MYERS, S.S. Nutrition: Fall in Fish Catch Threatens Human Health. **Nature**, 534, 317-320. 2016. <https://doi.org/10.1038/534317a>

GUIÃO, V.; SCHERER, M.E.G. Análise da adequação do Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro de Santa Catarina aos temas relevantes para a gestão costeira integrada. **Desenvolvimento e Meio ambiente**. 44. 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v44i0.54967>

HALLANGER, I. G.; GABRIELSEN, G. W. Plastic in the European Arctic. **Norsk Polarinstitutt**, 2018.

HALE, S.S.; BUFFUM, H.W.; HUGHES, M.M. Six decades of change in pollution and benthic invertebrate biodiversity in a southern New England estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 133, 77-87. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.019>

HEDGES, J.I.; KEIL, R.G.; BENNER, R. What happens to terrestrial organic matter in the ocean? **Organic geochemistry**, 27(5-6), 195-212. 1997. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(97\)00066-1](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(97)00066-1)

HILLEBRAND, H.; BREY, T.; GUTT, J.; HAGEN, W.; METFIES, K.; MEYER, B.; LEWANDOWSKA, A. Climate change: warming impacts on marine biodiversity. In: **Handbook on marine environment protection** (pp. 353-373). Springer, Cham. 2018. https://doi.org/10.1007/978-3-319-60156-4_18

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVAVEIS (IBAMA). **Relatório técnico sobre a reserva de fauna Baía da Babitonga**. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVAVEIS (IBAMA). **Unidades de conservação.** 2007 Disponível em:<<http://www.ibama.gov.br/component/tags/tag/unidades-de-conservacao>>. Acesso em: 24 de outubro, 2022.

JAMBECK, J.R.; JI, Q.; ZHANG, Y.G.; LIU, D.; GROSSNICKLE, D.M.; LUO, Z.X. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 764–768, 2015. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

KANDASAMY, S.; NATH, N.B. Perspectives on the terrestrial organic matter transport and burial along the land-deep sea continuum: caveats in our understanding of biogeochemical processes and future needs. **Frontiers in Marine Science**, 3, 259. 2016. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00259>.

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**, 7, 80. 2019. <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080>

KJERFVE, B.; MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP. 2002. ISBN: 8531406757.

KOEHNTOPP, P.I.; DE MELLO, Y.R.; MAGNA, D.J.; SIMM, M.; BALDO, W.; VIEIRA, C.V. Caracterização climatológica na Baía Babitonga-parâmetros climáticos e meteorológicos-pluviosidade, temperatura e ventos. **Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha**, 10, eb2021002-eb2021002, 2021. <https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol10.683eb2021002>

LAMOUR, M. R.; SOARES, C.R.; CARRILHO, J.C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do complexo estuarino de Paranaguá PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, 55, 2004. <http://dx.doi.org/10.5380/geo.v55i0.4286>

LANDRIGAN, P.J. et al. Human health and ocean pollution. **Annals of Global Health**, 86 (1): 151-164, 2020. <http://doi.org/10.5334/aogh.2831>

LARSONNEUR, C. La cartographie des dépôt meubles sur le plateau continental français: méthode mise au point et utilisée en Manche. *Journal de Recherche Océanographique*, 2: 34-39. 1977.

LIMA, A.R.A.; COSTA, M.F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental Research**, 132, 146-155. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.031>

LEGENDRE P.; LEGENDRE L. **Numerical Ecology**. 3º ed. Amsterdam: Elsevier, 2012. 1006 p.

LI, L.; JIANG, M.; LIU, Y.; SHEN, X. Heavy metals inter-annual variability and distribution in the Yangtze River estuary sediment, China. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 514–520, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.008>

LIMA, A.R.A.; BARLETTA, M.; COSTA, M.F. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 213–225, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>

LORENZI, L.; REGINATO, B.C.; MAYER, D.G.; DANTAS, D.V. Plastic floating debris along a summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic debris arrive in a conservation unit? **Environmental Science and Pollution Research**, n.27, p.8797– 8806, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07708-5>

LORENZI, L.; REGINATO, B.C.; MAYER, D.G.; GENTIL, E.; PEZZIN, A.P.T.; SILVEIRA, V.F.; DANTAS, D.V. Spatio-seasonal microplastics distribution along a shallow coastal lagoon ecocline within a marine conservation unit. **Marine Pollution Bulletin**, 170, 112644, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112644>

MACHADO, K.S.; FERREIRA, P.A.; RIZZI, J.; FIGUEIRA, R.; FROEHNER, S. Spatial and temporal variation of heavy metals contamination in recent sediments from Barigui River Basin, South Brazil. **Environmental Pollution and Climate Change.** 108(1). 2017. <https://doi.org/10.4172/2573-458X.1000108>

MACLEOD, C.; COUGHANOWR, C. Heavy metal pollution in the Derwent estuary: History, science and management. **Regional Studies in Marine Science,** 100866, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100866>

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Portaria MMA nº 09 de 23 de janeiro de 2007. Lista as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2007/p_mma_09_2007_areaprioritariaparabiodiversidade_revgd_p_126_2004.pdf>. Acessado em: 05 de outubro, 2022.

MOMIN, S.M.A.; RAHMAN, M.; ARIFUR, R.S.M.; HASSAN, M.R.; FARDOUS, Z.; ZAMAN, C.M.A.; HOSSAIN, M. B. Assessment of heavy metal contamination in the surficial sediments from the lower Meghna River estuary, Noakhali coast, Bangladesh: a baseline study. **International Journal of Sediment Research,** 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.10.010>

MUNIZ, P.; MARRERO, A.; BRUGNOLI, E.; KANDRATAVICIUS, N.; RODRÍGUEZ, M., BUENO, C.; FIGUEIRA, R.C.L. Heavy metals and As in surface sediments of the north coast of the Río de la Plata estuary: Spatial variations in pollution status and adverse biological risk. **Regional Studies in Marine Science,** 28, 100625, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100625>

NAÇÕES UNIDAS. Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. New York: United Nations, Department of Economic and Social Affairs. 2015. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>>. Acessado em: 22 de julho, 2022.

NAIK, R.K.; NAIK, M.M.; D'COSTA, P.M.; SHAIKH, F. Microplastics in Ballast Water as an Emerging Source and Vector for Harmful Chemicals, Antibiotics, Metals, Bacterial Pathogens and Hab

Species: A Potential Risk to the Marine Environment and Human Health. **Marine Pollution Bulletin**, 149, 110525. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110525>

NASA - Earth Observatory. **Severe Drought in South America.** 2020. Disponível em: <<https://earthobservatory.nasa.gov/images/147480/severe-drought-in-southamerica>>. Acessado em: 20 outubro, 2022.

NASH, K.L.; BLYTHE, J.L.; CVITANOVIC, C.; FULTON, E.A.; HALPERN, B.S.; MILNER-GULLAND, E.J.; ADISSON, P.F.E.; PECL, G.T., WATSON, R.A.; BLANCHARD, J.L. To achieve a sustainable blue future, progress assessments must include interdependencies between the sustainable development goals. **One Earth**. 2(2), 161-173. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.01.008>

NEWMAN, S.; WATKINS, E.; FARMER, A.; TEM-BRINK, P.; SCHWEITZER, J.P. The Economics of Marine Litter. In: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, E. (Eds.) **Marine Anthropogenic Litter**. Cham: Springer 367-394. 2015. ISBN: 9783319165097.

NOGUEIRA-JÚNIOR, M.; COSTA, M. Zooplâncton da Baía da Babitonga e plataforma continental adjacente: diagnóstico e revisão bibliográfica. **Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha**. 8, 2019. <https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol8.663eb2019001>

O'HIGGINS, T.G.; FERRARO, S.P.; DANTIN, D.D.; JORDAN, S.J.; CHINTALA, M.M. Habitat scale mapping of fisheries ecosystem service values in estuaries. **Ecology and Society**, 15(4). 2010. <https://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art7/>

OLIVEIRA, F.A.; VIEIRA, C.V. Aspectos climáticos e hidrográficos. In: Melo, J.C.F., Boeger, M.R.T. (Eds.), **Patrimônio natural, cultural e biodiversidade da restinga do Parque Estadual do Acarai**. Editora UNIVILLE, Joinville, SC. 2017.

PAGTER, E.; FRIAS, J.; KAVANAGH, F.; NASH, R. Varying levels of microplastics in benthic sediments within a shallow coastal embayment, **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 243, 106915, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106915>

PAPENBERG, C.; KLAESCHEN, D.; KRAHMANN, G.; HOBBS, R.W. Ocean temperature and salinity inverted from combined hydrographic and seismic data. **Geophysical Research Letters**, 37(4). 2010. <https://doi.org/10.1029/2009GL042115>

PASSOS, T.; SANDERS, C. J.; BARCELLOS, R.; PENNY, D. Assessment of the temporal retention of mercury and nutrient records within the mangrove sediments of a highly impacted estuary. **Environmental Research**, 206, 112569, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112569>

PERUMAL, K.; MUTHURAMALINGAM, S. Global sources, abundance, size, and distribution of microplastics in marine sediments-A critical review. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 107702, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107702>

PINHEIRO, L. M.; DO SUL, J. A.I.; COSTA, M.F. Uptake and ingestion are the main pathways for microplastics to enter marine benthos: A review. **Food Webs.** e00150, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00150>

PLASTICSEUROPE. An analysis of European plastics production, demand and waste data. In: Plastics – The Facts 2021. Disponível em: <<https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2021/>>. Acessado em: 18 de outubro, 2022.

PORTO ITAPOÁ, 2016. Disponível em: <<https://www.portoitapoa.com/infraestrutura/>>. Acessado em: 12 de abril, 2021.

POSSAMAI, T.; VIEIRA, C.V.; OLIVEIRA, F.A.; HORN FILHO, N.O. Geologia costeira da Ilha de São Francisco do Sul, Santa Catarina. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. especial VIII SINAGEO, n. 2. 2010.

PRITCHARD, D.W. What is an estuary: physical viewpoint. In: LAUFF, G.H. (ed.) **Estuaries**. Washington. **American Association for the Advancement of Science**, 1967.

RAO, Q.; SUN, Z.; TIAN, L.; LI, J.; SUN, W. Assessment of arsenic and heavy metal pollution and ecological risk in inshore sediments of the Yellow River estuary, China. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00477-018-1588-z>

SCHERER, M.; ANDRADE, J.; EMERIM, E. G.; FELIX, A.; OLIVEIRA, T. C. R.; MONDL, H. B.; LIMA, F. A. V. Prioritizing actions for coastal management: A methodological proposal. **Ocean & Coastal Management**, 91, 17-22, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.01.012>

SCHUDEL, G.; MISERENDINO, R. A.; VEIGA, M. M.; VELASQUEZ-LÓPEZ, P. C.; LEES, P.S.J.; WINLAND-GAETZ, S.; DAVÉE, J.R.; GUIMARÃES, P.; BERGQUIST, B.A. An investigation of mercury sources in the Puyango-Tumbes River: using stable Hg isotopes to characterize transboundary Hg Pollution. **Chemosphere**. 202, 777-787. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.081>

SEBESTYÉN, V.; BULLA, M.; RÉDEY, A.; ABONYI, J. Network model-based analysis of the goals, targets and indicators of sustainable development for strategic environmental assessment. **Journal of Environmental Management**, 238, Pg. 26-135, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.096>

Souza, F.M. Efeitos da contaminação por metais na macrofauna benthica de ambientes estuarinos. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos), Universidade Federal do Paraná. 2016.

SOUZA, F.M.; GILBERT, E.R.; BRAUKO, K.M.; LORENZI, L.; MACHADO, E.; CAMARGO, M.G. Macrobenthic community responses to multiple environmental stressors in a subtropical estuary. **PeerJ** 9: e12427, 2021. <https://doi.org/10.7717/peerj.12427>

STELMACK, É.O.; VIEIRA, C.V.; CREMER, M.J.; KROLL, C. Lixo marinho em ambientes costeiros: o caso da Praia Grande no município de São Francisco do Sul/SC. **Geosul**, 33(66), 11-28. 2018.

SUGUIO, K. **Introdução a Sedimentologia**. São Paulo: EDUSP, 1973. 317 p.

SUN, X.; FAN, D.; LIU, M.; TIAN, Y.; PANG, Y.; LIAO, H. Sources identification, geochemical normalization and influence factors of heavy metals in Yangtze River Estuary sediment. **Environmental Pollution**, 241, 938-949. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.050>

SYVITSKI, J.P.; VOROSMARTY, C.J.; KETTNER, A.J.; GREEN, P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. **Science**, 308(5720), 376-380, 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1109454>

TANSEL, B., & RAFIUDDIN, S. Heavy metal content in relation to particle size and organic content of surficial sediments in Miami River and transport potential. **International Journal of Sediment Research**, 31(4), 324–329. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.05.004>

TRUCCOLO, E.C.; SCHETTINI, C.A.F. Marés astronômicas na Baía da Babitonga, SC. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 3(1), 57-66. 1999. <https://doi.org/10.14210/bjast.v3n1.p57-66>

UNDERWOOD, A.J. **Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance**. Cambridge University Press, Cambridge 504 p, 1997.

UNIÃO INTERNACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (IUCN). **Metas de Aichi: Situação atual no Brasil**. Weigand, R.J.; da Silva, D.C.; Silva, D.O. Brasília, DF: IUCN, WWF-Brasil e IPÊ, 2011. Disponível em: <https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/metas_de_aichi_situacao_atual_no_brasil_2011_download.pdf>. Acesso em: 25 de outubro, 2022.

VANE, C.H.; TURNER, G. H.; CHENERY, S. R.; RICHARDSON, M.; CAVE, M. C.; TERRINGTON, R.; Moss-Hayes, V. Trends in heavy metals, polychlorinated biphenyls and toxicity from sediment cores of the inner River Thames estuary, London, UK. **Environmental Science: Processes & Impacts**, 22(2), 364-380, 2020. <https://doi.org/10.1039/C9EM00430K>

VIEIRA, C.V.; HORN FILHO, N.O.; JÚNIOR, J.C.F.M. Aspectos geológicos da Baía Babitonga, estado de Santa Catarina, Brasil. **Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha**, 10, eb2021003-eb2021003, 2021. <https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol10.681eb2021003>

VIEIRA, C.V.; HORN FILHO, N.O.; BONETTI, C.V.D.H.; BONETTI, J. Caracterização morfosedimentar e setorização do complexo estuarino da baía da Babitonga/SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, 62-63, 85-105, 2008.

VIEIRA, C.V.; HORN FILHO, N.O. Paisagem marinha da baía da Babitonga, nordeste do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 10(05), 1677-1689, 2017.

VIEIRA, J.V.; DE CARVALHO, F.G.; PFUETZENREUTER, A. Carcinofauna de importância econômica no Ecossistema Babitonga: revisão sistemática. **Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha**. 7, 2018. <https://doi.org/10.37002/revistacepsul.vol7.692eb2018004>

VIEIRA, S. **Bioestatística: tópicos avançados**. 3ed Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. 278p.

WRIGHT, J.; COLLING, A.; PARK, D. (Eds.). **Waves, tides and shallow-water processes** (Vol. 4). Gulf Professional Publishing. 1999.

ZHANG, G.; CHENG, W.; CHEN, L.; ZHANG, H.; GONG, W. Transport of riverine sediment from different outlets in the Pearl River Estuary during the wet season. **Marine Geology**, 415, 105957. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2019.06.002>

ZHAO D; WAN S; YU Z; HUANG J. Distribution, enrichment and sources of heavy metals in surface sediments of Hainan Island rivers, China. **Environmental Earth Sciences**. 74(6), 5097-5110. 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4522-4>

