



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Ana Carolina Lustosa Gomes de Campos

**Avaliação da sustentabilidade ambiental do cultivo do peixe  
bijupirá (*Rachycentron canadum*) e a relação com a macrofauna  
bentônica de substrato inconsolidado**

Rio de Janeiro

2021

Ana Carolina Lustosa Gomes de Campos

**Avaliação da sustentabilidade ambiental do cultivo do peixe Bijupirá  
(*Rachycentron canadum*) e sua relação com a macrofauna bentônica de  
substrato inconsolidado**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos oceanográficos na interface continente-oceano.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo

Coorientador: Prof. Dr. Marcos Bastos Pereira

Rio de Janeiro

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

C198 Campos, Ana Carolina Lustosa Gomes de.  
Avaliação da sustentabilidade ambiental do cultivo do peixe Bijupirá (*Rachycentron canadum*) e sua relação com a macrofauna bentônica de substrato inconsolidado / Ana Carolina Lustosa Gomes de Campos. – 2021.  
85 f. : il.

Orientador: Alexandre de Freitas Azevedo.  
Coorientador: Marcos Bastos Pereira.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de oceanografia.

1. Piscicultura - Teses. 2. Macrofauna bentônica - Enseada do (Bananal, RJ) - Teses. 3. Sedimentação marinha - Teses. 4. Peixe - Bijupirá - Teses. 5. Correntes de maré - Teses. I. Azevedo, Alexandre de Freitas. II. Pereira, Marcos Bastos. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. IV. Título.

CDU: 639.2(815.3)

Bibliotecária Responsável: Priscila Freitas Araujo/ CRB-7: 6390

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Ana Carolina Lustosa Gomes de Campos

**Avaliação da sustentabilidade ambiental do cultivo do peixe Bijupirá  
(*Rachycentron canadum*) e sua relação com a macrofauna bentônica de  
substrato inconsolidado**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos oceanográficos na interface continente-oceano.

Aprovada em 25 de agosto de 2021.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo  
Faculdade de oceanografia - UERJ

Coorientador: Prof. Dr. Marcos Bastos Pereira  
Faculdade de oceanografia - UERJ

Banca examinadora:

---

Prof. Dr. Alexandre Macedo Fernandes  
Faculdade de Oceanografia - UERJ

---

Prof. Dr. Régis Pinto de Lima  
Instituto Chico Mendes de conservação – ICMBIO

## AGRADECIMENTOS

Ao senhor Jesus que sempre esteve comigo. Seu amor é incomparável e sua essência sempre será a mesma, independente das pessoas que usam seu nome em benefício próprio e distorcem seus ensinamentos.

A minha família, que nunca negou nossas raízes e me ensinou a respeitar e me conectar com o meio ambiente. Obrigada pelos debates e por me ajudar a ter senso crítico. Mãe, só a gente sabe como chegamos até aqui... Lala, Juleide e Sandra, que honra ter mulheres como vocês em minha vida. AMO VOCÊS! A minha avó e minha irmã Raquel que acredito que ainda torçam por mim, mesmo não estando mais no plano físico. A doçura de vocês ainda me faz ver o mundo de uma forma melhor.

Aos amigos de longa data que me ajudaram a formar a pessoa que sou hoje. Elene, Maroto, Renata e Michele, ao Pedro II, tudo ou Nada?

Aos amigos que são irmãos, Aline e Lucas o que seria de mim sem vocês?

Aqui, deixo meu agradecimento ao Joao e a Lele que são responsáveis por deixarem minha vida mais leve e divertida. Me fortalecem no profissional e na vida pessoal. Assim como o Carlitos, que sempre me alegra e chega junto nos momentos de adversidades.

Agradeço imensamente ao meu orientador, professor Alexandre Azevedo que aceitou estar nessa empreitada e nos piores cenários compartilhou seus conhecimentos comigo. Não tenho palavras para agradecer aos coordenadores do laboratório Prof. Marcos Bastos e Mônica Dias por terem acreditado em mim e me incentivarem a ser sempre melhor. Professor Marcos, agradeço sua confiança e seu empenho em buscar a execução de um trabalho de excelência. Mônica, você é uma mãe, irmã e amiga. Eu nunca vou esquecer da sua mão estendida, quando eu não tinha nada para oferecer em troca. Você é uma pessoa sem precedentes.

À equipe do laboratório e todos que já passaram por ele, meu obrigada por tornar muitas vezes um trabalho árduo em fácil. Sem vocês, essa dissertação realizada durante a pandemia teria sido insuportável. Em especial, agradeço a Marcella, que esteve presente em todos os momentos e por me acompanhar em

cada aventura que foi iniciada. Só a gente sabe os bastidores da nossa vida acadêmica. Te amo garota!

Agradeço aos laboratórios parceiros, principalmente ao departamento de Oceanografia Geológica que desde a graduação apoia as pesquisas que realizamos. Moises, Felipe e Pedro, minha gratidão pela amizade e ajuda de vocês. Carol, obrigada pelas longas conversas sobre sedimentação e por todo apoio. Obrigada professoras Natasha e Renata que são sempre gentis comigo. Ao departamento de Oceanografia Física fica meu respeito, que sem pestanejar me auxiliaram nas análises de dados. Yuri, Douglas, Luana e Dan vocês foram sensacionais comigo. Ao professor Alexandre Macedo meu imenso obrigada por me ensinar com muita paciência tópicos relevantes ao meu trabalho.

Ao Igor e Thales, também agradeço por contribuírem para que esse estudo fosse finalizado. Vocês são feras!

Agradeço a pousada Nautilus (Kazuo e Hiroko) por permitir o acesso ao cultivo e facilitar nosso trabalho na enseada do Bananal.

Por fim, aos que estão comigo nos mais profundos sentimentos, sejam bons ou ruins. Raquel, minha eterna alma gêmea, não consigo descrever a sua importância na minha vida e na dos meus filhos. A irmã que a Oceano me deu e que já me atura a uma década. Daniel, meu primogênito que já nasceu velho, tão sábio que às vezes me choca. Possui um coração tão genuíno, cuida de mim, quando eu deveria cuidar dele. Obrigada por seu suporte em meio as tempestades. Isac, meu filho alegre, o que seria de mim sem seus abraços e beijos. Tudo o que eu faço é para vocês e por vocês.

A UERJ, minha eterna casa, só fica o desejo de ver os corredores cheios novamente, produzindo a ciência de ponta que é característica. Agradeço a PPG OCN pelo suporte e direcionamentos.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Ninguém vale pelo que sabe, mas pelo que faz com aquilo que sabe.  
Importante é saber, mas mais importante é nunca perder a capacidade de aprender.

*Leonardo Boff*

## RESUMO

CAMPOS, Ana Carolina Lustosa Gomes de. **Avaliação da sustentabilidade do cultivo do peixe Bijupirá (*Rachycentron canadum*) e sua relação com a macrofauna bentônica de substrato inconsolidado**. 2021. 85 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Amostras de sedimento e da macrofauna bentônica de substrato inconsolidado foram analisadas na área do cultivo do peixe bijupirá e em duas áreas adjacentes nos meses de abril, setembro e dezembro de 2019 e agosto e novembro de 2020 na enseada do Bananal – Baía de Ilha Grande. A circulação das correntes ao longo da coluna d'água foi obtida por meio de um perfilador acústico de corrente por efeito Doppler. Dois fundeios de 24 dias foram realizados (abril e julho de 2019) registrando-se ciclos de maré de sizígia e de quadratura em ambos. Os resultados mostraram predominância de organismos da classe dos gastrópodes e bivalves em todas as estações de amostragem. A riqueza e diversidade das espécies foram analisadas junto a matéria orgânica presente nos sedimentos e não demonstraram correlação. A heterogeneidade dos pontos de coleta foi bem marcada tanto para a análise de sedimentos quanto para os dados biológicos, apontando que vários fatores podem influenciar na estruturação da comunidade bentônica. Os resultados indicaram, mesmo pontualmente, que o tamanho dos grãos de sedimentos e a distribuição dos organismos não foi alterada pelo aporte de matéria orgânica produzida nos tanques de bijupirás. Os resultados referentes à intensidade das correntes na área, atestaram a característica de baixa energia no fundo marinho da região da enseada do Bananal, sendo estas insuficientes para a dispersão da matéria orgânica para as áreas controles.

Palavras-chave: maricultura; bentos; sedimentação marinha.



## ABSTRACT

CAMPOS, Ana Carolina Lustosa Gomes de. **Assessment of the sustainability of Cobia fish farming (*Rachycentron canadum*) and its relationship with benthic macrofauna of unconsolidated substrate**. 2021. 85 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Sediment and benthic macrofauna samples of unconsolidated substrate were analyzed in the cobia fish farming area and in two adjacent areas in the months of April, September and December 2019 and August and November 2020 in the Bananal Cove - Ilha Grande Bay. The circulation of currents along the water column was obtained through an acoustic current profiler by the Doppler effect. Two 24-day anchorages were carried (April and July 2019), recording syzygy and quadrature tidal cycles in both. The results indicated predominance of organisms of the class of gastropods and bivalves in all sampling stations. The species richness and diversity were analyzed together with the organic matter present in the sediments and did not show any correlation. The heterogeneity of the collection points was well marked both for the analysis of sediments and for the biological data, pointing out that several factors can influence the structure of the benthic community. The results indicated, even punctually, that the size of the sediment grains and the distribution of the organisms were not altered by the contribution of organic matter produced in the cobia tanks. The results related to the intensity of the currents in the area, tested the characteristic of low energy in the seabed of in the region Bananal cove, being these insufficient for the dispersion of organic matter to the control areas.

Keywords: mariculture; benthos; marine sedimentation.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Pesca de captura mundial e produção de Aquicultura .....	18
Figura 2 – Utilização do peixe e seu consumo aparente .....	18
Figura 3 – Bijupirá, <i>Rachycentron canadum</i> .....	20
Figura 4 – Distribuição mundial do bijupirá ao longo das águas tropicais e subtropicais com as respectivas probabilidades relativas de ocorrência da espécie. ....	21
Figura 5 – Localização dos pontos amostrais na enseada do Bananal na Baía de Ilha Grande – Angra dos Reis. ....	25
Figura 6 – Divisão da Baía da Ilha Grande em três corpos d’água distintos, Oeste, Central e Leste. ....	26
Figura 7 – Mapa de textura sedimentar da Enseada do Bananal.....	29
Figura 8 – Localização das estações de coleta (cultivo; controle 1- C1 e controle 2- C2) na enseada do Bananal - Ilha Grande, onde os estudos da comunidade bentônica de sedimento inconsolidado foram conduzidos. ....	30
Figura 9 – Tanques da fazenda marinha localizados na praia de Jaconema - Enseada do Bananal. ....	31
Figura 10 – Controle 1 – Próximo ao costão da praia de Matariz.....	31
Figura 11 – Controle 2 - Próximo ao costão da praia do Bananal.....	32
Figura 12 – Perfilador acústico de corrente modelo <i>WorkHorse Sentinel</i> de 600 kHz .....	33
Figura 13 – <i>Core</i> e amostra coletada em campo. ....	36
Figura 14 – Registro de algumas etapas da análise de sedimento: a) Oxidação das amostras; b) peneiramento úmido; c) conjunto de peneiras para separação de grãos e d) Malvern modelo Ms 2000.....	37
Figura 15 – Fluxograma para análise de sedimento. ....	38
Figura 16 – Altura da maré no mês de abril de 2019 na Enseada do Bananal .....	48
Figura 17 – Altura da maré no mês de julho de 2019 na Enseada do Bananal .....	49
Figura 18 – Gráfico de densidade espectral de potência para a série temporal da enseada do Bananal de Abril 2019.....	50

Figura 19 – Rosa das correntes para a enseada do Bananal para campanha de abril de 2019. No sentido horário: 12m; 9 m; 6m e 3m.....	52
Figura 20 – Velocidade residual (resultante) gerada a partir da Rosa das correntes da campanha de abril de 2019. ....	52
Figura 21 – Rosa das correntes para a enseada do Bananal para campanha de Julho de 2019. No sentido horário: 12m; 9 m; 6m e 3m. ....	53
Figura 22 – Velocidade residual (resultante) gerada a partir da Rosa das correntes da campanha de julho de 2019.....	53
Figura 23 – Concentração média de material orgânico nos sedimentos presentes na área de estudo.....	54
Figura 24 – Diagrama de Shepard (1954) com a classificação do tamanho dos grãos dos sedimentos coletados na enseada do Bananal- Ilha Grande.....	56
Figura 25 – Distribuição granulométrica média das amostras.....	57
Figura 26 – Porcentagem de finos (>4 $\phi$ ) e grossos (<4 $\phi$ ) nas campanhas.....	58
Figura 27 – Porcentagem de finos (>4 $\phi$ ) e grossos (<4 $\phi$ ) nas estações de coleta..	58
Figura 28 – Comparação entre tamanho médio do grão versus assimetria .....	59
Figura 29 – Percentual das classes taxonômicas dominantes e as espécies mais abundantes. Os valores são fornecidos como percentagens do número individual total (n) de cinco amostras replicadas por local.....	63
Figura 30 – Ordenação das amostras das estações de coleta por metodologia aplicada .....	65
Figura 31 – Resultado do índice AMBI para o cultivo.....	66
Figura 32 – Resultados do índice AMBI para o controle 1. ....	66
Figura 33 – Resultados do índice de AMBI para o controle 2. ....	67
Figura 34 – Curva de regressão entre MO e AMBI. ....	67
Figura 35 – Curva de regressão entre MO e riqueza de espécies. ....	68
Figura 36 – Curva de regressão entre MO e diversidade de espécies.....	68

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Critério de Courtier para classificação de maré (continua).....	35
Tabela 2 – Classificação do tamanho das partículas de sedimento.....	39
Tabela 3 – Classificação de assimetria das partículas sedimentares .....	40
Tabela 4 – Valores do AMBI, do Índice Biótico (IB) e classificação da saúde ambiental do ambiente e da comunidade residente. ....	43
Tabela 5 – Principais constituintes harmônicas com seus respectivos valores de amplitude e fase. ....	47
Tabela 6 – Tabela de presença (+) e ausência (-) das espécies de macrofauna bentônica identificadas no substrato inconsolidado na enseada do Bananal- Ilha Grande (continua).....	61
Tabela 7 – Valores dos índices ecológicos avaliados e densidade média dos organismos .....	64

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADCP	<i>Acoustic Doppler Current Profiler</i>
AE	Amplitude Media do Eco
AMBI	<i>AZTI's Marine Biotic Index</i>
CA	Correlação da Amplitude dos Transdutores
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United</i>
FEMAR	Fundação de Estudos do Mar
FIPERJ	Fundação Instituto de Pesca do Rio de Janeiro
HCL	Ácido Clorídrico
IEDBIG	Instituto de Ecodesenvolvimento da Baía da Ilha Grande
MO	Matéria Orgânica
nMDS	<i>Non-metric multidimensional Scaling</i>
OCPs	Ondas de Plataforma continental
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
PACMARE	Programa de Previsão e Análise de Marés
ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
Sk	Assimetria Gráfica
SOFIA	<i>The Star of Word Fisheries and Aquaculture</i>

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	14
1	<b>OBJETIVOS</b> .....	16
1.1	<b>Geral</b> .....	16
1.2	<b>Específicos</b> .....	16
2	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEORICA</b> .....	17
2.1	<b>Contextualização da piscicultura no estudo</b> .....	17
2.2	<b>A espécie cultivada - <i>Rachycentron canadum</i> (Linnaeus, 1766)</b> .....	19
2.3	<b>Impacto no Bentos</b> .....	22
2.4	<b>Área de estudo</b> .....	24
2.4.1	Localização e caracterização da área .....	24
2.4.2	Caracterização Oceanográfica.....	25
2.4.3	Caracterização Geomorfológica /geológica.....	28
2.4.4	Estações de amostragem.....	29
3	<b>METODOLOGIA</b> .....	33
3.1	<b>Circulação e maré</b> .....	33
3.2	<b>Granulometria do substrato inconsolidado</b> .....	35
3.2.1	Pré tratamento e determinação da distribuição granulométrica .....	36
3.2.2	Pós processamento.....	38
3.3	<b>Organismos bentônicos</b> .....	40
3.3.1	Pré tratamento e identificação das espécies .....	41
3.3.2	Pós processamento.....	42
3.4	<b>Análises estatísticas</b> .....	44
3.4.1	Teste de normalidade .....	45
3.4.2	Teste de Kruskal-Wallis .....	45
3.4.3	O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) .....	45
3.4.4	Correlação de Spearman .....	46
4	<b>RESULTADOS</b> .....	47
4.1	<b>Correntes e marés</b> .....	47
4.2	<b>Caracterização sedimentológica</b> .....	54
4.2.1	Matéria Orgânica.....	54

4.2.2	Parâmetros Texturais.....	55
4.3	<b>Caracterização dos organismos bentônicos</b> .....	59
4.3.1	Identificação das espécies .....	59
4.3.2	Índices ecológicos.....	63
5	<b>DISCUSSÃO</b> .....	69
	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	76
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	77

## INTRODUÇÃO

Segundo a estimativa da Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) a população mundial será de 9 bilhões de pessoas até 2050 e diante deste aumento populacional expressivo e contínuo, surge a preocupação de como gerir o meio ambiente, visto que este é o provedor dos recursos naturais essenciais para a sobrevivência humana, inclusive na produção de alimentos (CRUZ *et al.*, 2015; FAO, 2020).

Cerca de 17% da proteína mundial consumida atualmente é oriunda do pescado, entretanto vários trabalhos já relataram a preocupação com a diminuição dos estoques pesqueiros e que a pesca extrativista não seria suficiente para suprir a demanda de consumo alimentício (COLLAÇO *et al.*, 2016; CRUZ *et al.*, 2015; FAO, 2020). Isso se deve ao aumento médio anual do consumo desse produto que superou o aumento de toda proteína animal terrestre combinada, o consumo anual de peixe *per capita* aumentou de 9kg registrados em 1961 para 20,2 kg em 2015 (FAO, 2018b).

A sobrepesca tem sido apontada como um dos fatores que a longo prazo torna a atividade pesqueira insustentável (PAULY *et al.*, 2013) e apesar dos esforços de minimizar os impactos, é improvável que se possa recompor 33% dos estoques atualmente explorados. Seriam necessários 3 vezes o tempo de vida das espécies para recompor o sistema (FAO, 2018a). Dessa forma, a busca por sustentabilidade na produção de alimentos com ênfase no pescado é emergente, a fim de minimizar os impactos ambientais, reduzir desperdícios e a desigualdade social (BARBIERI *et al.*, 2014; BOLZAN, 2012).

A aquicultura já se estabeleceu como principal fonte de alimentos (CRUZ *et al.*, 2015). Em 1990 a pesca representava 83% da produção de alimentos, enquanto a aquicultura 17%. Em 2016 a pesca teve uma queda de 15% e a aquicultura atingiu 32% da produção alimentícia (FAO, 2018b). No que tange ao Brasil, desde a década de 90 essa atividade vem se expandindo de forma moderada em comparação aos principais produtores globais. Contudo, o clima e os recursos energéticos encontrados no país são favoráveis para o progresso eminente desta atividade, desde que se compreenda a potencialidade de cada região (BARBIERI *et al.*, 2014; CALIXTO *et al.*, 2016; ROCHA *et al.*, 2013; VALENTI *et al.*, 2000).



Apesar de promissora, a aquicultura marinha requer alguns cuidados, assim como qualquer atividade introduzida em um ambiente a qual não pertence originalmente (CASTELAR *et al.*, 2009; SCHLAEPFER *et al.*, 2010). A piscicultura, por exemplo, requer uma série de estudos para considerar os impactos prováveis que possa exercer sobre o ambiente (BRITTON; ORSI, 2012; MOURA *et al.*, 2014). Uma das objeções à piscicultura é o efeito da taxa de sedimentação na coluna d'água, visto que os peixes em cativeiros irão produzir novas fontes de material particulado da ração usada na engorda e não ingeridas por esses animais e através dos processos metabólicos (LI *et al.*, 2018; MAHMOOD *et al.*, 2017). Outro problema associado à decomposição dessas partículas é o quanto irá se depositar no fundo marinho e como a comunidade bentônica irá responder às mudanças ocorridas no substrato, podendo gerar inclusive alterações na teia trófica (ASSAD; BURSZTYN, 2000; LIAO *et al.*, 2004).

A aquicultura na região de Ilha Grande tem se mostrado uma atividade favorável, principalmente através da já consolidada malacocultura e recentemente pelo cultivo de bijupirás (CALIXTO *et al.*, 2016; ROMBENSO *et al.*, 2016). Esse peixe de elevado valor comercial e alta taxa de crescimento tem apresentado potencial para cultivo em águas nacionais (COLLAÇO *et al.*, 2016; SAMPAIO *et al.*, 2010).

Diante dos fatos supracitados, o estudo da integração das fazendas marinhas junto ao ecossistema bentônico é necessário, a fim de monitorar as alterações ocorridas no sedimento e na coluna d'água. Práticas mais sustentáveis devem ser sugeridas a fim de garantir que a atividade aquícola além de fornecer um produto de qualidade e fonte de renda para as comunidades possa interagir com os ecossistemas ocasionando o menor impacto possível.

## 1 OBJETIVOS

### 1.1 Geral

O presente estudo tem como objetivo analisar a sustentabilidade da fazenda marinha de bijupirá (*Rachycentron canadum*) na enseada do Bananal - Baía de Ilha Grande por meio do monitoramento da comunidade bentônica local de substrato inconsolidado.

### 1.2 Específicos

- a) Identificar o regime de maré e a velocidade das correntes atuantes na área do estudo a fim de inferir sobre o seu efeito na dispersão do material particulado na coluna d'água;
- b) Avaliar a composição granulométrica do sedimento da área do cultivo e das regiões controle;
- c) Avaliar se a distribuição das espécies está associada com a granulometria;
- d) Quantificar a matéria orgânica presente no sedimento do cultivo e das áreas controle;
- e) Avaliar se a matéria orgânica presente no sedimento influencia na distribuição das espécies;
- f) Identificar a macrofauna bentônica na área do cultivo e nas regiões controle.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEORICA

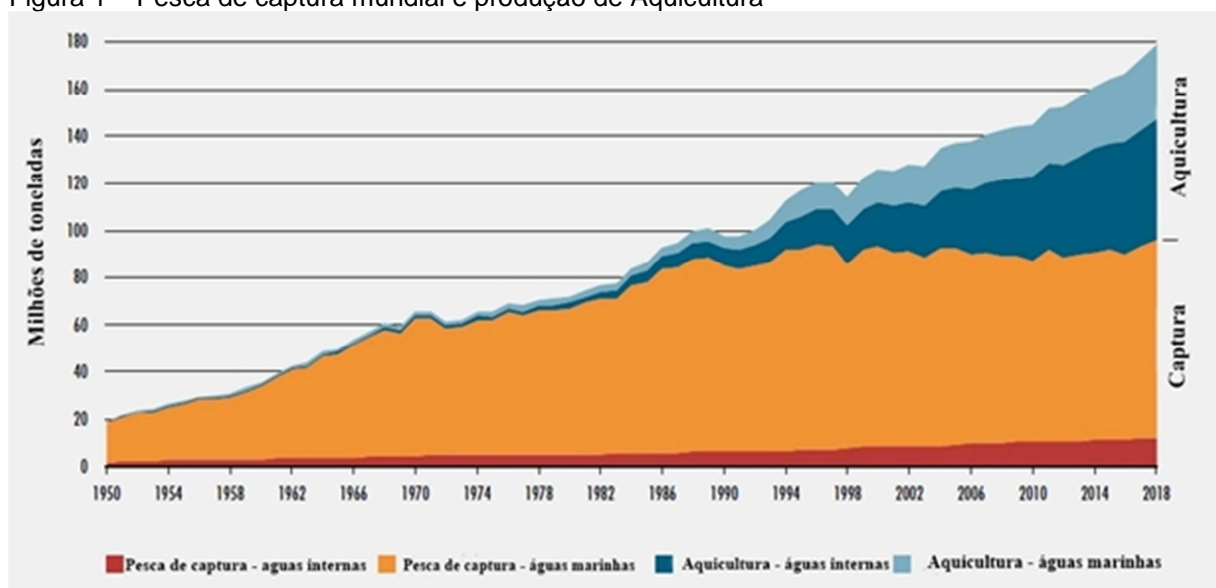
### 2.1 Contextualização da piscicultura no estudo

Em setembro de 2015, as Nações Unidas lançaram a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, objetivando soluções sustentáveis para erradicar a pobreza e a desigualdade mundial. Dentre esse plano de ação estão os 17 objetivos do desenvolvimento sustentável – ODS (ONU).

O setor de pesca e aquicultura está associado a ODS 14 - Conservar e usar de forma sustentável os oceanos, mares e recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável a fim de garantir que se essas atividades sejam realizadas de forma sustentável garantindo a conservação dos ecossistemas marinhos e costeiros, a fim de evitar impactos adversos significativos. Uma das metas é avaliar a capacidade de resiliência do ambiente, no intuito de assegurar oceanos saudáveis e produtivos (IPEA, 2020).

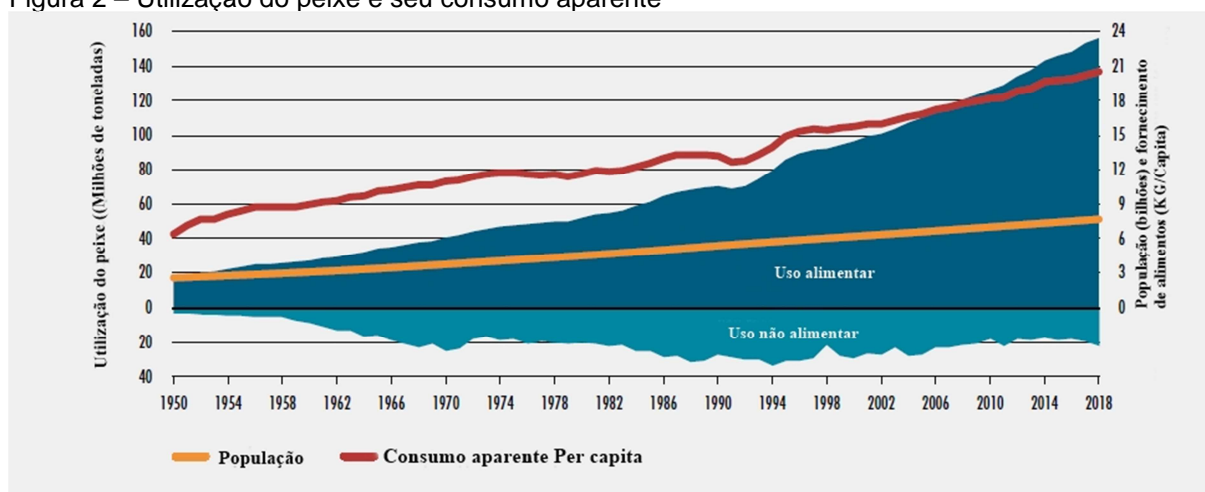
Segundo o relatório da FAO, *The State of World Fisheries and Aquaculture – SOFIA* (FAO,2020), a produção global de peixes atingiu em torno de 179 milhões de toneladas, sendo a atividade de Aquicultura responsável por 82 milhões das toneladas (fig. 1). Nem toda produção de peixes é destinada ao consumo humano e dentre o total geral, 22 milhões de toneladas são destinadas principalmente para a produção de ração e óleo (fig. 2). A aquicultura corresponde a 50% da produção de peixes para consumo humano e os países do continente asiático são os principais responsáveis por esse pescado.

Figura 1 – Pesca de captura mundial e produção de Aquicultura



Fonte: Adaptado de FAO, 2020.

Figura 2 – Utilização do peixe e seu consumo aparente



Fonte: Adaptado de FAO, 2020.

No Brasil, o clima favorável e as grandes extensões de água potencializam o desenvolvimento da aquicultura (ROCHA *et al.*, 2013). O Brasil está entre os 15 maiores produtores de peixe em cativeiro e entre os 10 maiores na produção de peixes de água doce além de possuir a maior diversidade de peixes do continente sul-americano (BONFA NETO, 2020). A produção de tilápia representa 60% do total da produção nacional de aproximadamente 530 mil toneladas (RAP, 2019). Porém, o cultivo de bijupirá (*Rachycentron canadum*) (Linnaeus, 1766) vem se demonstrando atrativo à piscicultura comercial. Segundo dados publicados no Anuário Brasileiro de

Piscicultura em 2020, o bijupirá se manteve entre as 10 espécies de pescado mais exportadas pelo Brasil, além de ter um aumento expressivo acima de 300% em relação ao ano anterior.

A aquicultura na Baía da Ilha grande tem seu reconhecimento oriundo principalmente da produção de vieiras (*Nodipecten nodosus*) e mexilhões. Com a expansão da atividade na década de 90 algumas instituições foram criadas e se uniram a instituições públicas para promover a atividade na região. O Instituto de Ecodesenvolvimento da Baía da Ilha Grande – IED-BIG, como exemplo, foi criado na década de 1998 e vem até hoje atuando junto a FIPERJ (Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro) e a Secretaria da Pesca e Aquicultura para desenvolver a atividade na área.

A fazenda marinha de bijupirá, na enseda do Bananal na ilha grande, foi criada em 2009 e hoje conta com 7 tanques desses animais. O empreendimento tem sido alvo de interesse de organizações, como a FAO, que buscam alternativas para a atividade pesqueira e soluções para a falta de alimento prevista em torno do aumento populacional até 2050 (CORREA *et al.*, 2021).

A viabilidade econômica do cultivo de bijupirá apresenta-se como uma atividade promissora visto que esta região possui características adequadas para a cultura da espécie e vem tendo um excelente desempenho na região. Esta atividade pode se tornar uma fonte alternativa de renda para as comunidades costeiras (ROMBENSO *et al.*, 2016; CALIXTO *et al.*, 2016).

Vale ressaltar que sem profissionais especializados, incluindo a participação de pesquisadores, a aquicultura pode se tornar menos eficiente e gerar problemas de manejo, incluindo problemas de saúde pública (CALIXTO *et al.*, 2016). Além disso, é necessário que essa atividade funcione de forma sustentável e que gere menor impacto possível ao meio ambiente considerando, principalmente, a capacidade de suporte do local de instalação dos tanques de cultivo.

## 2.2 A espécie cultivada - *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766)

O Bijupirá, também conhecido como cação de escamas, Parambiju, Pirabiju e Cobia é um peixe ósseo de grande porte e único membro da família Rachycentridae.

Possui corpo alongado e cabeça grande e achatada, coloração cinza escuro ao longo de seu corpo com duas faixas prateadas bem marcadas longitudinalmente, que se estendem desde a cabeça até a nadadeira caudal (fig. 3). O Bijupirá é carnívoro possuindo hábito migratório e pelágico costeiro de distribuição mundial em mares tropicais e subtropicais. Nas Américas, ocorre ao longo da costa do Atlântico ocidental compreendendo os Estados Unidos e Argentina (fig. 4) (BRIGGS,1960; CARVALHO FILHO,1999; FIGUEIREDO; MENEZES,1980; SHAFFER; NAKAMURA,1980)

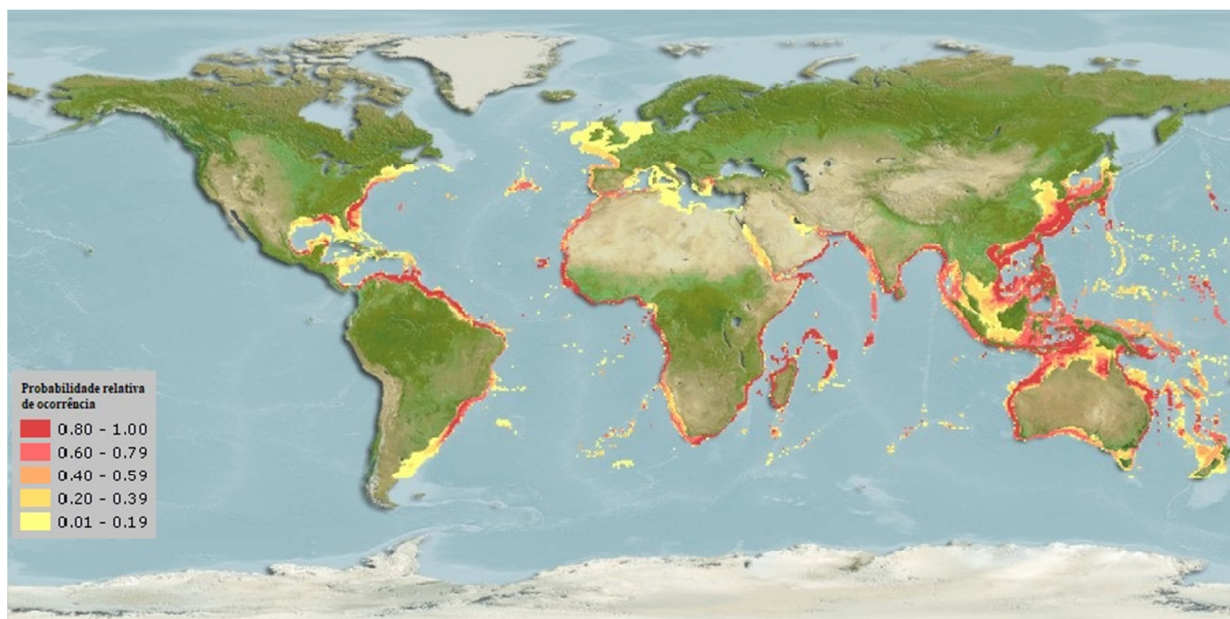
Esses animais preferem águas mais quentes (>20°C) e as fazendas marinhas são regidas pelos gradientes naturais da temperatura do oceano. A maturidade sexual dos machos é alcançada entre o primeiro e o segundo ano de vida e a das fêmeas posteriormente a esse período. A reprodução ocorre através das desovas das fêmeas e fertilização dos ovos pelos machos. A prática de importar formas juvenis de reprodutores produzidos em laboratório tem se tornado comum entre os produtores dessa espécie (BENNETI *et al.*, 2008; COSTA-BONFIM *et al.*, 2014).

Figura 3 – Bijupirá, *Rachycentron canadum*.



Fonte: FFWC,2018.

Figura 4 – Distribuição mundial do bijupirá ao longo das águas tropicais e subtropicais com as respectivas probabilidades relativas de ocorrência da espécie.



Fonte: AQUAMAPS, 2019.

O primeiro relato de criação de bijupirá é dos meados dos anos 70 nos EUA, quando os pesquisadores Hassler e Rainville (1975) estudaram o crescimento desse animal a partir de ovos obtidos no meio natural (COSTA-BONFIM *et al.*, 2014; SAMPAIO *et al.*, 2011). Somente na década de 90 a primeira desova em cativeiro foi obtida em Taiwan, o que permitiu a criação das larvas. O sucesso da produção asiática a partir da disponibilidade de juvenis fez com que a espécie se tornasse de interesse mundial (LIAO *et al.*, 2004).

O potencial para o desenvolvimento comercial do bijupirá é devido a rápida taxa de crescimento (~10kg no primeiro ano), baixa mortalidade, alta taxa de conversão alimentar e facilidade para desovar em cativeiro (ARNOLD *et al.*, 2002; ESTRADA *et al.*, 2016). Além disso, tem uma ótima demanda e preço de mercado, principalmente pela carne branca de ótima qualidade, e fácil adaptação e aceitação de dietas extrusadas - processo industrial para fabricação de ração (CRAIG *et al.*, 2006).

Desde 2006, o Brasil vem desenvolvendo técnicas para desovas espontâneas em laboratório, e durante esses experimentos foi possível obter maturidade sexual precoce nos indivíduos de cativeiro, possibilitando uma maior produção desses animais (SANCHEZ *et al.*, 2013; PEREGRINO JR. *et al.*, 2014).

### 2.3 Impacto no Bentos

A macrofauna bentônica inclui os animais que ficam retidos em peneira com malha de 0,5 mm. Os principais táxons que compõem essa comunidade são os crustáceos, bivalves, gastrópodes e poliquetas. Os organismos bentônicos têm mobilidade restrita, característica muito útil que pode vir a ser utilizada como indicador de monitoramento ambiental, visto que são sensíveis a mudanças ambientais. Esses organismos podem auxiliar na detecção e prevenção de impactos no sedimento como enriquecimento orgânico e desequilíbrio na cadeia alimentar (LEE *et al.*, 2006; TOMASSETTI *et al.*, 2016) Além disso, geralmente apresentam uma diversidade consideravelmente alta em nível de espécie e apesar desses organismos terem ciclos de vida com intervalos de tempo variáveis, estes são relativamente curtos, em comparação à organismos de outras comunidades (BASTOS, 2005; BILYARD, 1987; GRAY *et al.*, 1990; SANZ-LAZARO; MARIN, 2011; SOLA; PAIVA, 2001).

A macrofauna ainda desempenha um papel importante nas funções do ecossistema, como mineralização de matéria orgânica (MO) e reciclagem de nutrientes. Isso ocorre por meio da bioturbação, processo que consiste na mistura ativa do material sedimentar, ocasionando trocas entre a água intersticial e a água sobrejacente, rompendo a barreira desenvolvida na superfície dos sedimentos (BRAECKMAN *et al.*, 2010; TOMASOVYCH *et al.* 2018).

Diversos fatores têm sido indicados como controladores da distribuição espacial e temporal da abundância e diversidade dos organismos bentônicos. A comunidade bentônica pode ser classificada quanto à sua distribuição zonal e geográfica, seu tamanho, função exercida, quanto ao tipo de substrato com qual ele se relaciona, onde ela se localiza no substrato, locomoção e alimentação (BEJARANO; MICHEL, 2016; ESCRIVÁ *et al.*, 2020; NEVES; BEMVENUTI, 2009).

A interação que os organismos estabelecem com o substrato é fundamental na estruturação da comunidade (BARBOZA; DEFEO, 2015). Short e Wright (1983), afirmam que a riqueza e abundância biológicas são linearmente proporcionais ao tamanho do grão de sedimento.

Estudos sobre o tamanho dos grãos e sua influência na distribuição dos organismos corroboram essa hipótese, uma vez que estão relacionados aos graus



de porosidade e permeabilidade que influenciam nos gradientes de água, oxigênio, pH, e disponibilidade de matéria orgânica no ambiente (MCLACHLAN; DORVLO, 2005; SAKAMOTO, 1991; SANDERS, 1958). Ademais, estudos demonstram efeitos que podem surgir sobre determinadas espécies, na sua capacidade de locomoção e escavação, atividade metabólica e taxa de crescimento (ALEXANDER; STANTON; DODD, 1993; BROWN; MCLACHLAN, 1990), podendo gerar um aumento na taxa de mortalidade, assim como potencializar o predomínio de espécies oportunistas (KFOURI *et al.*, 2003; MOURA- SILVA *et al.*, 2016; TOMASOVYCH *et al.*, 2018).

Diversos autores relatam que os resíduos gerados na piscicultura intensiva acabam se depositando abaixo das gaiolas, e que o impacto gerado é mais pronunciado no sedimento do que na coluna d'água. Estima-se que  $\frac{3}{4}$  dos nutrientes presentes em rações oferecidas aos peixes não são assimiladas pelo animal e ficam disponíveis na água (HOLMER *et al.*, 2005; MORATA *et al.*, 2015; SANZ- LAZARO; MARIN, 2011; VITA; MARIN, 2007; YUCEL-GIER *et al.*, 2007). O assentamento de pelotas fecais e do alimento não incorporado pelos peixes resulta no acúmulo de MO no fundo marinho e mudanças na granulometria de sedimento, podendo ocasionar mudanças nas assembleias macrobentônica. A superabundância de MO pode levar a redução na riqueza, abundância e biomassa de espécies devido ao esgotamento de oxigênio (PEARSON; ROSEMBERG, 1978; CARVALHO *et al.*, 2006; TOMASSETTI *et al.*, 2016).

As mudanças no ambiente geradas pela aquicultura são específicas do local e podem variar quanto ao grau de impacto dependendo de vários fatores, como: temperatura local, hidrodinâmica da área, características dos sedimentos (textura e composição do sedimento), tensão de cisalhamento bentônico (*shear stress*), profundidade da água, carregamento de nutrientes, espécies criadas, tipo da alimentação (rações com flutuabilidade negativa) e técnicas de alimentação (KARAKASSIS; HATZIYANNI, 2000; LANDUCCI, 2018; LIMA *et al.*, 2019).

Por tais motivos, a comunidade bentônica de substrato inconsolidado tem sido amplamente utilizada como organismo sentinela para avaliar as possíveis alterações no fundo marinho, devido a piscicultura.

## 2.4 Área de estudo

### 2.4.1 Localização e caracterização da área

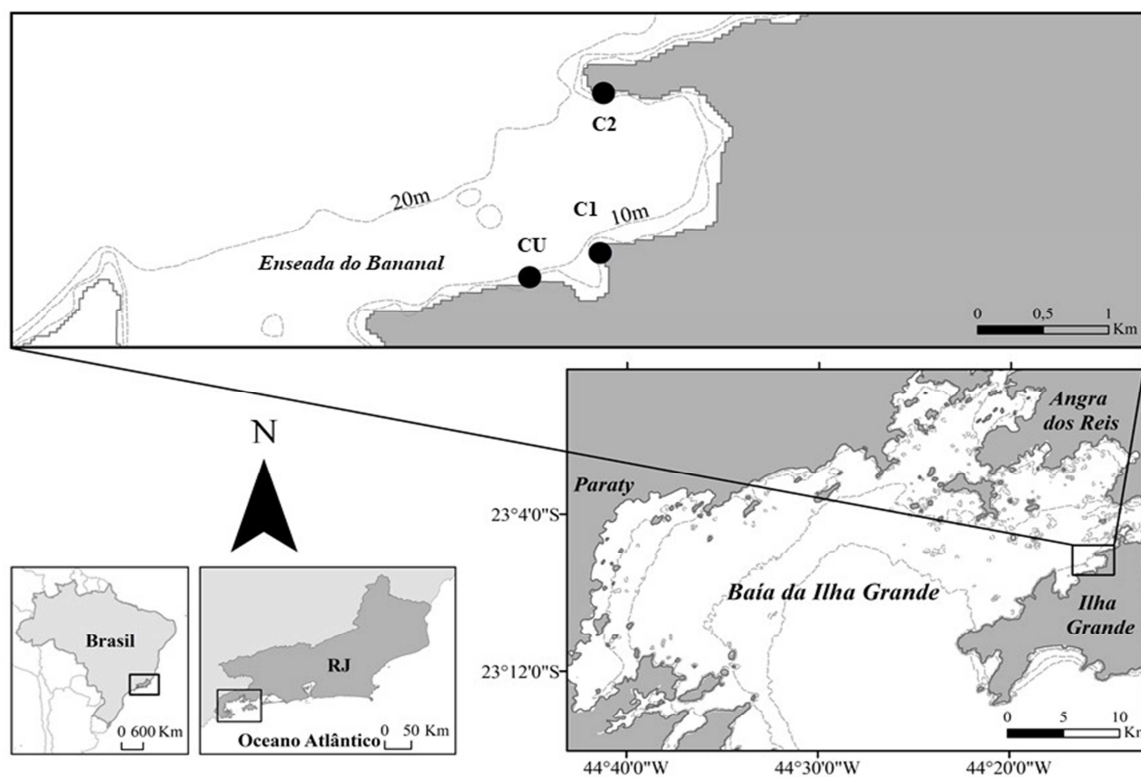
O estudo foi realizado na Baía da Ilha Grande (22°50'S e 23°20'S, e 44°00'W e 44°45'W) que está localizada ao sudoeste do litoral sul fluminense (fig.5).

Das ilhas que se encontram na região da Baía da Ilha Grande a maior é a Ilha Grande, com 193 km<sup>2</sup> de área (FONTOURA, 2001; MEDEIROS; DIAS, 2005). A região apresenta uma diversidade de ecossistemas marinhos, áreas protegidas e belas paisagens (CREED *et al.*, 2007). Além de abrigar um terminal de petróleo da Petrobras (Terminal da Baía da Ilha Grande - TEBIG) e indústrias náuticas (BASTOS; CALLADO,2009).

A noroeste da Ilha Grande se localiza a enseada do Bananal (23°11'S - 44°26'W) onde esse estudo foi realizado (fig. 5). Nessa área está situada a fazenda marinha de bijupirá, objeto de pesquisas há mais de 10 anos (ROMBENSO *et al.*, 2016).

Essa região tem promovido a expansão da aquicultura através de parcerias entre a secretaria de pesca e aquicultura de Angra dos Reis e Universidades, no intuito de expandir a atividade através de pesquisas de práticas sustentáveis (INEA, 2013).

Figura 5 – Localização dos pontos amostrais na enseada do Bananal na Baía de Ilha Grande – Angra dos Reis.

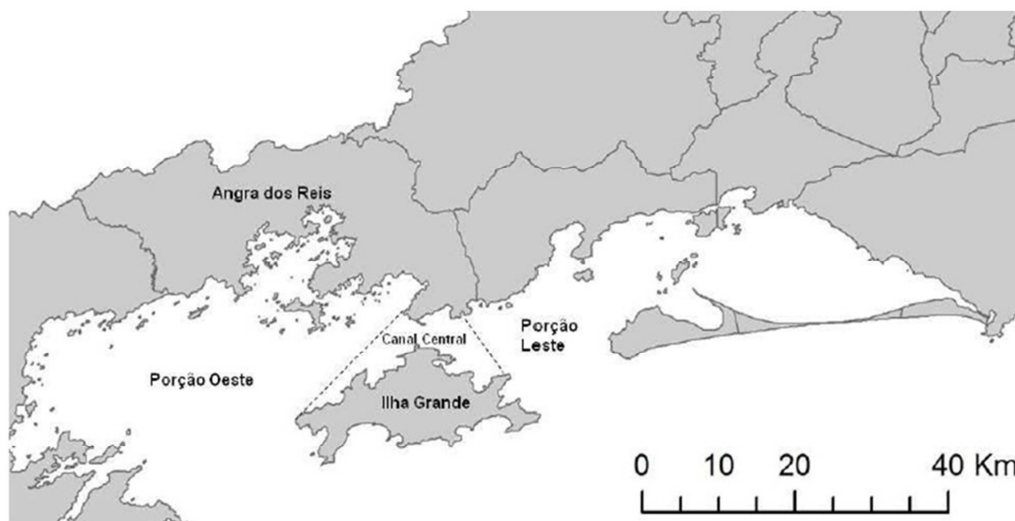


Fonte: A autora, 2021.

#### 2.4.2 Caracterização Oceanográfica

A Baía da Ilha Grande foi dividida por Mahiques (1987) em três feições fisiográficas distintas: um corpo d'água localizado a leste da Ilha Grande, até à entrada da Baía de Sepetiba, e outro correspondendo ao embaiamento a oeste da Ilha Grande. Entre estes há o canal central, uma depressão estreita, alongada e profunda (fig. 6).

Figura 6 – Divisão da Baía da Ilha Grande em três corpos d'água distintos, Oeste, Central e Leste.



Fonte: CORTEZ, 2014.

A Baía de Ilha Grande é um sistema estuarino parcialmente misturado com o oceano através dos extremos leste e oeste da Ilha Grande e tem parte de seu aporte de água doce oriundo da Baía de Sepetiba (SIGNORINI, 1980). Signorini (1989), realizou estudos sobre circulação na Baía da Ilha Grande e segundo os dados analisados, os principais mecanismos identificados atuando na circulação das águas foram: oscilações de maré, ventos, correntes de convecção e gradientes de densidade.

Outra influência no local é a passagem das Ondas de Plataforma Continental (OCPs) que se propagam ao longo da plataforma continental. Cavalcante (2010) avaliou a influência das OCPs, confinadas à plataforma, sobre os fluxos em toda a Baía da Ilha Grande e indicou que a hidrodinâmica local apresenta uma resposta influenciada pelos efeitos dessas ondas, sobretudo no inverno, quando sua presença é mais frequente. Ademais, a Corrente do Brasil, que flui para sudoeste sobre o talude continental é um outro fator importante, cuja variabilidade pode produzir impactos sobre o nível do mar no interior das baías, dentre outros efeitos. Oscilações com período de 65 dias, relacionadas a dinâmica da Corrente do Brasil, foram correlacionadas às elevações no interior da Baía de Guanabara (Pita, 2019), que se localiza a apenas 100 km à Baía da Ilha Grande. A ocorrência sazonal das intrusões da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) em subsuperfície também são um fator relevante na região. Essa massa de água relativamente mais fria e densa

proporciona uma diminuição das temperaturas na camada de fundo que podem chegar a até 16°C na região do cultivo (KJERFVE *et al.*, 2021).

Quanto a profundidade média na Baía, a porção Oeste tem as menores profundidades, inferiores a 10 metros. As profundidades médias são superiores a 20 metros e as máximas, que ocorrem no canal que separa esta porção do mar aberto, são em torno 40 metros. Na porção leste as profundidades médias variam entre 10 e 25 metros. O Canal Central é a porção mais profunda da Baía com profundidades alcançando 55 m em regiões isoladas (MAHIQUES, 1987; DIAS *et al.*, 1990; PEREIRA, 2006).

Na região, as marés são semidiurnas e, na área do canal central, as correntes tem direção oeste-leste, em situações de maré vazante, e direção leste-oeste, em maré enchente.

Na área do canal central as correntes assumem maior fluxo (KJERFVE *et al.*, 2021), devido ao afunilamento da Baía nesta área (FRAGOSO, 1999, CORTEZ, 2014).

Segundo Fragoso (1999). Os ventos do quadrante sul são mais influentes do que os ventos de quadrante norte na região, e sopram na direção oceano-continente, definindo, assim, a direção das ondas que chegam à área costeira.

A porção oeste da Baía é favorecida pela entrada de água oceânicas, o que a torna mais salina. Estudos de Signorini (1980) e Ikeda & Stevenson (1980) explicam que os fortes ventos na plataforma continental são responsáveis por gerar um aumento relativo do nível do mar na porção oeste, a partir de correntes geradas por eles que entram em contato com a menor profundidade da Baía. O resultado é um gradiente de pressão barotrópico entre as porções leste e oeste. Este conjunto de forças promove a formação de um fluxo unidirecional das águas superficiais da Baía na direção oeste-leste ocasionando a entrada de águas oceânicas. Mais recentemente, Rodrigues (2021, no prelo), através de simulações numéricas e da análise de uma série temporal de dados de velocidade medidos no canal da Ilha Grande, revelou que o fluxo unidirecional para leste no canal está diretamente conectado à presença de uma corrente geostrófica de mesmo sentido sobre a plataforma continental interna, a qual está associada aos gradientes de temperatura e salinidade e a dinâmica da Corrente do Brasil na região.

### 2.4.3 Caracterização Geomorfológica /geológica

A serra do Mar é um conjunto de montanhas que se estende do sul do estado do Rio de Janeiro até o norte do Rio Grande do Sul, abriga uma das maiores diversidades biológicas do país, sendo considerado patrimônio nacional. A Baía da Ilha Grande faz parte de um dos segmentos da Serra do mar, pois está localizada na última cidade litorânea no trecho da Serra da Bocaina, sob o domínio de escarpas e reversos, justificando o relevo bastante acidentado, variando desde ondulado, montanhoso a escarpado (BELO *et al.*, 2002; INEA, 2015).

Na zona costeira da Baía da Ilha Grande são encontrados depósitos sedimentares inconsolidados dos tipos aluvionar, coluvionar, fluvio-marinho e de mangue, bem como típicos cordões arenosos de praia. Esses depósitos são delimitáveis a partir de atributos essenciais como a natureza do material componente, sua granulometria e os eventos que contribuíram para sua formação (DIAS *et al.*, 1990). Segundo Zembruski (1979), a plataforma continental, nas proximidades da Ilha Grande, possui uma largura de cerca de 90 Km.

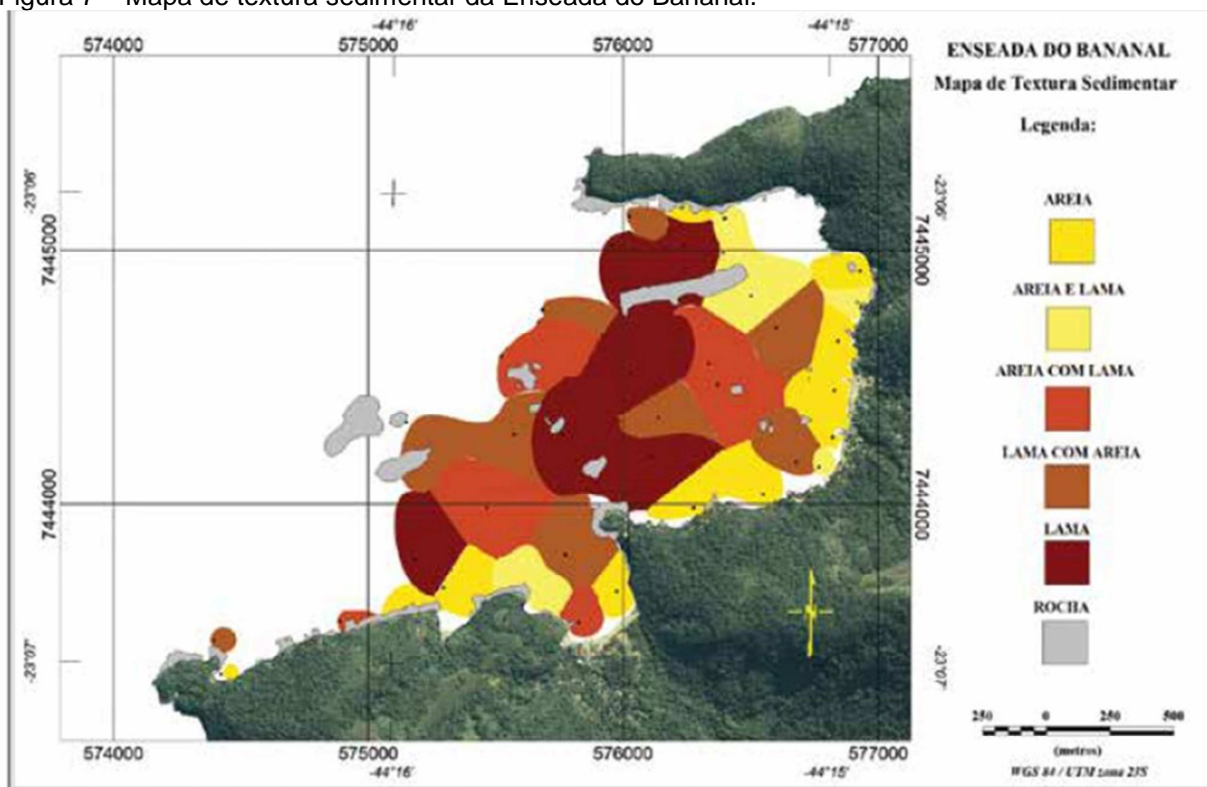
Pereira (2006) mapeou em subsuperfície o canal central da Ilha Grande a fim de entender os processos sedimentares responsáveis pelo fundo marinho na região da Baía da Ilha grande. Junto a outros autores, Ceccoppiari (2001), Côrrea *et al.* (1997) baseados nos trabalhos idealizados por Signorini (1980) e Mahiques (1987) definiram as principais características sedimentares da Baía.

Os sedimentos de superfície e de fundo da porção Oeste da Baía são formados por areias muito finas com presença de material pelítico, característico de ambiente sedimentar de baixa energia e resultado da litificação de lama. Quanto a composição e textura, os sedimentos são semelhantes àqueles da plataforma continental interna adjacente. Os processos de transporte de sedimento atuantes na parte central da Baía da Ilha Grande seriam predominantemente de baixa energia, e a sedimentação, controlada por processos hidrodinâmicos influenciados por forçantes atmosféricas. Os sedimentos de fundo desta porção podem ser caracterizados como atuais, com baixo grau de selecionamento, sendo compostos predominantemente por pelitos e pequenas quantidades de areia. Na porção leste, os sedimentos são moderadamente selecionados com predominância dos tipos de

areia média e grossa. Texturalmente, são sedimentos imaturos com baixo índice de arredondamento e características superficiais de retrabalhamento incipiente.

Segundo o levantamento batimétrico e sedimentar na enseada do Bananal realizado por Villena *et al.* (2014), a enseada possui baixa dinâmica oceanográfica, com pouco aporte de sedimentos terrígenos. A cobertura sedimentar é predominante formada de areia e lama (fig. 7). O relevo de fundo apresenta pequena faixa marginal rasa de aproximadamente 6m de profundidade com gradiente alto nas margens/afloramentos rochosos submarinos e mais baixo na porção central da enseada.

Figura 7 – Mapa de textura sedimentar da Enseada do Bananal.



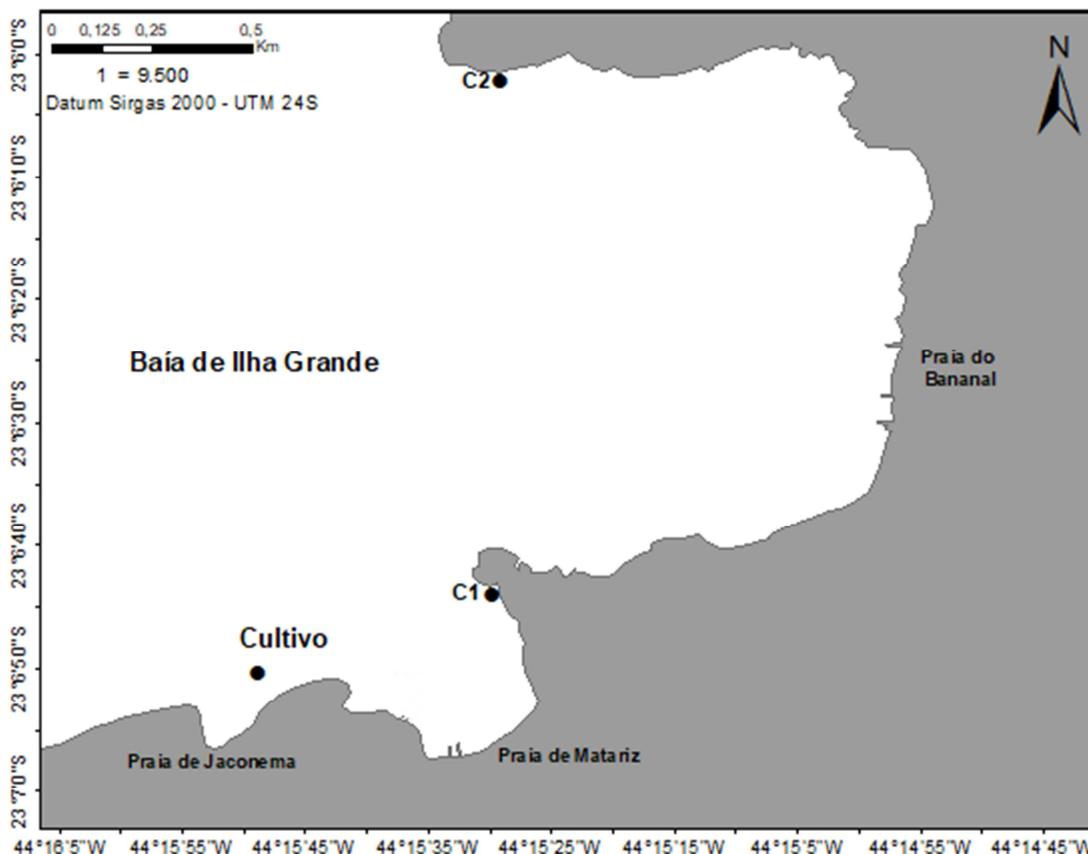
Fonte: VILLENA *et al.*, 2014.

#### 2.4.4 Estações de amostragem

Para esse estudo, três estações de amostragens foram determinadas para a análise da comunidade bentônica e classificação do tamanho dos grãos (fig.8). O primeiro ponto está estabelecido no cultivo de peixes mais antigo no local, também

chamado de matriz (23°06'52.6"S e 44°15'48.2"W) (fig. 9). As duas áreas controles (C1 e C2) estão localizadas repetitivamente a 23°06'01.5" S - 44°15'29.7"W e 23°06'43.5"S - 44°15'29.2"W na enseada do Bananal (fig. 10 e 11 respectivamente).

Figura 8 – Localização das estações de coleta (cultivo; controle 1- C1 e controle 2- C2) na enseada do Bananal - Ilha Grande, onde os estudos da comunidade bentônica de sedimento inconsolidado foram conduzidos.



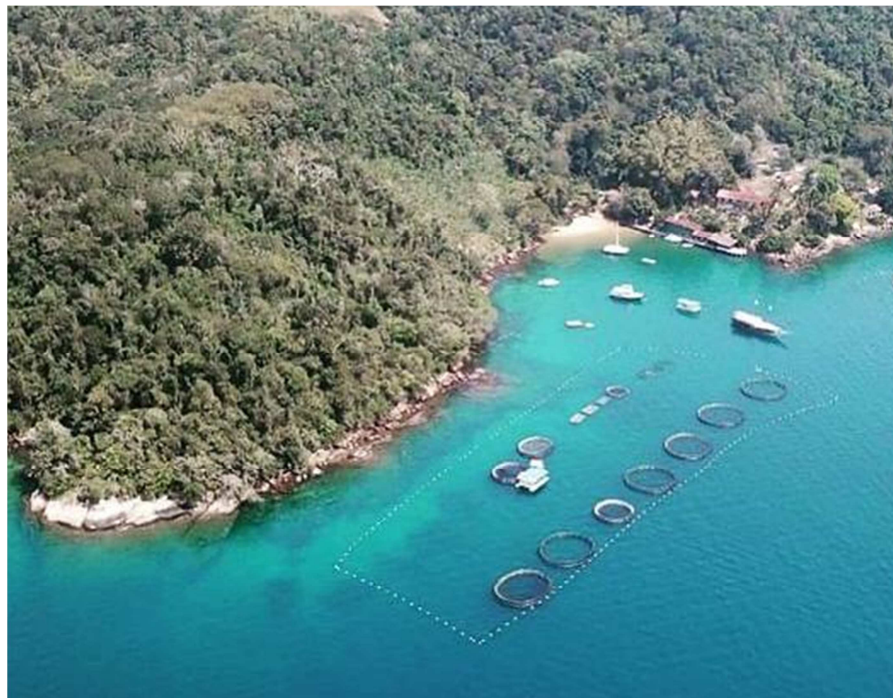
Fonte: A autora, 2021.

Na área de influência representada pela fazenda marinha, estão instalados 7 tanques-rede flutuantes de polietileno, circulares de aproximadamente 16 m de diâmetro (fig. 9). As redes dos tanques possuem em torno de 6 a 9 m de profundidade e a borda do tanque fica exposta à superfície em torno de 1 metro. A densidade de peixes no tanque é baixa, em torno de 10 kg/m<sup>3</sup>. A alimentação dos peixes é realizada 3 vezes ao dia e é composta em sua maioria por excedente de pesca (principalmente sardinhas) e ração úmida.

Tanques menores para a produção de garoupa, estavam inativos na época desse estudo. Próximo aos tanques de peixes está localizado um cultivo de vieira.



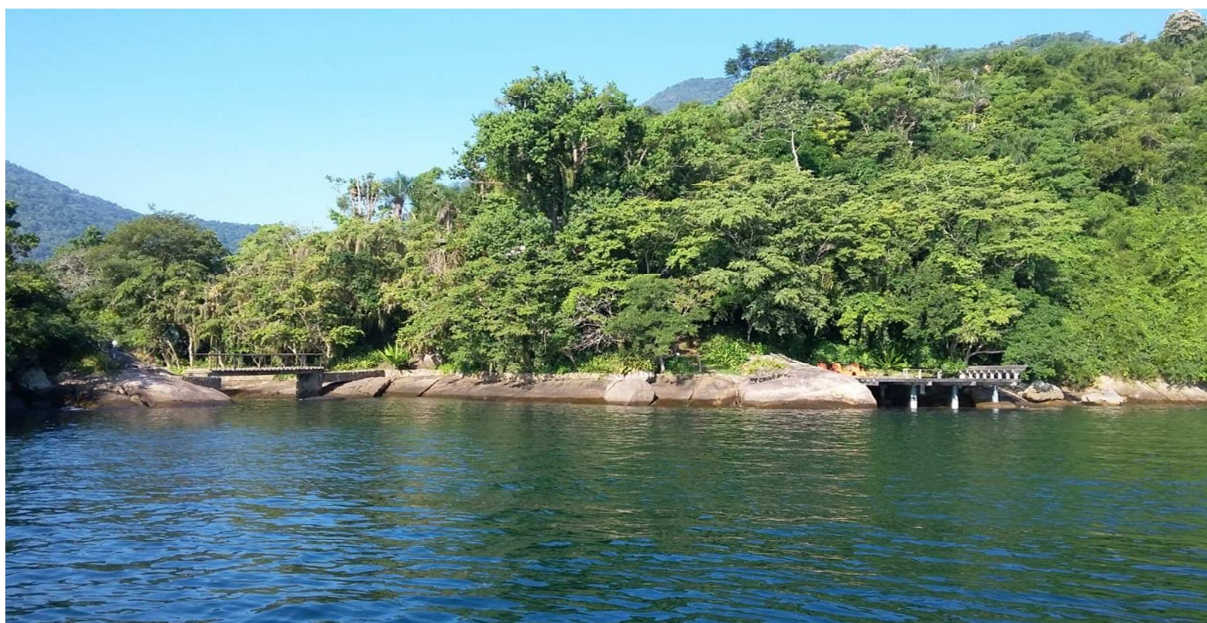
Figura 9 – Tanques da fazenda marinha localizados na praia de Jaconema – Enseada do Bananal.



Fonte: MARICULTURA COSTA VERDE, 2019.

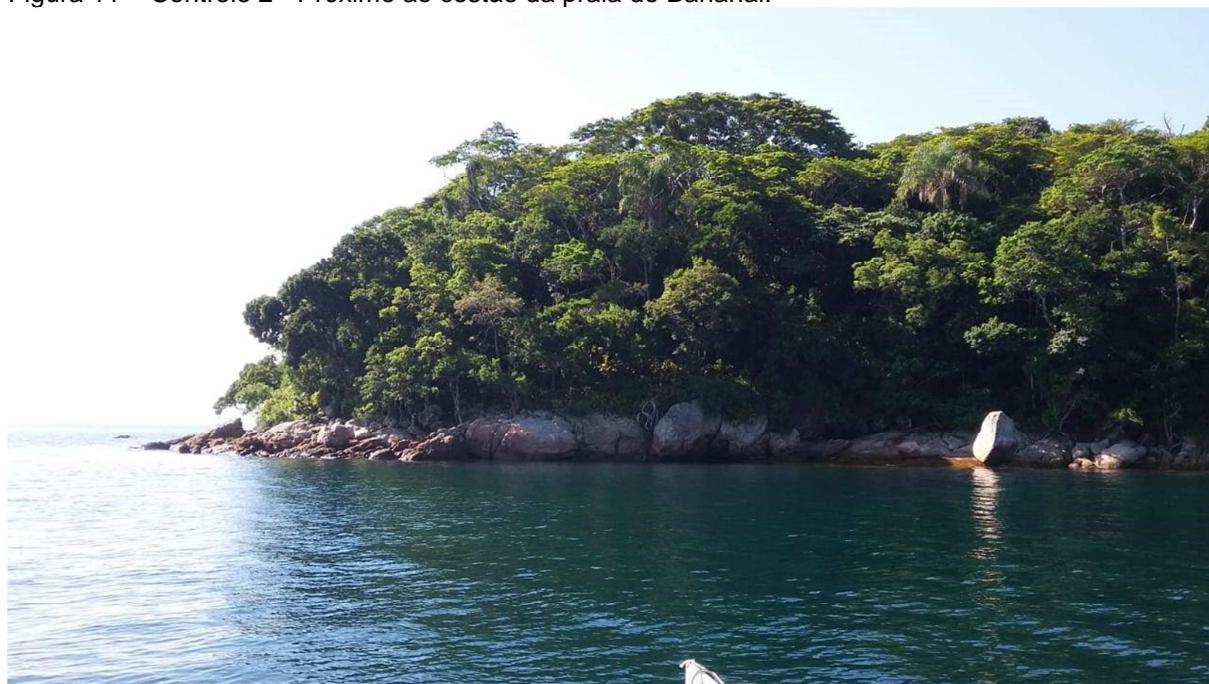
As regiões de controle ficam localizadas respectivamente a ~550 m e ~1,5 km do cultivo. Não foi observado descarga de esgoto doméstico pontual nos locais de coleta nas estações controle, porém existe uma comunidade residente na costa e não há tratamento de esgoto na região (fig. 10 e 11).

Figura 10 – Controle 1 – Próximo ao costão da praia de Matariz.



Fonte: A autora, 2019.

Figura 11 – Controle 2 - Próximo ao costão da praia do Bananal.



Fonte: A autora, 2019.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Circulação e maré

As análises descritas a seguir foram realizadas em conjunto ao Departamento de Oceanografia Física da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

No local do cultivo, a circulação das correntes ao longo da coluna d'água foi obtida por meio de um perfilador acústico de corrente por efeito Doppler (*Acoustic Doppler Current Profiler – ADCP*), modelo *WorkHorse Sentinel* de 600 kHz (Teledyne RD Instruments) que ficou fundeado, com transdutores para cima, a 17 metros da boia do primeiro tanque-rede (fig.12).

Antecedendo a coleta, foram realizados testes de funcionamento e a calibração do equipamento, assim como sua configuração para a coleta. O plano de coleta foi programado no PlanADCP para que a frequência de amostragem fosse de 1 pulso (ping) a cada 90 segundos. A resolução vertical da célula foi definida em 3 m.

Dois fundeios de 24 dias foram realizados registrando-se ciclos de maré de sizígia e de quadratura em ambos. O primeiro fundeio ocorreu no período de 4 a 28 de abril de 2019 e o segundo durante o período de 25 de junho a 19 de julho de 2019.

Figura 12 – Perfilador acústico de corrente modelo *WorkHorse Sentinel* de 600 kHz



Fonte: A autora, 2019.

Após a coleta, os dados foram extraídos no programa WinADCP em formato mat. Posteriormente passaram por um controle de qualidade no ambiente Phyton 3.7 /Spyder (Anaconda). Nesta etapa foram considerados como dados de velocidades espúrios aqueles que apresentaram ao menos uma das características a seguir: desvios dos ângulos de Roll e Pitch  $\geq 5^\circ$ ; amplitude média do Eco (AE)  $\leq 30$  counts; magnitude média de Correlação da Amplitude dos transdutores (CA)  $\leq 63$  counts; percentual de coerência do transdutor de número 4 (PC4)  $\leq 19$  counts; e valores de velocidade superior a três desvios-padrão (*spikes*). A correção dos dados de velocidade de acordo com o ângulo de declinação magnética de  $-22.5^\circ$  também foi realizada nessa etapa.

A praia de Jaconema localizada na enseada do Bananal possui uma estação maregráfica instalada pelo departamento de Oceanografia Física da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. A elevação de maré foi estimada utilizando o catálogo fornecido pela Fundação de Estudos do Mar (FEMAR) com as constituintes harmônicas fornecidas pelo Laboratório de Oceanografia Física, por meio do Programa para Previsão e Análise de Marés – PACMARE. A maré foi classificada a partir das constantes harmônicas, de acordo o critério de Courtier (eq. 1 e tab. 1) (FRANCO, 2009). O gráfico de densidade espectral de potência foi gerado a partir do método proposto por Welch, (1967). O gráfico foi gerado a partir da série de dados de abril de 2019. Não será apresentado o gráfico de densidade espectral de potência para o período de julho de 2019, visto que os resultados dos picos são semelhantes ao de abril 2019.

$$C = \frac{H(O_1) + H(K_1)}{H(M_2) + H(S_2)}$$

(1)

Onde,

H indica a amplitude da componente harmônica.

Tabela 1 – Critério de Courtier para classificação de maré (continua)

Desigualdade	Classificação	Cota do plano do nível de redução em relação ao nível médio ( $Z_0$ )
$0 \leq C \leq 0,25$	Maré semidurna (2 PM e BM por dia)	$H(M_2) + H(S_2) + H(N_2) + H(K_2)$
$0,25 \leq C \leq 1,5$	Maré semidiurna com desigualdades diurnas (2PM e 2BM desiguais)	BALAY

Tabela 1 – Critério de Courtier para classificação de maré (conclusão)

$1,5 \leq C \leq 3$	Maré mista (2PM e 2BM ou 1PM e 1BM por dia)	$H(M_2) + H(S_2) + H(K_1) + H(O_1)$
$C > 3$	Maré diurna (1PM e 1 BM por dia)	$H(M_2) + H(S_2) + H(K_1) + H(O_1)$

Fonte: Adaptado de Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), 2017.

Os mapas de amplitude de maré foram gerados a partir de uma rotina computacional escrita na linguagem PYTHON versão 3.7.

### 3.2 Granulometria do substrato inconsolidado

Nesta seção será descrita a metodologia adotada para a caracterização dos grãos e sua posterior análise no Laboratório de Oceanografia Geológica (LABGEO) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

AS coletas realizadas em 2020 tiveram que ser adaptadas devido a pandemia de COVID-19 que assolou o mundo. As coletas foram realizadas de acordo com a liberação de entrada de pesquisadores na área de estudo durante o isolamento social e, portanto, a sazonalidade ideal não pode ser contemplada.

Foram realizadas 5 campanhas de coleta de sedimento. Três em 2019 (abril, setembro e dezembro) e duas em 2020 (agosto e novembro).

Em cada um dos pontos (cultivo, C1 e C2) foram coletadas 5 réplicas (total de 15 amostras) em uma profundidade de cerca de 15 metros, através da técnica de mergulho autônomo. O sedimento foi coletado por um amostrador cilíndrico de PVC (core) com 15 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade, correspondendo a uma área de  $0,01\text{m}^2$  (fig. 13).

Figura 13 – Core e amostra coletada em campo.



Fonte: A autora, 2019.

### 3.2.1 Pré tratamento e determinação da distribuição granulométrica

Após o quarteamento da amostra, aproximadamente 100 g de sedimento foram separados, o sobressalente do quarteamento foi armazenado na geladeira para eventuais perdas em algum dos processos. Segundo as técnicas clássicas de análise de sedimentos, alguns processos precedem a granulometria a fim de não impactar na pesagem e na classificação dos grãos: eliminação dos sais solúveis (1), da matéria orgânica (2) e dos carbonatos (3) (KRUBEIN; PETTIJOHN, 1938).

Os sais solúveis presentes na amostra foram eliminados após três lavagens com água destilada. Esse processo foi realizado por sucção da água com a utilização de uma mangueira, com a amostra decantada. Após esse procedimento, a amostra foi para a estufa a 60° e após estar seca foi pesada. A oxidação da matéria orgânica ocorreu pelo uso de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>- 30% PA da marca Isofar) (fig. 14.a) e, para a eliminação desse reagente, 3 lavagens com água destilada foram novamente realizadas. Com a amostra seca, a nova pesagem precedeu a descarbonatação da amostra, processo este feito com uso de ácido clorídrico diluído a 50% (HCl PA da marca Isofar).

Pôr fim, as amostras foram submetidas ao peneiramento úmido em peneiras com malha de 0,63 mm para se separar a fração fina (< 0,062 mm / > 4 φ) (fig. 14.b)

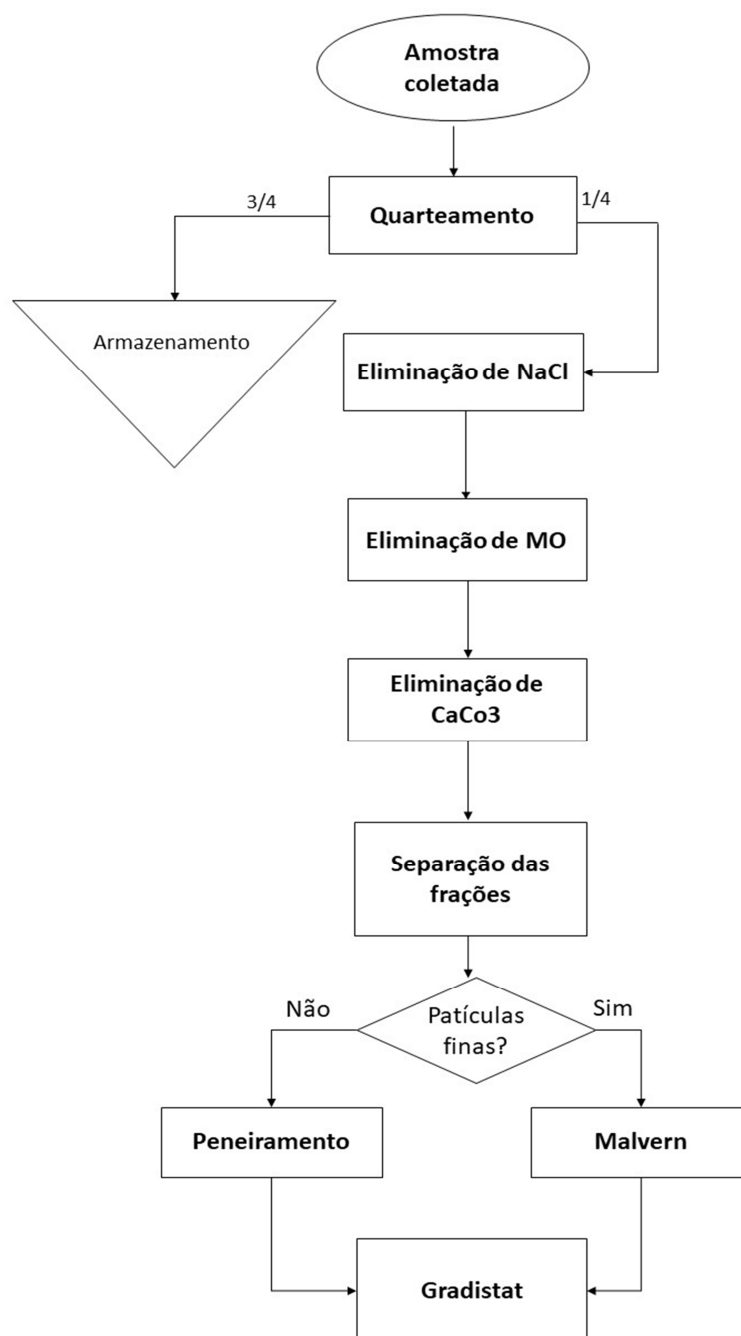
da fração de sedimentos grossos ( $> 0,062\text{mm} / <4 \phi$ ). Esta última foi colocada em um jogo de peneiras a intervalos de  $0,5\phi$ , e ficou por 20 minutos no agitador (fig. 14c). O teor de finos do sedimento coletado foi mensurado através do método de Suguio (1973). Posteriormente, as frações silte e argila foram determinadas através do analisador de partículas por difração a laser *Malvern*<sup>TM</sup> (modelo Ms 2000- Altman) para cálculo dos parâmetros granulométricos (fig.14.d). Tais processos estão expostos de maneira sequencial na figura 15.

Figura 14 – Registro de algumas etapas da análise de sedimento: a) Oxidação das amostras; b) peneiramento úmido; c) conjunto de peneiras para separação de grãos e d) Malvern modelo Ms 2000



Fonte: A autora, 2019.

Figura 15 – Fluxograma para análise de sedimento.



Fonte: A autora, 2018.

### 3.2.2 Pós processamento

Os resultados das análises obtidas através dos três métodos (peneiramento úmido, peneiramento seco e difração a laser) foram reunidos e normalizados a



100% no programa *Excel* do pacote office 365. Este procedimento foi realizado apenas para amostras com mais de 1% de partículas finas (<0,062mm).

Os dados foram processados no programa *Gradistat* versão 8.0 (BLOTT; PYE, 2001). A porcentagem de sedimentos presentes em cada fração de tamanho de peneiras e o percentual de sedimento observado em classes de tamanho derivados do *malvern*, foi utilizada como dado de entrada, que foram mantidos em unidades phi para facilitar a leitura dos resultados. A relação entre as unidades phi e mm é expressa na Equação 2.

$$\Phi = -\log_2 d \quad (2)$$

Onde,

$\Phi$  é o tamanho em unidades phi e d é diâmetro do grão em milímetros.

Desta forma, a distribuição do tamanho médio dos grãos foi classificada de acordo com Udden-Wentworth (Tabela 2):

Tabela 2 – Classificação do tamanho das partículas de sedimento

Classificação	Tamanho em mm	Tamanho em phi ( $\Phi$ )
Grânulo	>2	>-1
Areia muito grossa	2 a 1	-1 a 0
Areia grossa	1 a 0,5	0 a 1
Areia média	0,5 a 0,25	1 a 2
Areia fina	0,25 a 0,125	2 a 3
Areia muito fina	0,125 a 0,0625	3 a 4
Silte grosso	0,0625 a 0,0312	4 a 5
Silte médio	0,0312 a 0,0156	5 a 6
Silte fino	0,0156 a 0,0078	6 a 7
Silte muito fino	0,0078 a 0,0039	7 a 8
Argila	0,0039 a 0,00098	8 a 10

Fonte: LIDHOLM, 1987. Adaptada pela autora, 2021.

A assimetria gráfica ( $Sk$ ) reflete a existência de um excesso de finos (silte e argila) ou de grossos na amostra. A assimetria é definida por um coeficiente que determina se esta, é positiva (+) ou negativa (-) (POIZOT *et al.*, 2008). Nesse

estudo, ela foi calculada segundo a Equação 3, proposta por Folk & Ward (1957). Sua classificação é expressa na Tabela 3:

$$Sk_1 = \frac{\Phi_{16} + \Phi_{84} - 2\Phi_{50}}{2(\Phi_{84} - \Phi_{16})} + \frac{\Phi_5 + \Phi_{95} - 2\Phi_{50}}{2(\Phi_{95} - \Phi_{16})}$$

(3)

Tabela 3 – Classificação de assimetria das partículas sedimentares

Coeficiente de Assimetria ( $\Phi$ )	Classificação
1,0 a 0,3	Muito positiva
0,3 a 0,1	Positiva
0,1 a -0,1	Quase simétrica
-0,1 a -0,3	Negativa
-0,3 a -1,0	Muito negativa

Fonte: BLOTT; PYE, 2001. Adaptada pela autora, 2021.

Com os resultados, espera-se relacionar a riqueza e abundância de espécies com o tamanho dos grãos (MCLACHLAN; DORVLO, 2005; SAKAMOTO, 1991; SHORT; RIGHT, 1983).

A quantificação da matéria orgânica no sedimento, obtida durante essa análise, será importante para se avaliar a influência desse parâmetro na estrutura da comunidade bentônica de substrato inconsolidado (DE LA HUZ *et al.*, 2002; VELOSO *et al.*, 2003), principalmente, porque ambientes com predominância de sedimentação fina e com acúmulo de matéria orgânica favorecem algumas espécies, enquanto os mais grossos, ao contrário, limitam a existência da infauna (KFOURI *et al.*, 2003; MOURA *et al.*, 2014; TOMASOVYCH *et al.*, 2018).

### 3.3 Organismos bentônicos

As coletas de organismos bentônicos ocorreram no mesmo período da coleta de sedimentos. As 3 primeiras campanhas foram realizadas em abril, setembro e dezembro de 2019 e as duas últimas em agosto e novembro de 2020.

O material a ser triado foi obtido por meio do amostrador cilíndrico de 20 cm de profundidade descrito na sessão anterior. Estudos prévios mostraram que a maior parte do macrobentos é encontrada nos 15-20 cm de profundidade dentro do sedimento (BALLY, 1983).

### 3.3.1 Pré tratamento e identificação das espécies

A fauna associada ao sedimento foi extraída através da técnica de elutriação de sedimento utilizada por Gray & Rieger (1971), que consiste em separar a macrofauna bentônica do sedimento onde ela está inserida, por meio da ressuspensão desses organismos. Este método consiste em lavar as amostras de sedimento e posteriormente filtrá-las através de duas peneiras de 1 mm e 0,5 mm de abertura. O material retido é acondicionado em potes plásticos, devidamente etiquetados, fixado em formol salino a 4% e corado com Rosa Bengala, o que facilita a triagem da fauna. Essa técnica é utilizada, principalmente, para obter os anelídeos que durante o processo da triagem direta no sedimento acabam se deteriorando. Essa técnica não impede de reter organismos de outros grupos e é usada em trabalhos de identificação de macrofauna bentônica de sedimento inconsolidado. (Adaptado de NEVES *et al.*, 2007; FILHO *et al.*, 2015).

No presente estudo ocorreu uma baixa densidade de organismos utilizando somente a elutriação nas amostras das coletas realizadas em 2019, sendo assim, para as coletas realizadas em agosto e novembro de 2020, a triagem de organismos também ocorreu diretamente no sedimento. A macrofauna dos dois métodos foi quantificada e identificada, quando possível até o nível taxonômico de espécie, sob microscópios estereoscópios e óticos.

### 3.3.2 Pós processamento

Os dados foram convertidos para planilhas do programa *Excel* do pacote office 365. A avaliação das comunidades foi feita através dos descritores estruturais (número de espécies e densidade).

A macrofauna tem sido caracterizada utilizando métricas como abundância, biomassa e diversidade. Para a diversidade, a medida mais intuitiva e simples é a riqueza de espécies (S), que será considerada número total de espécies observadas na comunidade.

Dos índices mais comumente usados, esse estudo apresentará resultados para diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J). Essas medições são amplamente utilizadas na descrição da estrutura da comunidade, bem como na avaliação ambiental (SANZ-LAZARO; MARIN, 2011).

Outro índice de qualidade ambiental aplicado foi o AMBI. Alguns autores já relataram a eficiência desse índice aplicado na distribuição da comunidade bentônica em ambientes tropicais (MUNIZ et al., 2005; SIVADAS et al., 2016).

#### 3.3.2.1 3.3.2.1 Índice baseado em espécies indicadoras

a) AMBI: *AZTI's Marine Biotic Index*, ou Índice Biótico Marinho da AZTI (BORJA et al., 2003).

É dado pela Equação 4, onde %G é o percentual representativo de cada grupo.

$$\text{AMBI} = \left[ \frac{(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)}{100} \right]$$

(4)

O AMBI se baseia na proporção da abundância de cinco grupos ecológicos correlacionando-os ao grau de sensibilidade e ao gradiente de stress ambiental gerado em um ambiente impactado por enriquecimento orgânico.

I: Espécies sensíveis à poluição e ao enriquecimento orgânico e presentes em condições de ambiente não poluído;

II: Espécies conhecidas como indiferentes ao enriquecimento orgânicos, sempre em baixas densidades com variações no tempo não significativas;

III: Espécies tolerantes à poluição particularmente ao excesso de enriquecimento de matéria orgânica. Essas espécies até podem ocorrer em condições normais, mas suas populações são estimuladas pelo enriquecimento orgânico;

IV: Espécies oportunistas de segundo ordem, principalmente os pequenos poliquetas;

V: Espécies oportunistas de primeira ordem, essencialmente, depositívoros (BORJA *et al.*, 2003; SANCHEZ, 2012).

A partir de amostras de organismos bentônicos, calcula-se um valor entre 0 (substrato sem alterações), 6 (substrato com alteração) a 7 (zona sem bentos).

Os organismos se distribuem entre 0 a 7.0 quanto ao Índice Biótico (IB) e os ecossistemas são classificados de Normal a drasticamente poluído (tab.4)

Tabela 4 – Valores do AMBI, do Índice Biótico (IB) e classificação da saúde ambiental do ambiente e da comunidade residente.

AMBI	IB	Grupo ecológico dominante	Grau da condição ambiental
$0.0 < \text{AMBI} \leq 0.2$	0	I	Não perturbado/normal
$0.2 < \text{AMBI} \leq 1.2$	1	II	Não perturbado/normal
$1.2 < \text{AMBI} \leq 3.3$	2	III	Levemente perturbado
$3.3 < \text{AMBI} \leq 4.3$	3		Moderadamente perturbado
$4.3 < \text{AMBI} \leq 5.0$	4	IV-V	
$5.0 < \text{AMBI} \leq 5.5$	5		Fortemente perturbado
$5.5 < \text{AMBI} \leq 6.0$	6	V	
Azóico	7	Azóico	Extremamente perturbado

Fonte: Adaptado de BORJA *et al.*, 2003.

### 3.3.2.2 Índices de diversidade biológica

#### a) Índice de Shannon–Weaver (1949)

A diversidade de espécies foi avaliada pelo Índice de Shannon. O índice reflete a heterogeneidade de uma comunidade sobre a base de dois fatores: o número de espécies presentes e sua abundancia relativa. Conceitualmente é uma

medida do grau de incerteza associada à seleção aleatória de um indivíduo na comunidade. O índice apresenta valores entre 0 e 5 bits, valores iguais a cinco são raros e indicam elevado grau de diversidade, valores próximos ou iguais a zero indicam estado ecológico pobre e ruim respectivamente e, portanto, a diversidade da amostra é baixa.

O índice é calculado por meio da Equação 5 onde  $p_i$  é a frequência de cada espécie, para  $i$  variando de 1 a  $S$  (Riqueza).

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_b p_i \quad (5)$$

b) Equitabilidade de Pielou (1975).

O índice de Equabilidade de Pielou ( $J$ ) é derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. O valor do índice oscila entre 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima), sendo dado pela Equação 6, onde  $H$  é o valor do Índice de Shannon e  $S$  é o número de espécies.

$$J = \frac{H'}{\log 2S} \quad (6)$$

### 3.4 Análises estatísticas

As médias das réplicas foram consideradas para a análise dos dados.

Os dados foram planilhados no Excel pacote *office* 365 e as análises foram realizadas no software “R” versão 3.6.1 (R core Team 2019).

### 3.4.1 Teste de normalidade

A normalidade dos dados biológicos foi testada através do teste Shapiro-Wilk (ZAR, 1996). Os dados testados diretamente foram definidos como não normais, sendo, portanto, transformados utilizando-se  $\log x + 1$ , raiz quadrada e arcoseno. Após a transformação, a reaplicação do teste foi realizada e os valores de  $p$  ainda foram muito baixos ( $p < 0,005$ ). Assim, os dados, definitivamente, foram considerados não normais, decidindo-se utilizar a estatística não paramétrica.

### 3.4.2 Teste de Kruskal-Wallis

Como os dados testados foram avaliados como não normais, estes foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis (ZAR, 1996) a fim de comparar as estações de coleta e as campanhas.

Foram efetuados dois tipos de investigação através desse teste. Na primeira, os dados foram agrupados por campanha, onde a hipótese  $H_0$  foi a de que todas as campanhas possuem as mesmas características. Na segunda, os dados foram agrupados por estação de coleta, onde a hipótese  $H_0$  foi a de que todas as estações possuem as mesmas características biológicas. Quando o coeficiente  $p$  é menor do que 0,05 diz-se que a hipótese nula foi rejeitada. Para se descobrir quais os grupos dentro do conjunto de dados com  $p < 0,05$ , ou seja, com diferenças significativas, foi aplicado o teste pareado para comparações, visando identificar quais campanhas possuem características ambientais destoando dos demais.

### 3.4.3 O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS)

O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) foi efetuado para visualizar padrões de similaridade entre estações a partir da estruturação da comunidade da macrofauna bentônica. Os dados são avaliados por um *ranking* de

similaridade entre os objetos. No caso deste estudo, os objetos analisados são as campanhas e estações de coleta. Em seguida, foi feito um teste de permutação (PERMANOVA) para testar os agrupamentos formados pelo nMDS. Ambos foram efetuados utilizando-se o pacote “vegan” (OKSANEN, 2019).

#### 3.4.4 Correlação de Spearman

A correlação de Spearman consiste em entender como uma variável se comporta em um cenário onde outra está variando, visando identificar se existe alguma relação entre a variabilidade de ambas (ZAR, 1996). O teste de correlação nesse estudo foi utilizado para avaliar como os índices ecológicos (riqueza, diversidade e AMBI) se comportam em relação a matéria orgânica presente no sedimento.

Essa medida de correlação é avaliada no intervalo -1 e 1, e quanto mais próximo dos extremos, mais forte é a relação. Quando o valor do coeficiente se aproxima 1, há uma relação linear positiva. Quando o coeficiente se aproxima de -1, também é possível dizer que as variáveis são correlacionadas, mas, nesse caso, o aumento do valor de uma variável implica na diminuição do valor da outra. Isso é denominado correlação negativa. Um coeficiente de correlação próximo de zero indica que não há relação entre as duas variáveis.

As correlações de MO com diversidade e riqueza para as campanhas 1, 2, e 3 foram excluídas, devido à baixa densidade de organismos. Portanto, as correlações foram feitas apenas com as campanhas 4 e 5. Na correlação de MO com AMBI, os dados do Controle 2 das campanhas 1 e 3 não foram considerados, visto que nessa estação não houve presença de organismos. Além disso, foi usado o valor médio de MO, pois o AMBI considera apenas um valor por campanha (sem réplicas).



## 4 RESULTADOS

### 4.1 Correntes e marés

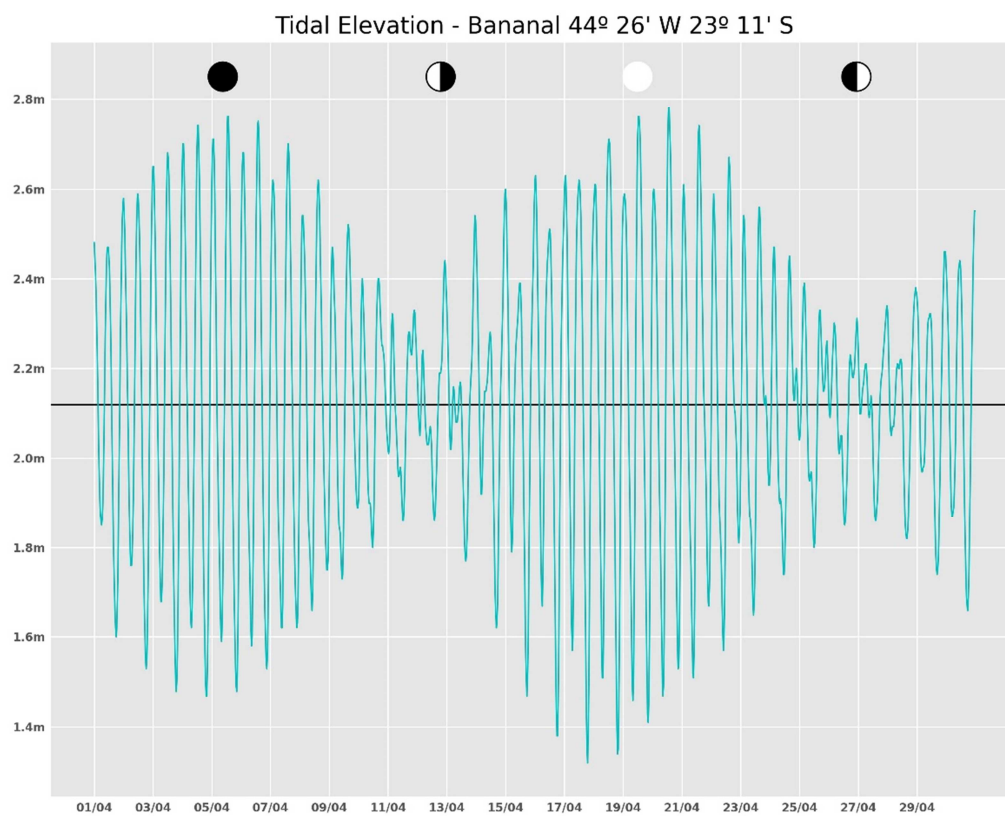
A partir das análises realizadas, foi possível concluir que a maré apresenta comportamento semidiurno com desigualdades diurnas. Para tal, foi considerado o critério de Courtier, avaliado em 0,30 ( $0,25 < C < 1,5$ ), a partir dos valores das amplitudes das constituintes harmônicas encontradas na tabela 5. A altura de maré prevista para o fundeio em abril de 2019 (fig.16) variou entre 1,2 e 2,8 m e, entre 1,4 e 2,7m, no período de julho de 2019 (fig.17).

Tabela 5 – Principais constituintes harmônicas com seus respectivos valores de amplitude e fase.

Constituintes Harmônicas	Amplitude (cm)	Fase (°)
M2	33.17	42.18
S2	19.28	43.84
O1	10.62	65.20
M4	6.57	318.40
K1	5.38	128.44
K2	5.24	43.97
N2	4.03	80.68

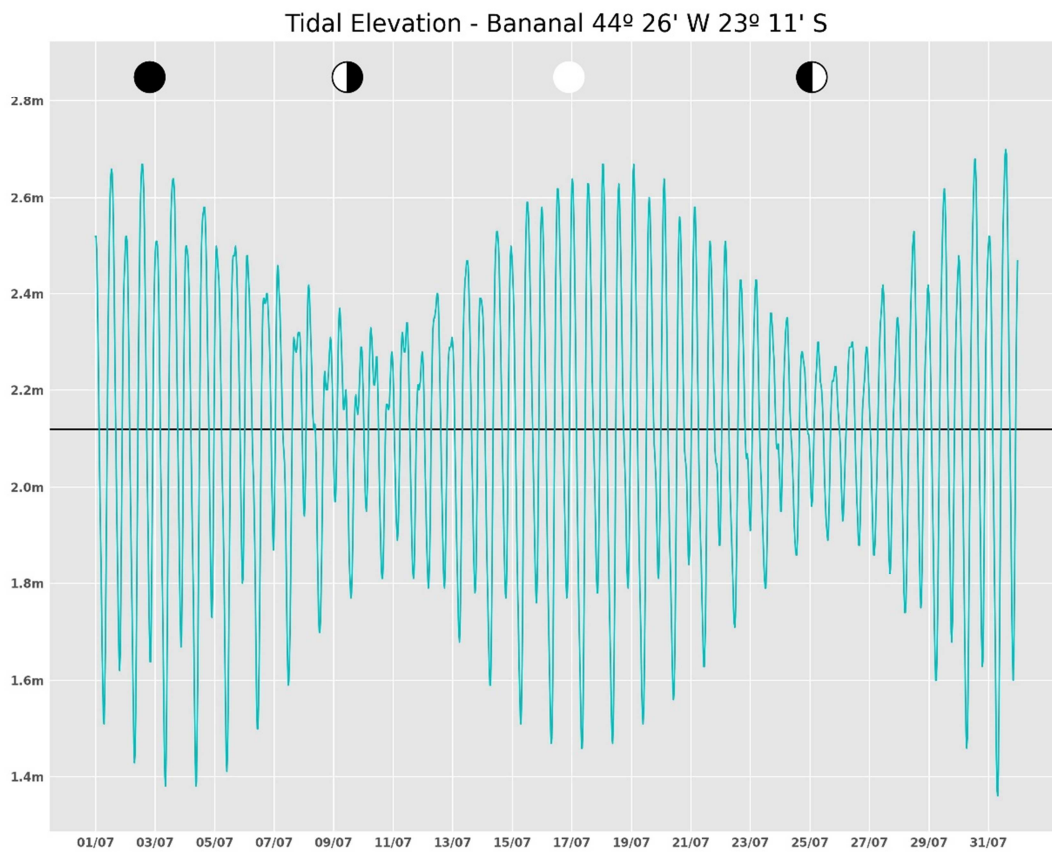
Fonte: A autora, 2021.

Figura 16 – Altura da maré no mês de abril de 2019 na Enseada do Bananal



Fonte: A autora, 2021.

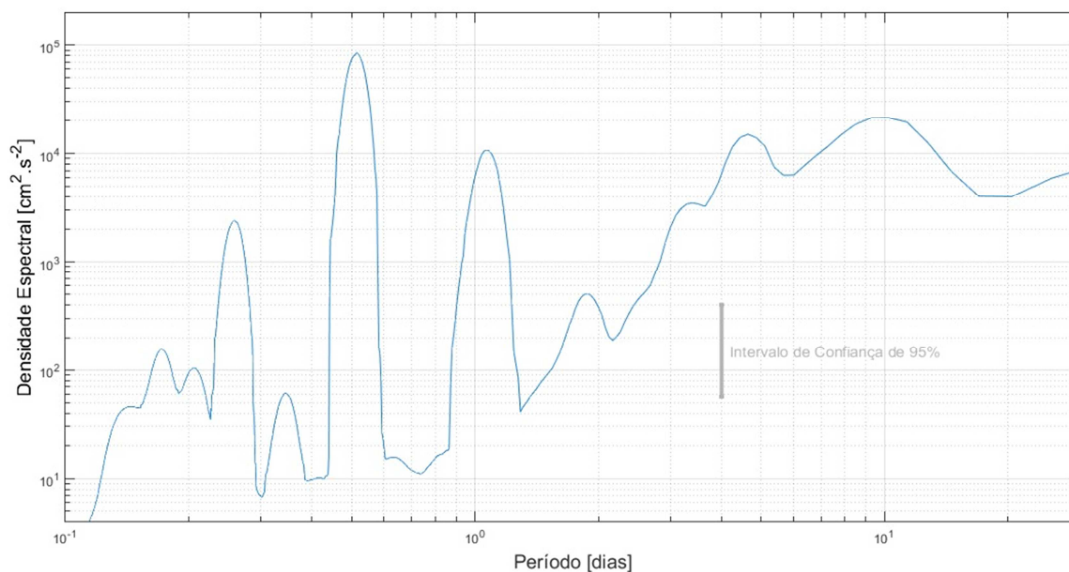
Figura 17 – Altura da maré no mês de julho de 2019 na Enseada do Bananal



Fonte: A autora, 2021.

O gráfico de densidade espectral de potência (fig. 18) mostra que a energia mais elevada é encontrada em períodos de aproximadamente 12 horas, equivalente ao efeito composto da componente de maré M2 e da componente S2. Essas componentes junto as componentes N2 e K2 caracterizaram o regime de maré semidiurno na região. As componentes K1 e O1 constituem o regime diurno e a componente M4, que é gerada a partir da componente M2 devido a distorções sofridas por esta em águas rasas, também foram identificadas.

Figura 18 – Gráfico de densidade espectral de potência para a série temporal da enseada do Bananal de abril 2019.



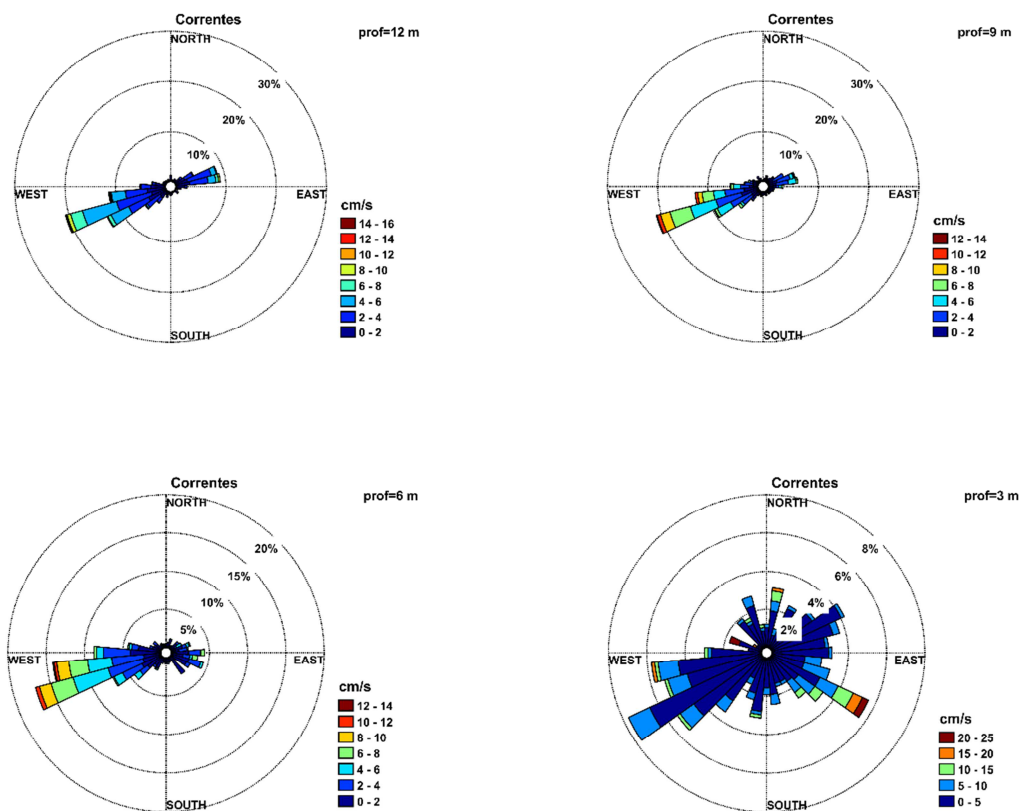
Fonte: A autora, 2021.

As medições de correntes obtidas em abril de 2019 apresentaram intensidade máxima de 10 cm/s no fundo (16 metros) e 25 cm/s na camada mais próxima à superfície (6 metros) (fig.19). As frequências de ocorrência dessas correntes nas profundidades de 9, 12 e 16 metros acima do fundo mostram que, no ponto do cultivo, as velocidades apresentam direção predominantemente zonal com sentido predominante para oeste/sudoeste. Neste sentido, também são observadas velocidades sensivelmente maiores que, com base nos mapas cotidianos para a região, estão associadas as correntes de maré vazante. No sentido oposto, para leste, são observadas correntes menos intensas, associadas a maré de enchente. Na camada mais próxima da superfície (6 metros), as intensidades e direções apresentam um padrão geral similar ao observado nos níveis mais profundos, porém com uma maior variação de direções e maiores intensidades, sobretudo no sentido sudeste. Tal fato sugere uma maior influência de forçantes superficiais sobre as correntes nessa profundidade, tais como a tensão do vento ou a incidência de ondas de gravidade que promovem uma deriva residual (deriva de Stokes). Velocidades registradas com o ADCP numa profundidade ainda mais próxima da superfície (3 metros) apresentaram parâmetros de intensidade do eco e percentual de correlação não compatíveis com o controle de qualidade e assim foram eliminadas das análises.

A partir das rosas de corrente descritas acima, a velocidade residual (resultante) para a coleta de abril foi calculada em cada profundidade de registro do ADCP, conforme exhibe a figura 20. Esse cálculo considera a média das velocidades ao longo de ciclos completos da maré dominante (semidiurna), cujo período é de 12.42 horas, e foi realizado para cada profundidade de registro do ADCP. O resultado mostra que a corrente residual resultante, entre 9 e 16 metros, apresenta, consistentemente, direção de aproximadamente  $250^\circ$ , isto é, sentido para oeste (ligeiramente sudoeste) com baixas intensidades, variando de 1 a 2 cm/s. Na profundidade mais próxima da superfície, 6 metros, a direção residual foi de  $180^\circ$ , isto é, sentido para sul e intensidade ainda menores, de cerca de 0.5 cm/s.

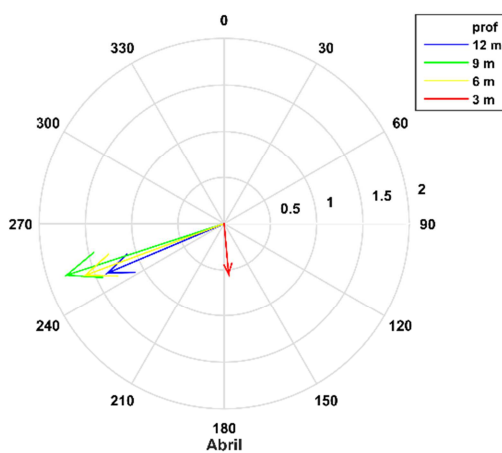
As medições de corrente para o mês de julho apresentaram intensidade máxima de 12 cm/s na camada mais profunda (16 metros) e próximo à superfície 35 cm/s (6 metros) (fig.21). De forma geral, o padrão das velocidades é similar àquele observado para a coleta de abril de 2019 em todas as profundidades. As correntes de maré vazante, apresentam sentido predominante para oeste nas profundidades de 16, 12 e 9 metros. Já as correntes associadas a maré de enchente apresentam sentido oposto as de vazante e intensidades maiores do que àquelas observadas na coleta de abril de 2019, sendo mais comparáveis às velocidades de vazante. Na camada mais próxima da superfície (6 metros), assim como observado na coleta de abril, as intensidades e direções apresentam um padrão geral similar ao observado nos níveis mais profundos, porém com uma maior variação de direções e maiores intensidades, de forma geral. A corrente residual resultante, entre 9 e 16 metros, apresenta, assim como observado na coleta de abril, direção entre  $250^\circ$  e  $260^\circ$ , isto é, sentido para oeste (ligeiramente sudoeste) com intensidades inferiores a 1 cm/s, ainda mais baixas que aquelas obtidas na coleta de abril (fig.22). Na profundidade mais próxima da superfície, 6 metros, a direção residual foi de, aproximadamente,  $275^\circ$ , sendo, nesta coleta, similar àquelas nos níveis mais profundos. O mesmo se aplica para a magnitude da velocidade residual (cerca de 1 cm/s).

Figura 19 – Rosa das correntes para a enseada do Bananal para campanha de abril de 2019. No sentido horário: 12m; 9 m; 6m e 3m.



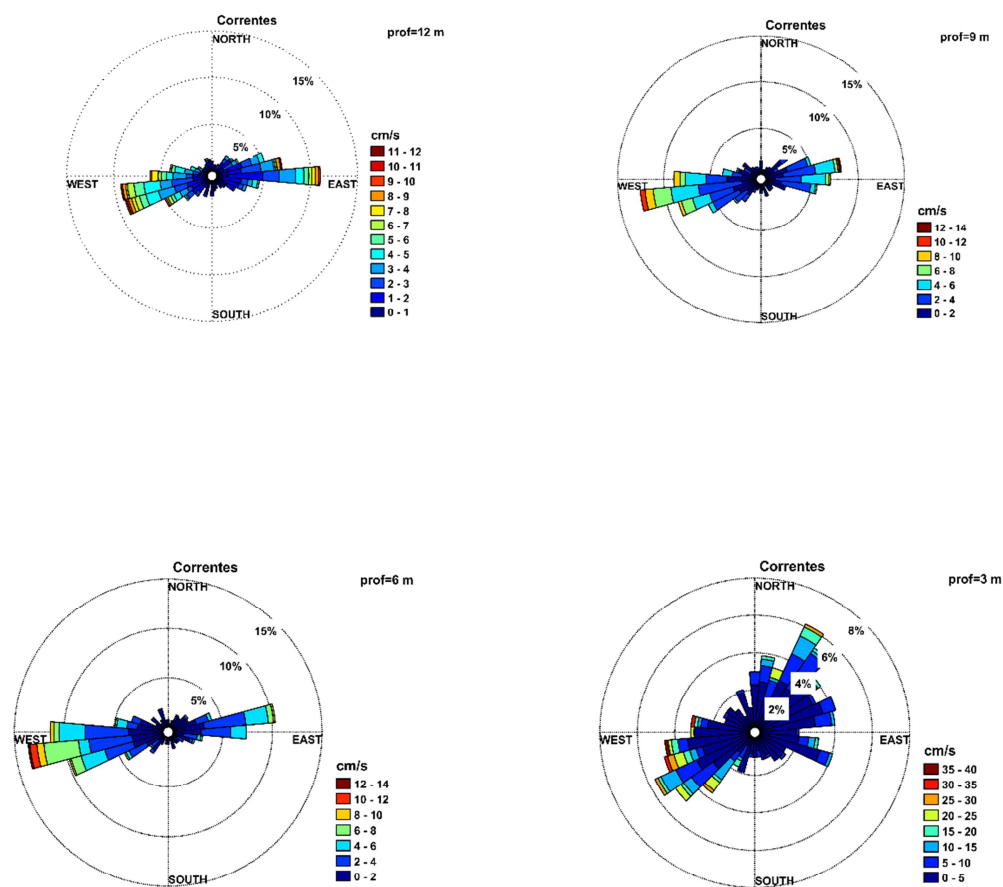
Fonte: A autora, 2021.

Figura 20 – Velocidade residual (resultante) gerada a partir da Rosa das correntes da campanha de abril de 2019.



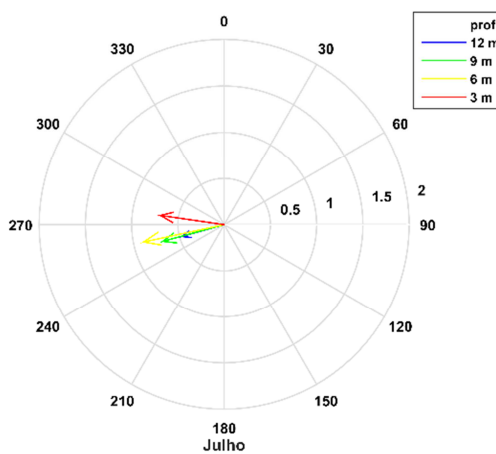
Fonte: A autora, 2021.

Figura 21 – Rosa das correntes para a enseada do Bananal para campanha de Julho de 2019. No sentido horário: 12m; 9 m; 6m e 3m.



Fonte: A autora, 2021.

Figura 22 – Velocidade residual (resultante) gerada a partir da Rosa das correntes da campanha de julho de 2019.



Fonte: A autora, 2021.

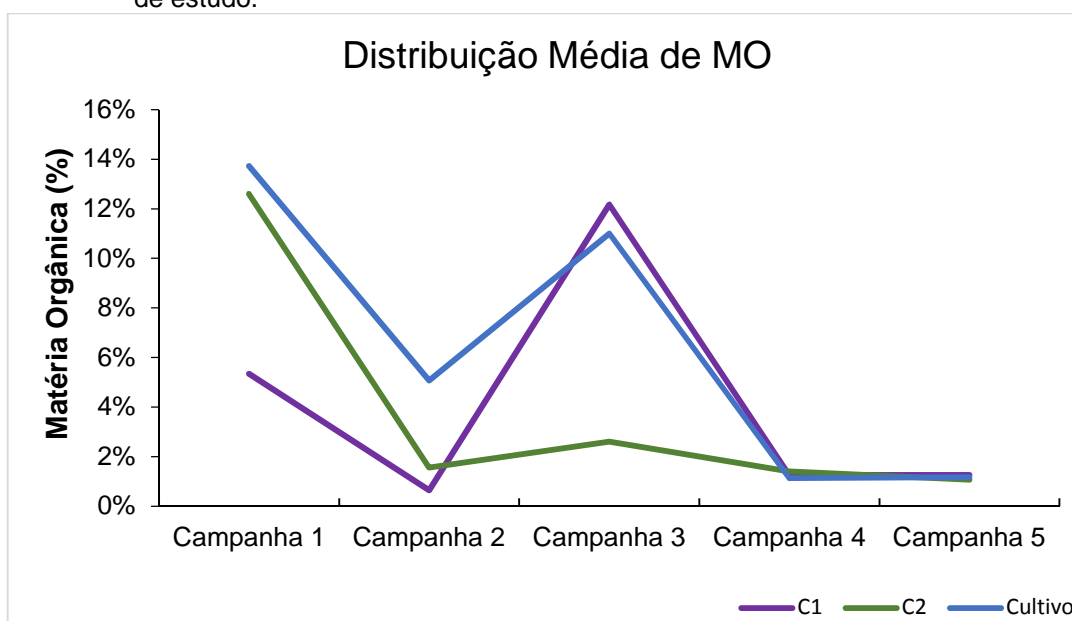
## 4.2 Caracterização sedimentológica

### 4.2.1 Matéria Orgânica

O teor médio de matéria orgânica (MO) nos sedimentos analisados oscilou entre 0,64% e 13,72% (fig. 23). Vale ressaltar que o cultivo teve o maior percentual de MO nas campanhas 1 e 2 e todas as estações apresentaram percentuais inferiores a 2% de matéria orgânica nas campanhas 4 e 5. No geral, as campanhas 1 e 3 apresentaram os maiores teores de MO.

Não houve diferenças significativas entre as estações de coleta no que se refere ao teor de matéria orgânica presente no sedimento ( $p = 0.1307$ ), confirmando, portanto, a hipótese nula. Entretanto, as campanhas apresentaram diferenças significativas na matéria orgânica ( $p < 0,05$ ). O teste pareado demonstrou que a campanha 1 só não se diferenciou significativamente da campanha 3. A campanha 2 teve diferença significativa da campanha 1 e da campanha 3, e essa última também apresentou diferença significativa das campanhas 4 e 5.

Figura 23 – Concentração média de material orgânico nos sedimentos presentes na área de estudo.



Fonte: A autora, 2021.

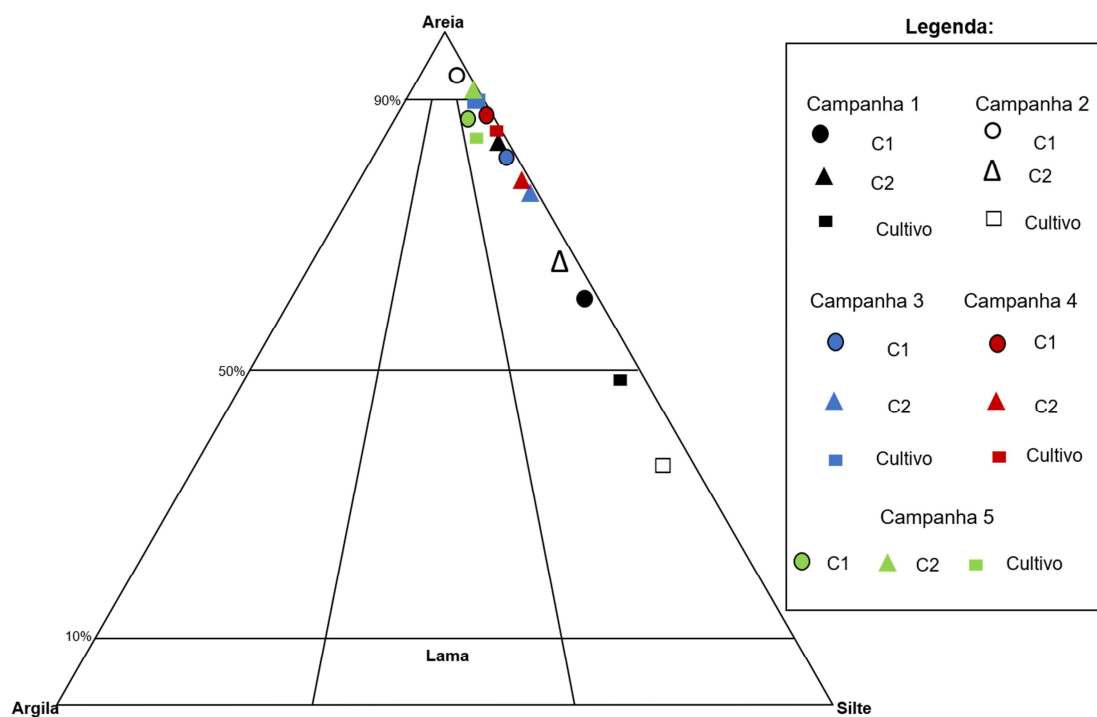


#### 4.2.2 Parâmetros Texturais

A análise do sedimento mostrou a presença de quatro tipos texturais, com níveis variados de mistura de dois graus texturais areia média e areia siltosa (fig. 24). A maior parte das amostras foi composta de sedimento com 50% ou mais de areia, especialmente nas regiões controle. A predominância de grãos mais finos foi nas amostras dos cultivos da campanha 1 e 2 e os grãos mais grossos foram predominantes no controle 1 da campanha 2. As campanhas 3 e 4 se mostraram semelhantes quanto ao tipo textural, principalmente, entre os resultados do controle 2 e do cultivo. As amostras do controle 1 e do cultivo da campanha 5 apresentaram texturas sedimentares semelhantes ao da campanha 4. Essa última campanha teve percentual de quase 90% de areia nas três estações de coleta.

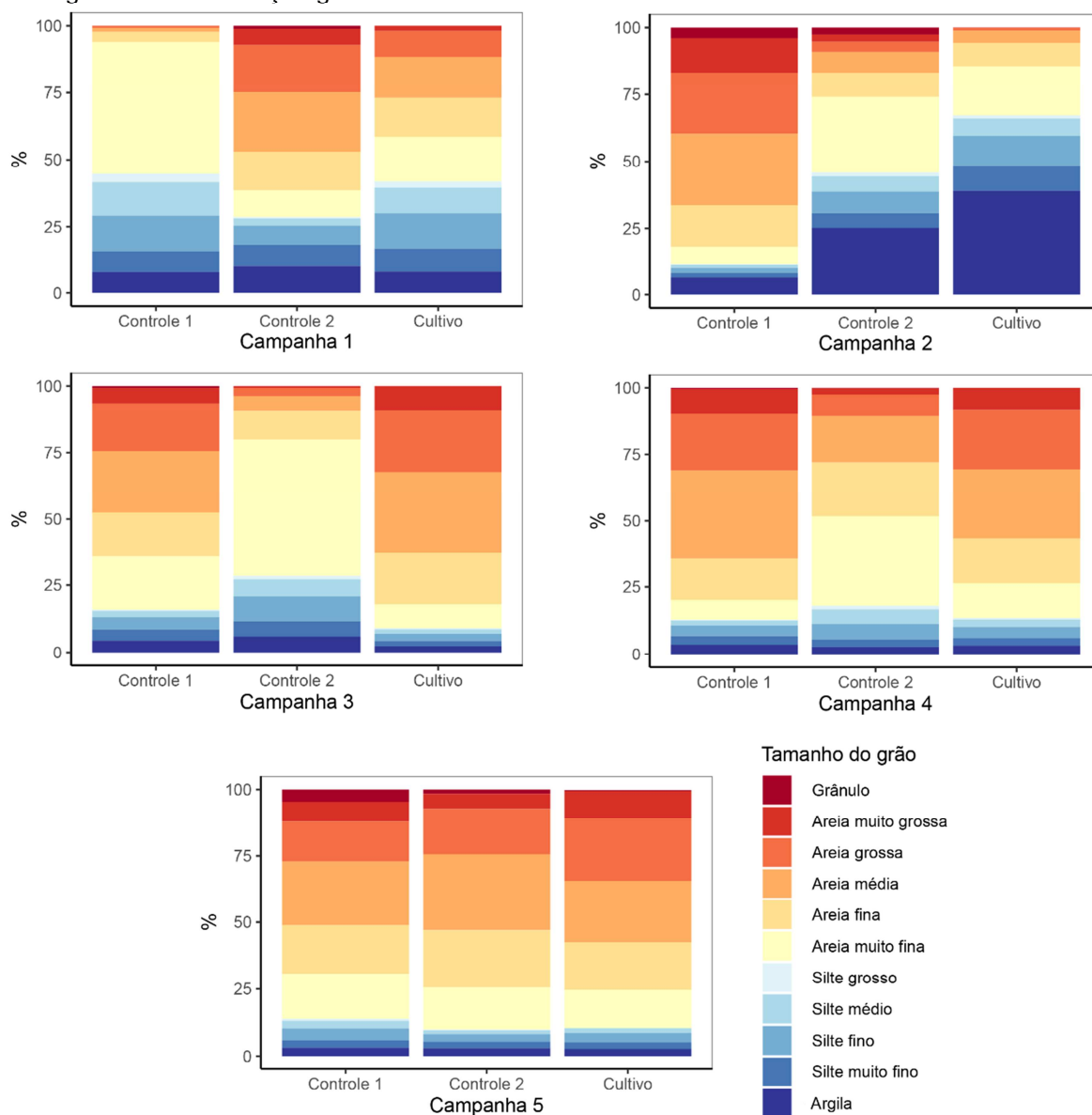
Na figura 25 podemos verificar que as campanhas 1 e 2 apresentaram o maior percentual de granulometria fina formada por silte e argila. Enquanto as campanhas 3, 4 e 5 o percentual predominante dos tamanhos dos grãos é de areia, em torno e 75%.

Figura 24 – Diagrama de Shepard (1954) com a classificação do tamanho dos grãos dos sedimentos coletados na enseada do Bananal- Ilha Grande.



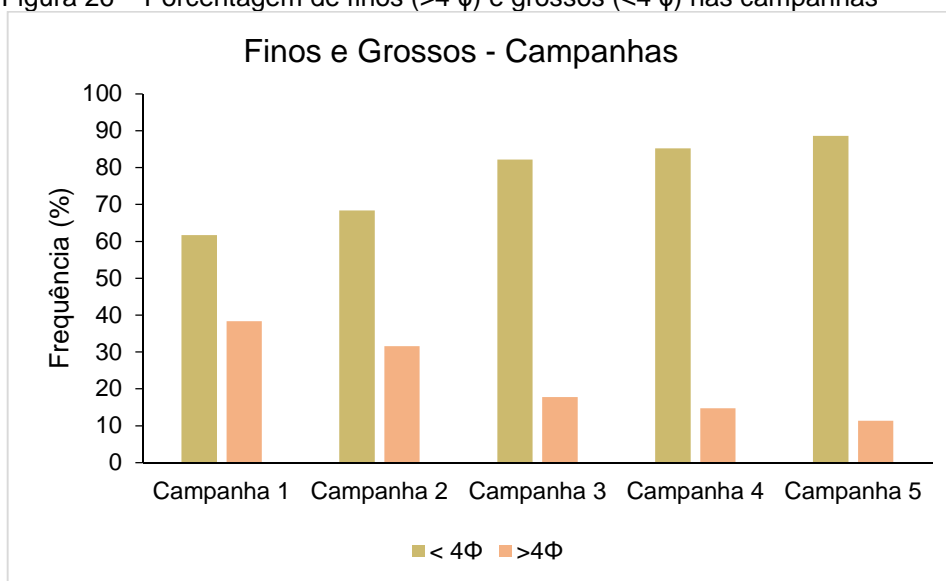
Fonte: A autora, 2021.

Figura 25 – Distribuição granulométrica média das amostras

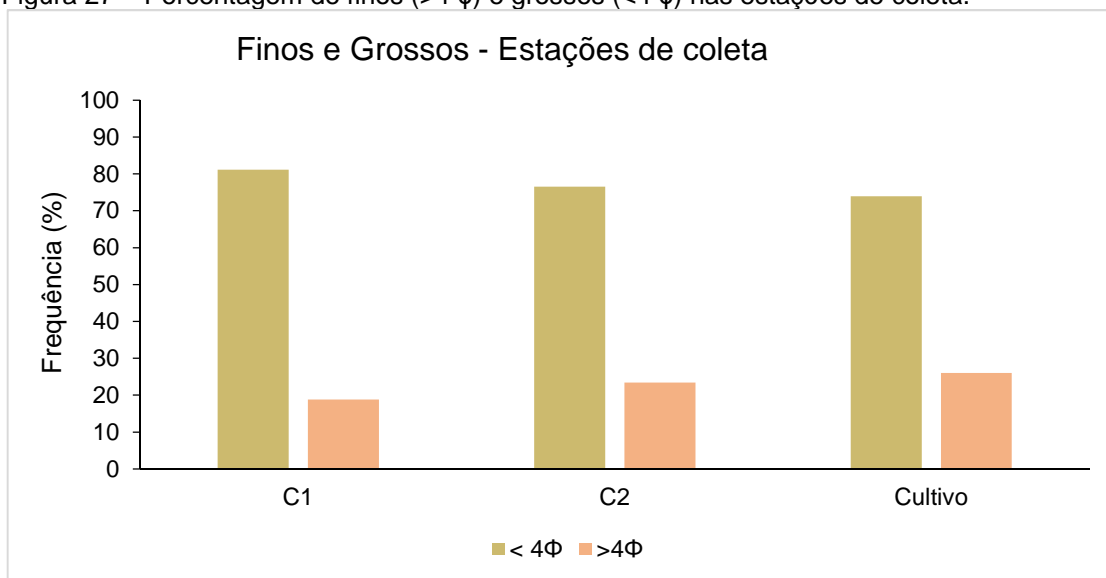


Fonte: A autora, 2021.

Todas as campanhas apresentaram sedimento predominante grosso (<60%) (fig.26). Os menores percentuais de finos foram encontrados nas campanhas 3,4 e 5 (~20%). Analisando as estações de coleta, novamente, ocorreu a predominância de grãos mais grossos, ratificando o resultado anterior (fig.27).

Figura 26 – Porcentagem de finos ( $>4\phi$ ) e grossos ( $<4\phi$ ) nas campanhas

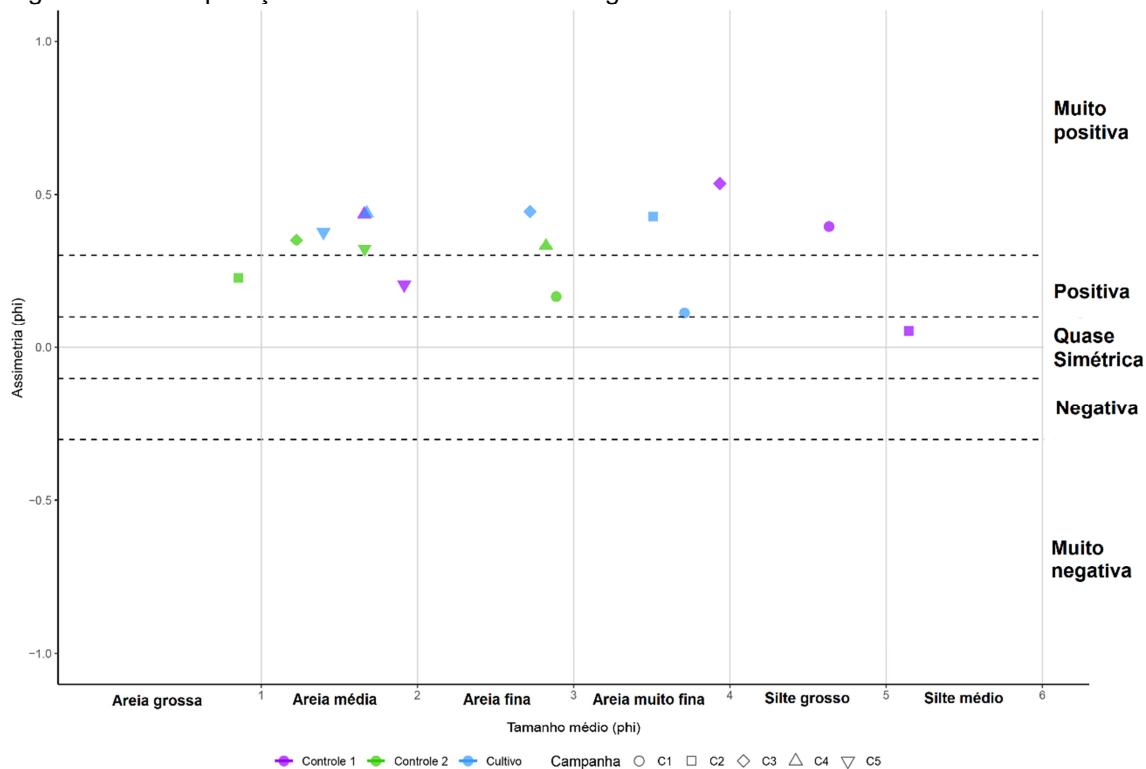
Fonte: A autora, 2021.

Figura 27 – Porcentagem de finos ( $>4\phi$ ) e grossos ( $<4\phi$ ) nas estações de coleta.

Fonte: A autora, 2021.

As amostras coletadas nas áreas controles e no cultivo foram classificadas quanto a simetria em torno da média do tamanho do grão como positivas ou muito positivas, exceto a amostra do controle 1 da campanha 2, que foi quase simétrica. Em relação ao período coletado, as campanhas não mostraram nenhum padrão quanto a simetria do sedimento em torno do tamanho médio do grão (fig. 28).

Figura 28 – Comparação entre tamanho médio do grão versus assimetria



Fonte: A autora, 2021.

### 4.3 Caracterização dos organismos bentônicos

#### 4.3.1 Identificação das espécies

Conforme demonstrado na tabela 6, 34 táxons de invertebrados foram identificados. A classe dos Gastrópodes teve o maior número de táxons observados (26) dentre o total. Os bivalves apresentaram três espécies durante a análise enquanto a classe das poliquetas apresentou quatro espécies. Os anelídeos não foram observados na campanha 5. Foraminíferos não foram identificados a nível de espécies, e só foram presentes nas campanhas 4 e 5. Não houve presença de organismos no controle 2 das campanhas 1 e 3.

Quase 30 mil organismos foram identificados (considerando as réplicas). Para demonstrar a abundância média das espécies apenas os organismos que

apresentaram acima de 4% foram apresentados na figura 29. Os gastrópodes representaram 95% da dominância relativa de indivíduos presentes nas amostras, sendo a espécie *Caecum brasiliicum* (Folin,1874) a mais representativa (44%). Além disso, a espécie *Finella dúbia* (d'Orbigny,1840) foi o único organismo dentre todos os táxons observado em todas as campanhas. Os bivalves tiveram três espécies identificadas, a espécie *Diplodonta punctata* (Say,1822) representou 49% desse grupo. Dentre as Poliquetas, *Exogone sp.* (Örsted, 1845) foi o anelídeo mais abundante (48%).

Tabela 6 – Tabela de presença (+) e ausência (-) das espécies de macrofauna bentônica identificadas no substrato inconsolidado na enseada do Bananal-Ilha Grande (continua).

Espécies	Campanha 1			Campanha 2			Campanha 3			Campanha 4			Campanha 5		
	C1	C2	Cultivo	C1	C2	Cultivo	C1	C2	Cultivo	C1	C2	Cultivo	C1	C2	Cultivo
MOLLUSCA															
Classe GASTRÓPODA															
<i>Acteocina bullata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Alvania auberiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Anachis catenata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-
<i>Astyris lunata</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	+	+	+
<i>Bittium varium</i>	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Caecum brasiliicum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Caecum rissotitum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Claremontiella nodulosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-
<i>Circulus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-
<i>Cyclostremiscus pentagunus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Cylichnella bidentata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Epitonium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Finella dubia</i>	+	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Fossarus orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-
<i>Haminoea elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Laampanella mínima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Natica</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Neritina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-

Legenda: Áreas controles; C1- controle 1 e C2- controle 2.

Fonte: A autora, 2021.

Tabela 6 – Tabela de presença (+) e ausência (-) das espécies de macrofauna bentônica identificadas no substrato inconsolidado na enseada do Bananal-Ilha Grande (conclusão).

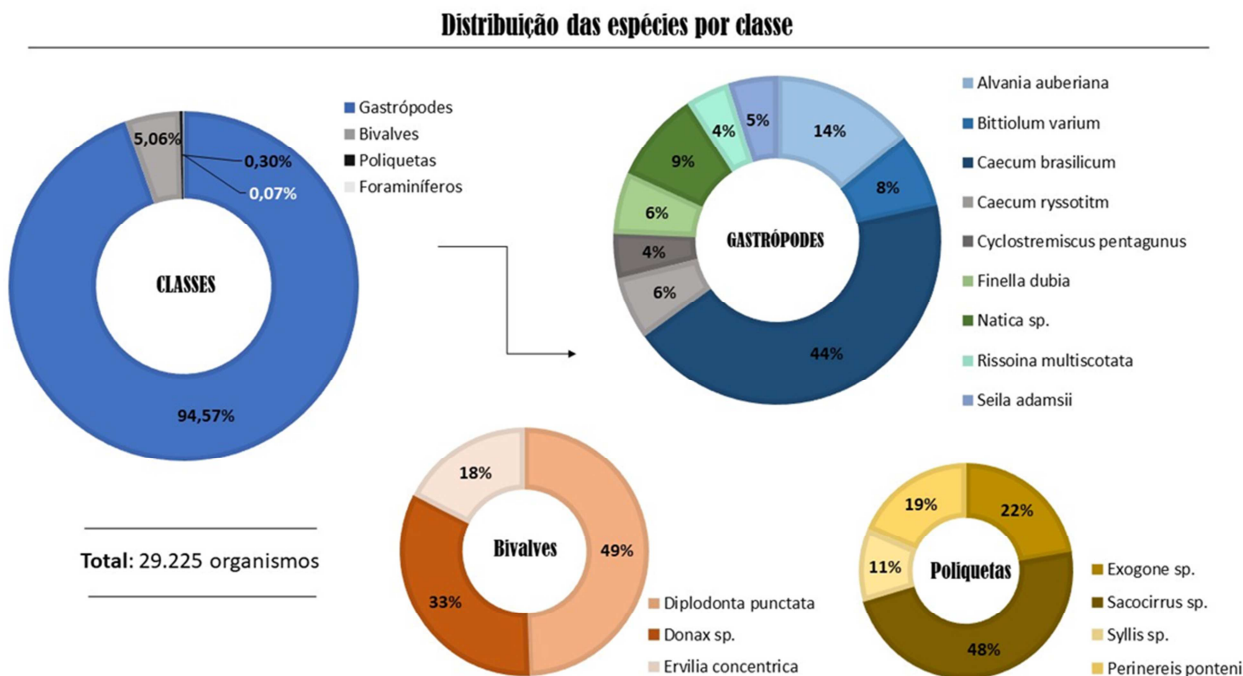
Odostomia sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Parviturboides interruptos</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Rissoina indiscreta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+
<i>Rissoina multiscotata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Schwartziella catesbyana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-
<i>Seila adamsii</i>	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+	-	+
Triphora sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
Turbonilla sp.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+
Classe BIVALVIA															
Donax sp.	+	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diplodonta punctata</i>	-	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Ervilia concentrica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
ANNELIDA															
Classe POLIQUETA															
Exogone sp.	+	-	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
<i>Perinereis ponteni</i>	+	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-
Sacocirrus sp.	+	-	-	+	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-
Syllis sp.	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-
FORAMINÍFERA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-

Legenda: Áreas controles; C1- controle 1 e C2- controle 2.

Fonte: A autora, 2021.



Figura 29 – Percentual das classes taxonômicas dominantes e as espécies mais abundantes. Os valores são fornecidos como percentagens do número individual total (n) de cinco amostras replicadas por local.



Fonte: A autora, 2021.

#### 4.3.2 Índices ecológicos

Na tabela 7 estão dispostos os resultados para a diversidade, equitabilidade, riqueza e média da densidade das espécies. Para melhor identificação das campanhas quanto a metodologia aplicada, as campanhas estão separadas por cor. A riqueza de espécies foi maior nas campanhas 4 e 5, não variando muito entre as estações. A maior riqueza foi no controle 2 da campanha 4. Quanto a diversidade de espécies, os maiores valores foram observados no controle 2 e cultivo da campanha 4. O cultivo da campanha 1, apresentou a menor diversidade. A equitabilidade varia de 0 a 1, onde valores próximos de zero correspondem a baixa equitabilidade, ou seja, poucas espécies são dominantes na amostra. Todas as amostras apresentaram equitabilidade próximas de 1 ( $> 0,7$ ), e, portanto, maior equilíbrio quanto a dominância de espécies. Não ocorreu homogeneidade em relação as espécies.

Tabela 7 – Valores dos índices ecológicos avaliados e densidade média dos organismos

Amostras	Diversidade Shannon	Equitabilidade Pielou	Riqueza	Densidade média total
C1_controle1	1,38	0,86	5	7,2
C1_controle2	0,00	0,00	0	0
C1_cultivo	0,69	1,00	2	0,4
C2_controle1	1,29	0,72	6	5,4
C2_controle2	1,39	1,00	4	0,8
C2_cultivo	1,04	0,95	3	0,8
C3_controle1	1,77	0,91	7	3
C3_controle2	0,00	0,00	0	0
C3_cultivo	1,23	0,89	4	2,6
C4_controle1	1,80	0,55	27	590,2
C4_controle2	2,42	0,72	29	2560,6
C4_Cultivo	2,36	0,75	23	472,8
C5_controle1	2,24	0,69	26	901,8
C5_controle2	1,97	0,63	23	774
C5_cultivo	1,61	0,53	21	529

Legenda: vermelho – elutriação; azul- triagem direta e cinza – sem organismo.

Fonte: A autora, 2021.

Por meio do teste de hipóteses pode-se confirmar que não houve diferenças significativas entre as estações de coleta para riqueza ( $p = 0,3127$ ) e diversidade ( $p = 0,4903$ ).

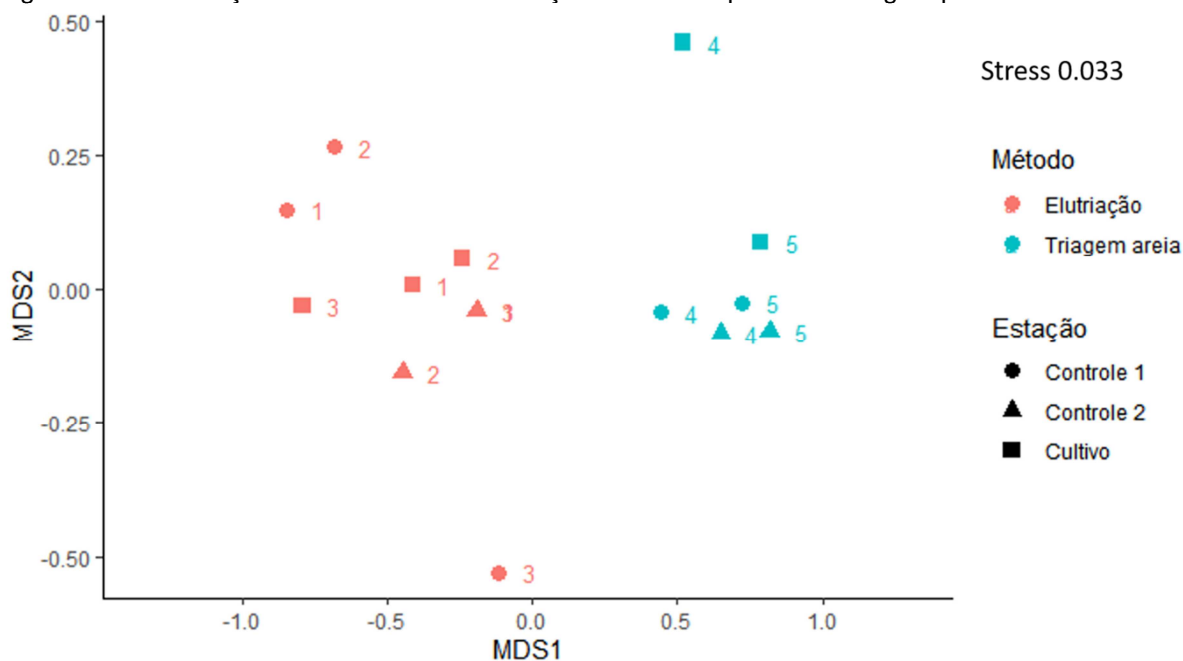
Porém, houve diferenças significativas entre as campanhas amostrais ( $p < 0,05$ ).

As campanhas 4 e 5 foram responsáveis por apresentar 22 dos 34 táxons encontrados. Essas campanhas tiveram a identificação de espécies realizadas pelas duas metodologias de triagem descritas anteriormente e isso, certamente, influenciou nos resultados biológicos. O nMDS apresentou o padrão das similaridades das campanhas e das estações. Foi observado então, que as campanhas 1,2 e 3 foram similares, devido a metodologia aplicada a elas e o mesmo ocorreu para as campanhas 4 e 5. Nas primeiras 3 campanhas, os pontos de cultivo e controle 2 tiveram maior similaridade, enquanto nas campanhas 4 e 5 os controles tiveram maior similaridades (fig.30).

A PERMANOVA mostrou diferenças significativas ( $p = 0.001$ ) de organismos para as estações, coletas e estações *versus* coletas. No teste pareado da PERMANOVA, foi possível observar novamente que a diferença significativa entre as campanhas é oriunda da metodologia de triagem. No teste par a par das

estações de coleta, não houve diferença significativa ( $p > 0.05$ ), portanto, anteriormente, a metodologia de triagem estava interferindo no resultado.

Figura 30 – Ordenação das amostras das estações de coleta por metodologia aplicada



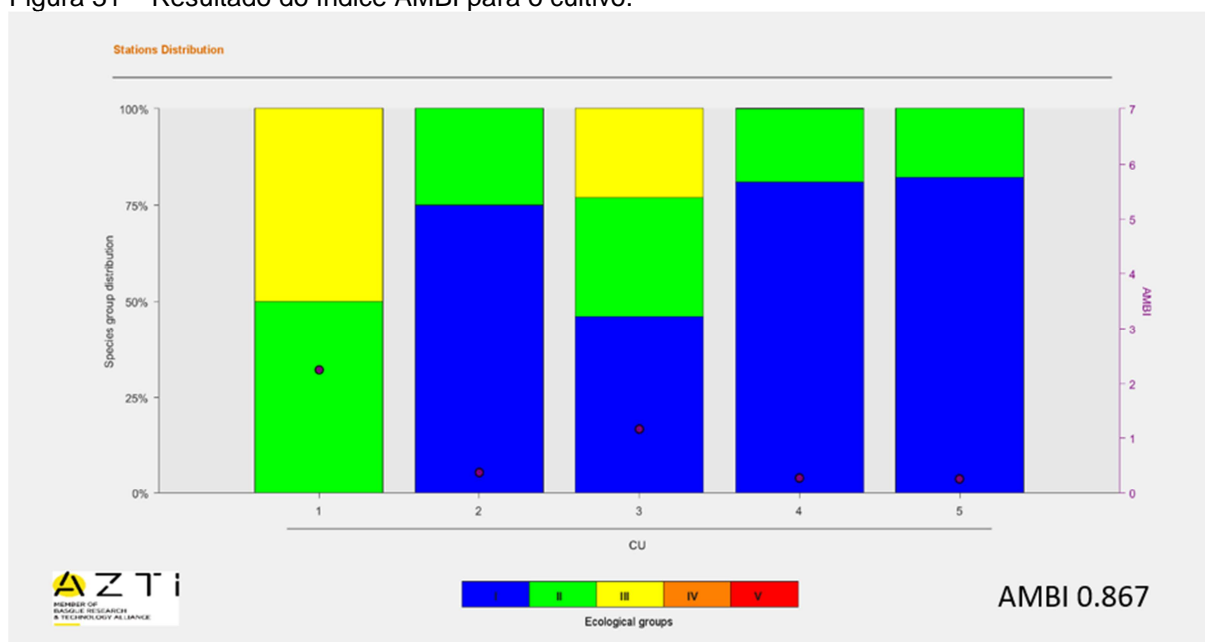
Fonte: A autora, 2021.

Os valores do AMBI para as três estações de coleta foram  $< 1$  (fig.31,32 e 33), ademais a ocorrência de espécies do grupo I foi  $> 78\%$ . Segundo a classificação do índice, baseado nas espécies identificadas, o ambiente se qualifica como normal. Não há indícios de uma degradação ambiental no local oriunda de enriquecimento orgânico no sedimento. Tanto o cultivo como as áreas controles estão qualificadas como áreas não perturbadas.

A espécie *Perinereis pontenni* foi a única representante do grupo III. Do grupo II, ou seja, organismos indiferentes ao enriquecimento orgânico, foram presentes as poliquetas *Sillys* sp. e *Exogone* sp., os bivalves *Diplodonta punctata* e *Natica* sp. e da classe dos gastrópodes *Lampanella mínima*, *Heminoea elegans* e *Odostomia* sp. O controle 1 e o cultivo apresentaram organismos dos grupos ecológicos I, II e III. O controle 2 apresentou apenas organismos dos grupos ecológicos I e II, reforçando que não houve dominância de organismos ligados a um ambiente perturbado, ou espécies tolerantes ao excesso de matéria orgânica. Esse resultado é reforçado pela ausência ou baixa densidade de organismos oportunistas visto anteriormente.

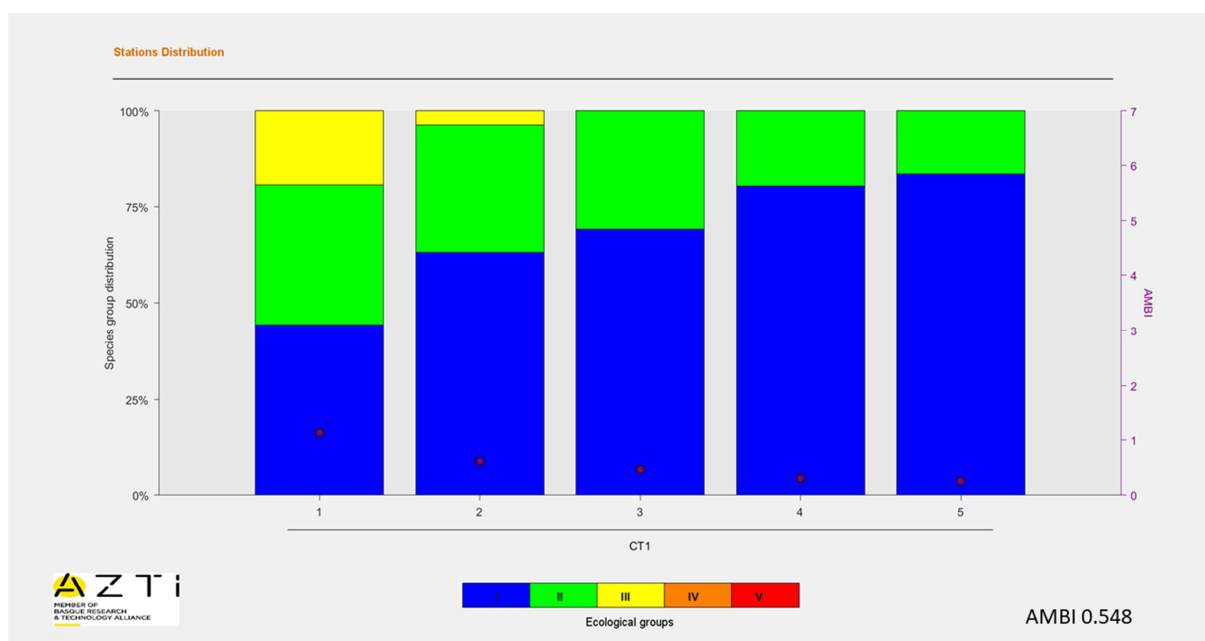
As campanhas 1, 2 e 3 tiveram a ocorrência da poliqueta do grupo ecológico III, entretanto organismos desse grupo são caracterizados por baixa densidade e variação no tempo não significativa, não sendo considerados um grupo indicativo de impacto ecológico quanto ao enriquecimento orgânico.

Figura 31 – Resultado do índice AMBI para o cultivo.



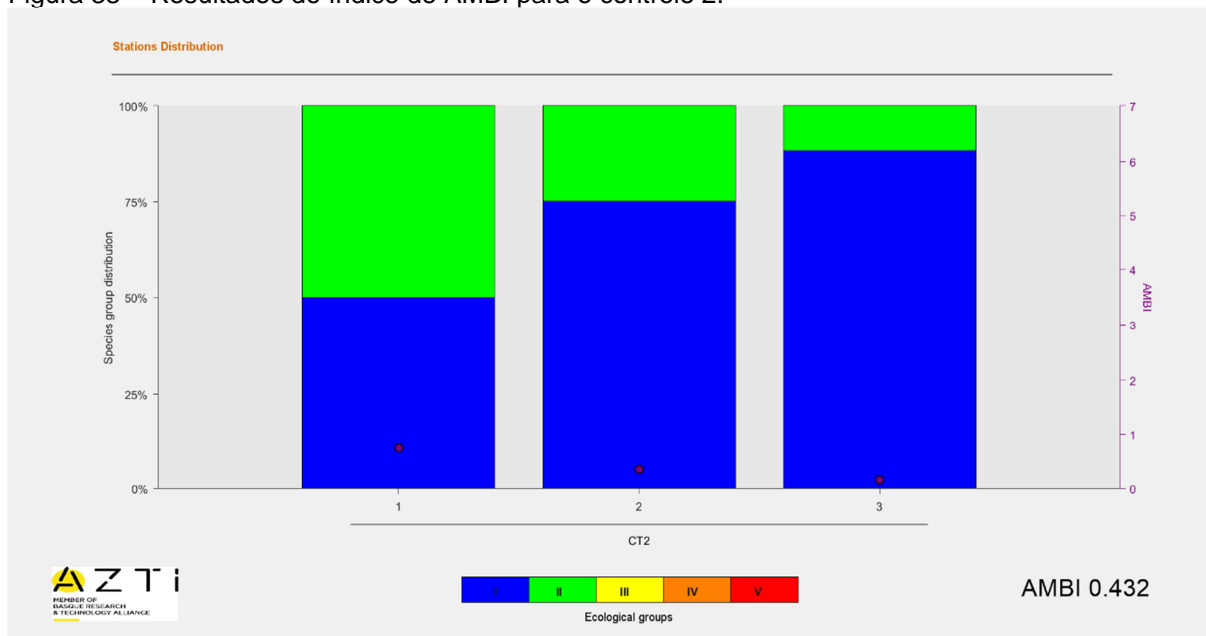
Fonte: A autora, 2021.

Figura 32 – Resultados do índice AMBI para o controle 1.



Fonte: A autora, 2021.

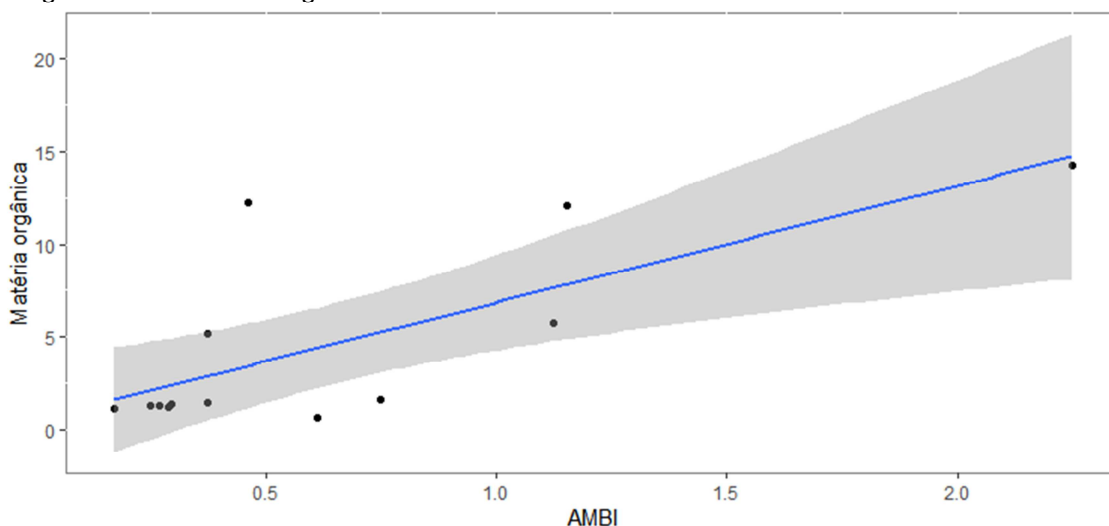
Figura 33 – Resultados do índice de AMBI para o controle 2.



Fonte: A autora, 2021.

A correlação entre a MO e o AMBI foi forte (Spearman = 0,733) como visto na figura 34. Houve diferenças significativas  $p=0.004$  para a correlação entre as variáveis.

Figura 34 – Curva de regressão entre MO e AMBI.

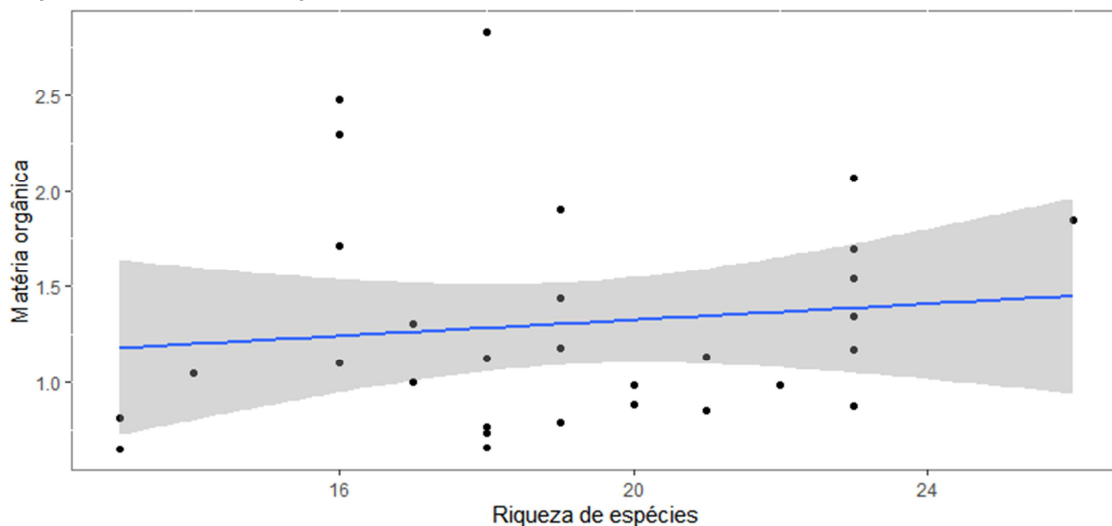


Fonte: A autora, 2021.

A correlação entre a MO quantificada no sedimento e a riqueza de espécies foi fraca (Spearman = 0,0119) (fig. 35). O mesmo, foi observado para a correlação

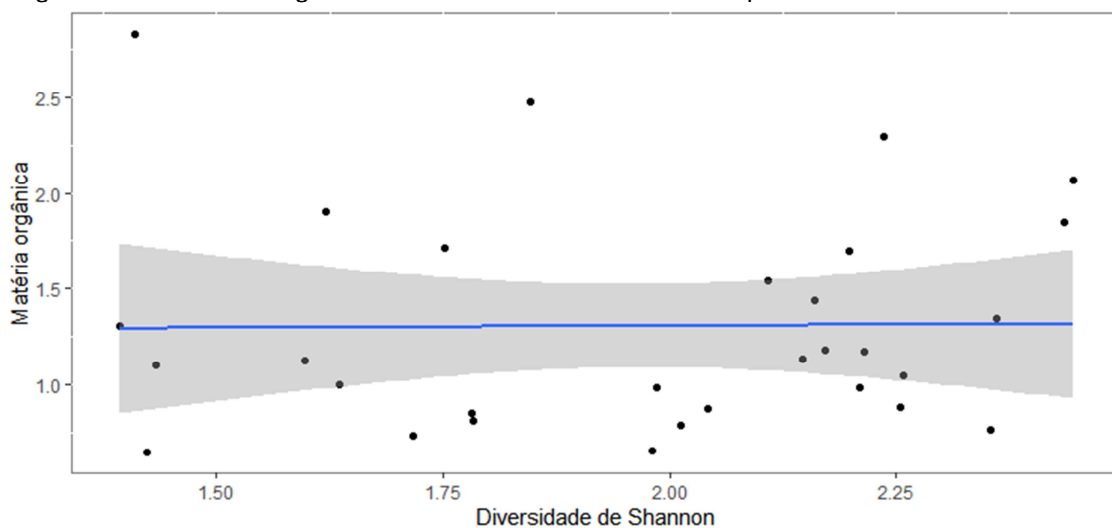
entre a MO e a diversidade de espécies (Spearman = 0,0126) (fig. 36). Não houve diferença significativa para ambas as correlações,  $p = 0,530$  (riqueza) e  $p = 0,947$  (diversidade).

Figura 35 – Curva de regressão entre MO e riqueza de espécies.



Fonte: A autora, 2021.

Figura 36 – Curva de regressão entre MO e diversidade de espécies.



Fonte: A autora, 2021.

## 5 DISCUSSÃO

A região onde se encontra o cultivo (área de influência) e a áreas de controle avaliadas nesse estudo caracterizam-se como uma enseada semi-fechada, abrigada e sem a presença de aportes fluviais. Os resultados referentes à velocidade de correntes na área, onde está instalado o tanque de peixes na praia de Jaconema, atestaram a característica de baixa energia no fundo marinho da região da enseada do Bananal, confirmando estudos pretéritos realizados por Bastos (2005) e Landuci (2018). A intensidade das correntes observadas no fundo marinho foi baixa. Simulações numéricas de alta resolução realizadas por Rodrigues (2021, no prelo), em condições barotrópicas e forçadas apenas com a maré, indicaram que uma atenuação da energia das correntes astronômicas na região do canal da Ilha Grande ocorre devido à forma como a onda de maré se propaga para o interior da Baía da Ilha Grande. Os mapas cotidais das constituintes  $M_2$  e  $S_2$  calculados pelo autor a partir das simulações numéricas, mostram que a onda de maré incide sobre as entradas oeste e posteriormente leste da Baía da Ilha Grande com uma pequena defasagem. Com isso, a propagação da maré para o canal da Ilha Grande se dá por ambos os lados do canal e a sobreposição dessas ondas, cujo ponto de convergência ocorre na porção leste próximo ao canal, gera um efeito destrutivo que atenua a energia das correntes de maré nessa região com impactos sobre o ponto onde se localiza o cultivo.

As velocidades residuais são quantidades importantes em estudos ambientais pois correspondem a uma deriva permanente que resulta da ação conjunta dos processos hidrodinâmicos que ocorrem no local. As velocidades residuais são, portanto, responsáveis pelo efetivo transporte de sedimentos e demais partículas em suspensão na coluna d'água. As velocidades residuais foram calculadas para ciclos completos de maré semidiurna durante o período de coleta e apresentaram valores inferiores a 2 cm/s, com sentido predominante para oeste/sudoeste em ambas as coletas. Essa direção se mostrou alinhada com a orientação da linha de costa nas imediações do cultivo, conforme comumente ocorre para escoamentos em áreas rasas como canais e baías. Dessa forma, espera-se que o transporte de pelotas fecais e ração não consumida na coluna d'água ocorra predominantemente para oeste do ponto de cultivo. Embora esse transporte possa ser potencialmente

pequeno, a julgar pelas baixas velocidades residuais, uma avaliação assertiva do mesmo, depende fundamentalmente do tempo de queda das partículas (LANDUCI *et al.*, no prelo).

As camadas superiores apresentaram valores de intensidade de corrente maiores, possivelmente pela ação dos ventos e das ondas de gravidade em superfície sobrepostos a maré. Kjerfve *et al.* (2021), avaliou a variabilidade das marés no compartimento Baía da Ilha grande - Baía de Sepetiba e as constantes harmônicas dominantes relatadas foram semelhantes às encontradas por esse estudo. As componentes  $M_2$  e  $S_2$  apresentaram as maiores amplitudes caracterizando o regime de maré como semidiurno. Os picos de energia demonstrados na análise da densidade espectral de potência confirmaram a maior frequência de componentes semidiurnas ratificando o resultado anterior. Com base na análise dos dados de elevação do nível da superfície e da velocidade, não houve influência significativa das ondas confinadas de plataforma (maré meteorológica) no durante o período amostral. Entretanto, essas ondas possuem períodos que variam de 4 a 12 dias (CASTRO; LEE, 1995) e assim faz-se necessária a realização de coletas com maior duração para se avaliar o eventual impacto dessas ondas na região do cultivo. Além disso os valores médios de amplitudes são condizentes com trabalhos realizados na região anteriormente (BASTOS, 2005; LANDUCI, 2018; KJERFVE *et al.*, 2021).

Segundo Sanz-Lazaro & Marin (2011), em estudos de impactos da piscicultura, mesmo em locais profundos, se as correntes de fundo não forem intensas, a matéria orgânica se depositará abaixo dos cultivos de peixes, ocasionando mudanças nos padrões de diversidade das comunidades bentônicas. Ballester-Molltó *et al.* (2017) relatam que as partículas na coluna d'água estão sujeitas a ações tridimensionais e as correntes podem não ser as únicas variáveis atuando no deslocamento do material particulado gerado no cultivo. Os autores também afirmam que cada espécie cultivada produz pelotas fecais com características próprias e com densidade de transporte diferente, portanto a intensidade da corrente necessária para deslocar uma partícula é variável.

Hartstein & Rowden (2004) avaliaram o efeito dos depósitos de resíduos da aquicultura nas assembleias bentônicas na Nova Zelândia considerando regimes hidrodinâmicos distintos. Os autores observaram diferenças significativas na distribuição de organismos em locais de baixa energia, onde ocorreu predominância



de poliquetas e ofiuroides e concluíram que a matéria orgânica encontrada no sedimento local foi o parâmetro que melhor explicou essa diferença. Entretanto, para explicar as diferenças nos locais de alta energia, tanto as variáveis ambientais, incluindo a matéria orgânica, quanto os táxons identificados não foram suficientes para justificar as diferenças significativas entre as estações de coleta. Contudo, os diferentes cenários na composição da fauna, devido aos regimes hidrodinâmicos, foram confirmados. Diferente dos resultados descritos por Hartstein & Rowden (2004) para um regime de baixa energia, os resultados do presente estudo indicam que talvez as correntes não estejam transportando o material orgânico produzido abaixo do cultivo para as áreas controles e nem influenciando a distribuição da biota, já que não foram evidenciadas diferenças significativas entre as estações amostrais quanto à granulometria e ao enriquecimento orgânico e fauna. Além disso, conforme observado nas rosas de correntes, as correntes de fundo tendem a ser mais frequentes e intensas no sentido oeste (parte interna da praia) e as regiões controle deste estudo ficam localizadas a nordeste da praia de Jaconema e, portanto, é possível que não sejam influenciadas pelo material oriundo do cultivo.

Sanz-Lazaro & Marin (2011) relataram em seu estudo de padrões de diversidade da macrofauna bentônica influenciados pela piscicultura, que sedimentos de tamanhos e texturas diferentes podem favorecer ou dificultar a toxicidade produzida pelas condições de enriquecimento orgânico. Um pacote sedimentar formado por grãos mais grossos e assim, com maior permeabilidade e porosidade tendem a ter maior circulação de oxigênio e, portanto, não são propícios a desenvolver ambientes anóxicos e, possivelmente, com baixa concentração de MO. Os resultados para granulometria demonstram que a característica dos grãos na enseada do Bananal é pouco variável, sendo definida pelo diagrama de Shepard como predominantemente de areias e com algumas evidências de silte. Esse padrão também foi apresentado por Villena *et al.* (2014) no estudo que avaliou a cobertura sedimentar na enseada do Bananal e mostrou uma composição granulométrica com intercalações de areia a lama. Na região do cultivo os autores encontraram porções de sedimento predominantemente de areia e, nas regiões de controle, uma composição de lama com areia. Os autores justificaram a predominância de areias mais finas no meio da enseada devido ao transporte de ondas, o que resultou na preservação dos sedimentos arenosos mais próximos a costa.

Para McLaren & Bowles (1985), quando o sedimento se torna fino, a assimetria se torna mais negativa. Segundo Carvalho (2014), a assimetria negativa indica que há uma adição de sedimentos mais grossos à amostra ou a remoção seletiva dos sedimentos finos, enquanto a assimetria positiva indica adição de sedimentos finos à amostra ou remoção seletiva dos mais grossos. Os resultados encontrados nesse estudo demonstram que há excesso de material fino em torno do tamanho médio dos grãos, mesmo com a granulometria não apresentando predominância de texturas lamosas. Esse resultado também corrobora para a dinâmica de energia local, pois a ocorrência de finos no sedimento é uma ratificação da baixa energia local. Os sedimentos não estão em suspensão e, possivelmente, são depositados no fundo marinho enquanto os mais grossos não estão sendo remobilizados. Huz & Lopez (2002) atribuem que sedimentos constituídos de areia e cascalho indicam um ambiente ruim para a escavação de bivalves e para o metabolismo da *Donax* sp. . Os resultados apresentam a classe dos bivalves como a segunda mais abundante e presença de *Donax* sp. em todas as campanhas. Esse dado, somado ao fato de a granulometria encontrada ser predominantemente de areia-lama, reforça que a fauna identificada está de acordo com o esperado.

Jarayaraj *et al.* (2008) avaliou a relação dos organismos bentônicos com a textura sedimentar dos grãos, levando em consideração os índices de riqueza e diversidade, assim como a eficiência de triagem. Um dos fatores que influenciou os resultados do presente estudo quanto a densidade de organismos, foi a metodologia de triagem aplicada nas campanhas 1, 2 e 3. A triagem de organismos a partir da elutriação (ressuspensão do sedimento) é importante na preservação e identificação dos sobrenadantes, principalmente os anelídeos que se mantêm íntegros fisicamente nas peneiras. Entretanto, não foi ideal para o estudo aplicá-la sozinha e se fez mais eficiente realizar a triagem direta no sedimento posteriormente. Apesar da modificação da metodologia no decorrer da pesquisa, os resultados encontrados foram suficientes para avaliar as possíveis diferenças entre a fauna bentônica da área do cultivo e das áreas controle.

A atividade de piscicultura avaliada nesse estudo não afetou de forma diferente a comunidade bentônica, isso foi comprovado pelos dados de riqueza e diversidade de espécies que mostraram pouca variabilidade entre as estações em todas as campanhas. Contudo, estudos de parâmetros biogeoquímicos, que seriam

complementares, não foram realizados. Apostolaki *et al.* (2007), avaliando macrofauna bentônica e os possíveis impactos causados pela aquicultura, também não evidenciaram diferenças na abundância de organismos nas regiões de controle e do cultivo em mares mediterrâneos.

Autores ao redor do mundo, que avaliaram a distribuição bentônica abaixo de fazendas marinhas, relataram a ocorrência de espécies oportunistas quando avaliado o enriquecimento orgânico presente no sedimento de fundo (GIANGRANDE *et al.*, 2005; LEE *et al.* 2006; TOMAŠOVÝCH *et al.*, 2018). González-Salazar *et al.* (2015) e Lima *et al.* (2019) avaliaram as mudanças na assembleia das comunidades bentônicas em áreas de fazenda marinha e identificaram que o aumento nas populações de poliquetas são frequentes em ambientes eutrofizados e de baixa diversidade e riqueza de espécies. Apesar do registro de matéria orgânica no substrato consolidado ser considerado um dos fatores que favorecem determinadas espécies, o presente estudo não verificou relação da matéria orgânica do sedimento com a distribuição da fauna bentônica. Os organismos de maior densidade apresentados foram representantes das classes de gastrópodes e bivalves. Esses táxons são descritos por Sanz-Lazaro & Marin (2011) como os mais sensíveis as alterações produzidas pela depleção de oxigênio, demonstrando que a matéria orgânica quantificada no sedimento possivelmente não esteja favorecendo espécies tolerantes e oportunistas. Bastos (2005) também verificou a predominância das classes dos bivalves na enseada do Bananal e não houve relatos de espécies oportunistas para a região, ratificando os resultados supracitados. Landuci (2018), que também realizou estudos na fazenda marinha em tela da enseada do Bananal, não evidenciou ocorrência de espécies oportunistas no local, apesar da abundância de poliquetas e nematodos abaixo dos tanques de bijupirá ser maior que nas áreas adjacentes. Além disso, mesmo com a constatação do aporte orgânico no solo abaixo do cultivo oriundo de resto de ração e pelotas fecais, os impactos na comunidade bentônica de substrato consolidado não foram comprovados. O autor ainda encontrou percentuais de abundância dos táxons semelhantes ao do presente estudo, gastrópodes com percentuais de abundância de 91%, 7% de bivalves e 2 % de poliquetas.

Vale ressaltar que tanto no presente estudo quanto nos anteriores, a discriminação taxonômica em níveis mais baixos possibilitou uma análise mais precisa quanto aos representantes da comunidade bentônica e seu papel como

indicador ambiental (KARAKASSIS *et al.*, 2000). Aproximadamente 30 mil indivíduos foram identificados e distribuídos em 34 táxons.

Borja *et al.* (2009) usaram o AMBI para avaliar a qualidade ambiental bentônica a partir dos valores de abundância dos organismos em relação as áreas de cultivo de peixes e controles em regiões da Europa. Os autores descreveram um aumento da qualidade bentônica com o distanciamento da região da fazenda marinha. Diferentemente, no presente estudo os valores do AMBI (<1) demonstraram que o substrato das estações amostrais é ocupado prioritariamente por organismos sensíveis ao aporte de matéria orgânica (grupo I) e, portanto, a maior ocorrência dessas espécies em relações as espécies dos outros grupos podem indicar que o local se configura em um ambiente não poluído. A ocorrência de organismos do grupo II caracterizados como indiferentes ao enriquecimento orgânico ressalta que não há efeitos no local quanto a concentração de MO. A ausência de espécies oportunistas corrobora os resultados apresentados quanto as diferenças entre os organismos identificados na área do cultivo e nas áreas controles. Apesar da ocorrência no controle 1 e no cultivo da espécie *Perinereis pontenni* indicada como grupo III (espécies tolerantes a ambientes poluídos por enriquecimento orgânico) a baixa densidade desse animal não interferiu nos resultados. Landucci (2018) identificou um nematodo do gênero *Sabatieria* utilizado como indicador ambiental de locais poluídos por matéria orgânica abaixo do cultivo na enseada do Bananal, porém com baixa frequência em relação aos demais táxons.

As análises de correlação se mostraram fracas ou insuficientes entre a riqueza e diversidade de organismos com a matéria orgânica do sedimento, entretanto a correlação do AMBI e matéria orgânica foi positiva, considerando que o índice qualifica organismos sensíveis a essa variável, esse resultado já era esperado. Jayaraj *et al.* (2008), avaliando efeitos da MO nos índices ecológicos aplicados a fauna bentônica, também não encontraram relação entre eles. De forma geral, a correlação foi maior com os hábitos alimentares das espécies.

Segundo Rosenbergue (1978), diferentes condições ecológicas locais sob efeitos da perturbação de criação e peixes variam de impactos severos a quase insignificantes a comunidade bentônica. Ji *et al.* (2021) afirma que nem sempre a piscicultura resulta em modificações significativas no fundo marinho, principalmente considerando as características topográficas e hidrodinâmicas do local. Papageorgiou *et al.* (2010) descrevem que nem sempre os impactos no ambiente

bentônico de substrato incosolidado são fáceis de detectar caso não ocorra predominância de sedimentos finos e com alto teor de matéria orgânica.

Hartstein & Rowden (2004) consideram razoável esperar que a deposição de MO oriunda de um cultivo de pelo menos 3 anos de idade seja suficiente para causar alguma diferença na composição dos macroinvertebrados bentônicos. Considerando que o cultivo de bijupirás na enseda do Bananal já está ativo e sem interrupções há mais de 10 anos, somado aos resultados apresentados neste estudo e de estudos pretéritos (Bastos, 2005; Landuci, 2018) é possível considerar que a fazenda marinha no local é sustentável e a atividade possivelmente não está ocasionando impactos associados aos resíduos produzidos pelos peixes na comunidade bentônica de substrato inconsolidado.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos nesse estudo pode-se afirmar que a sazonalidade não foi um fator decisivo para as diferenças encontradas nas estações analisadas. Possivelmente, a MO presente no sedimento não foi suficiente para mostrar um gradiente dos organismos abaixo do cultivo e nas regiões controle. A velocidade das correntes no fundo do cultivo é semelhante à de estudos anteriores na região, assim como a amplitude de maré, demonstrando um ambiente de fundo estável. Outros fatores subjacentes, como o transporte na coluna d'água do material produzido ou a assimilação deste na coluna d'água podem estar sendo decisivos para a biota identificada no fundo marinho abaixo do cultivo. Possivelmente, esses são os mesmos motivos, pelos quais a granulometria do substrato é pouco variável e não causa efeito na distribuição da macrofauna bentônica. A alimentação e a densidade de estocagem de peixes na fazenda marinha da enseada do Bananal não foram avaliadas nesse estudo, mas não devem ser descartadas, já que a produção de resíduo é essencial para equilíbrio entre a atividade e o ambiente onde está instalada.

Apesar da necessidade de pesquisas futuras, os resultados desse estudo têm implicações positivas para a continuidade da atividade no local, não demonstrando efeitos negativos no ambiente de fundo pela entrada de MO e o resultado do levantamento taxonômico das espécies contribui para o banco de dados e o desenvolvimento científico na região. Avanços nessa direção podem ajudar em estratégias de manejo para garantir a capacidade de assimilação dos ecossistemas aos resíduos produzidos pela aquicultura.

## REFERÊNCIAS

- ALEXANDER, R. R.; STANTON, R. J.; DODD, J. R. Influence of sediment grain size on the burrowing of bivalves: Correlation with distribution and stratigraphic persistence of selected Neogene clams. *Palaios*, v.8, n.3, p. 289–303.1993.
- ALHO, C. J. R.; SCHNEIDER, M.; VASCONCELLOS, L. A. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande state park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal Biology*, v. 62, n. 3, p. 375-385, 2002.
- ANUÁRIO BRASILEIRO DA PISCICULTURA. São Paulo: PEIXE BR. 2021.
- ARNOLD, C. R.; KAISER, J. B.; HOLT, G. J. Spawning of cobia *Rachycentron canadum*) in captivity. *Journal of the World Aquaculture Society*, Baton Rouge, v. 33, n. 2, p. 205-208, 2002.
- ASSAD, L.T.; BURSTZYN, M. Aqüicultura Sustentável. In: VALENTI, W.C. (Ed.). *Aqüicultura no Brasil – Bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPq, Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. p.33-70.
- BARBIERI, E.; MARQUEZ, H.L.A.; CAMPOLIM, M.B.; SALVARANI, P.I. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aqüicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, v. 13, p. 1-13, 2014.
- BARBOZA, R. F.; DEFEO, O. Global diversity patterns in sandy beach macrofauna: a biogeographic analysis. *Scientific Reports*, v.5, n.14515, 2015.
- BASTOS, M. P. *Avaliação do efeito da biodeposição da malacocultura sobre a comunidade bentônica na Baía da Ilha Grande: subsídio à sustentabilidade ambiental da maricultura no Estado do Rio de Janeiro*. 2005. 156 f. Tese (Doutorado em Oceanografia) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- BASTOS, M.P.; CALLADO, C.H. *O ambiente da Ilha Grande*. Rio de Janeiro: Editora UFRJ, 2009.
- BEJARANO, A.C.; MICHEL; J. Oil spills and their impacts on sand beach invertebrate communities: a literature review. *Environment Pollution*, v. 218, p. 709-722, 2016.
- BELO, W. C. *Estudos integrados do fundo marinho da Baía da Ilha Grande*. 2001.112 f. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geofísica Marinha) - Instituto de Geociências/Departamento de Geologia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2001.
- BENETTI, D. D.; ORHUN, M. R.; SARDENBERG, B.; O'HANLON, B., WELCH, A.; HOENIG, R.; ZINK, I; RIVERA, J. A.; DENLINGER, B.; BACCOAT, D.; PALMER, K.; CAVALIN, K. Advances in hatchery and grow-out technology of cobia *Rachycentron canadum* (Linnaeus). *Aquaculture Research*, v. 39, n. 7, p. 701-711, 2008.

- BILYARD, G. R. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin*, v. 18, n. 11, p. 581–585, 1987.
- BLOTT, S. J.; PYE, K. Gradstat: A Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, v.26, p. 1237–1248, 2001.
- BOLZAN, J. F. M. Sustentabilidade nas organizações: uma questão de competitividade. In: 2º CONGRESSO DE PESQUISA CIENTÍFICA: INOVAÇÃO, ÉTICA E SUSTENTABILIDADE, 2012, São Paulo. *Anais de trabalhos premiados*. São Paulo: UNIVEM, 2012.p. 126-132.
- BONDAD-REANTASO, M.G.; MACKINNON, B.; BIN, H.; JIE, H.; TANG-NELSON, K.; SURACHETPONG, W.; ALDAY-SANZ, V.; SALMAN, M.; BRUN, E.; KARUNASAGAR, I.; HANSON, L.; SUMPTION, K.; BARANGE, M.; LOVATELLI, A.; SUNARTO, A.; FEJZIC, N.; SUBASINGHE, R.; MATHIESEN, A.M.; SHARIFF, M. Viewpoint: SARS-CoV-2 (The Cause of COVID-19 in Humans) is Not Known to Infect Aquatic Food Animals nor Contaminate Their Products. *Asian Fisheries Society*, v. 33, p.74 -78, 2020.
- BORJA, A., MUXIKA, I. & FRANCO. J. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, v. 46, p. 835-845, 2003.
- BRAECKMAN, U.; PROVOOST, P.; GRIBSHOLT, B.; VANGANSBEKE, D.; MIDDELBURG, J.J.; SOETAERT, K.; VINCX, M.; VANAVERBEKE, J. Role of macrofauna functional traits and density in biogeochemical fluxes and bioturbation. *Marine Ecology Progress*, v. 399, p. 173–186, 2010.
- BRIGGS, J. C. Fishes of worldwide (circumtropical) distribution. *Copeia*, v. 3, p. 171-180, 1960.
- BRITTON, J.R.; ORSI, M.L. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 22, p. 555-565, 2012.
- BROWN, A. C.; MCLACHLAN, A. *Ecology of sandy shores*. 1 Ed, Nova York: Academic Press, 1990.
- CALIXTO, F.A.A.; MACHADO, E.S.; FRANCO, R.M. ; MESQUITA, E.F.M. Avaliação bacteriológica da carne de beijupirá fresca, salgada e defumada proveniente de cultivo da Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro. *Boletim Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 42, n. 1, p. 209–215, 2016.
- CARVALHO FILHO, A. *Peixes da Costa brasileira*. São Paulo: Melro. p. 320, 1999.
- CARVALHO, S.; BARATA, M.; PEREIRA, F.; GASPAR, M.B.; CANCELA DA FONSECA, L.; POUSAO-FERREIRA, P. Distribution patterns of macrobenthic species in relation to organic enrichment within aquaculture earthen ponds. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, p. 1573–1584, 2006
- CASTELAR, B.; REIS, R.P; BASTOS. M. Contribuição ao programa de monitoramento ambiental da maricultura de *Kappaphycus alvarezii* (Doty) Doty ex P. C. Silva (Rhodophyta-Solieriaceae) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Acta Botanica*



*Brasil*, v. 23, p. 613-617, 2009.

CASTRO, B.M., LEE, T.N. Wind-forced sea-level variability on the southeast Brazilian shelf. *Journal of Geophysical Research*, v. 100, n. C8, p.16045-16056, 1995.

CAVALCANTE, S.L.S. *Estudo da Influência da Dinâmica da Plataforma Continental nas Baías de Ilha Grande e Sepetiba Via Aninhamento de Modelo Numérico Costeiro a Modelo Numérico Oceânico*. 2010.129 f. Tese (Doutorado em Engenharia Oceânica) – Instituto Alberto Luiz Coimbra De Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

CECCOPIERI, W.B. Estudos integrados do fundo marinho da Baía da Ilha Grande, RJ. 2001. 109p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Geologia e Geofísica, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2010

COLLAÇO, F.L, SARTOR, S.M, BARBIERI, E. Cultivo de bijupirá (*Rachycentron canadum*) em Cananeia, SP, Brasil. Avaliação da viabilidade utilizando geoprocessamento. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v.15, n. 2, p. 277-289, 2016.

CORRÊA, I. S. C.; MARCHIORI, C.A.M.; ELIAS, A.R.D.; ÁVILA, M. *Sedimentologia da parte central da Baía da Ilha Grande*. Notas Técnicas. Rio de Janeiro: CECO/IG/UFRGS, 1997.

COSTA-BOMFIM, C.N.; PESSOA, W.V.N.; OLIVEIRA, R.L.M.; FARIAS, J.L.; DOMINGUES, E.C.; HAMILTON, S.; CAVALLI, R.O. The effect of feeding frequency on growth performance of juvenile cobia, *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766). *Journal of Applied Ichthyology*, v.30, p.135-139, 2014.

CRAIG, S.R., SCHWARZ, M.H., MCLEAN, E. Juvenile cobia (*Rachycentron canadum*) can utilize a wide range of protein and lipid levels without impacts on production characteristics. *Aquaculture*, v. 261, p.384-391, 2006.

CREED, J.; PIRES, D.; FIGUEIREDO, M. (Org.) *Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007.

CRUZ, M.C.S.; COSTA, S.F.F.; FERREIRA, R.C.; NASCIMENTO, R.L.; PINTO, T.K. Avaliação do impacto de um cultivo de ostras sobre o ambiente bentônico. *Boletim do Instituto de Pesca* v. 41, n. 2, p. 207-218, 2015.

DE LA HUZ, R.; LASTRA, M.; LOPEZ, J. The influence of sediment grain size on burrowing, growth and metabolism of *Donax trunculus* L. (Bivalvia: Donacidae). *Journal of Sea Research*, v. 47, n. 2, p. 85–95. 2002.

DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; LYONNET, A. Community Structure and Intertidal Zonation of the Macroinfauna on the Atlantic Coast of Uruguay. *Journal of Coastal Research*, v. 8, n. 4, p. 830–839, 1992.

DHN. Diretoria de Hidrografia e Navegação. Normas da autoridade marítima para levantamentos hidrográficos. 2ª rev. Brasil: Marinha do Brasil, 2017.

DIAS, G. T. M.; PEREIRA, M. de A. A.; DIAS, I. M. *Mapa geológico e geomorfológico da Baía da Ilha Grande e Zona Costeira adjacente*, esc. 1:80.000. Niterói:

Universidade Federal Fluminense. 1990. Relatório Interno.

ESCRIVÁ, J.; RODILLA, M.; MARTIN-DIAZ, J.P.; ESTRUCH, V.D.; SEBASTIÁ-FRASQUET, M.T.; LLARIO, F.; FALCO, S. Driving forces that structure sublittoral macrobenthic communities in sandy beaches along environmental gradients Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v.241, p. 2-7. 2020.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Fishery and aquaculture statics 2016*. Roma, 2018b. Relatório técnico.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *How is COVID-19 affecting the fisheries and aquaculture food systems*. Roma, 2020. Relatório Técnico. DOI:10.4060/ca8637.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA) 2018*. Roma, 2018a. Relatório Técnico.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA) 2020*. 244 p. Roma, 2020. Relatório Técnico

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*: III. Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia da USP, 90p. 1980.

FOLK, L. R.; WARD, W.C. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, v. 27, p. 3-26, 1957.

FONTOURA, C. S. *Caracterização do canal central da Baía da Ilha Grande com base em sísmica rasa de 7.0 kHz*. 2001. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geofísica Marinha) - Departamento de Geologia e Geofísica, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2001.

FRAGOSO, M. R. *Estudo numérico da circulação marinha da região das Baías de Sepetiba e Ilha Grande (RJ)*. 1999. 109p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

FRANCO, A. S. *Marés: Fundamentos, Análise e Previsão*. 2ª ed. Niterói, RJ: D.H.N., 2009.

FWC. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. Cobia: *Rachycentron canadum*. Disponível em: <https://myfwc.com/fishing/saltwater/recreational/cobia/>. Acesso em: 08 jun. de 2021.

GRAY, J. S.; RIEGER, R. M. A quantitative study of the meiofauna of na exposed sandy beach at Robin's Hood bay. *Marine Biological association*, v. 51, p.1-20, 1971.

GRAY, J.; CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M; HOBBS, G. Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, v. 66, p. 285–299, 1990.

HOLMER M., WILDFISH D. & HARGRAVE B. Organic enrichment from marine finfish Aquaculture and effects on sediment biogeochemical processes. In: HARGRAVE, B.T. (Ed.) *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer, Berlin, Germany. 2005. p. 181–206.

IKEDA, Y.; STEVENSON, M. Determination of circulation and short period fluctuation in Ilha Grande bay, Brazil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 29, p. 89-98, 1980.

INEA. Instituto Estadual do Ambiente. *Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande*: Subsídios à elaboração do zoneamento ecológico - econômico costeiro. 2015. Vol. 1. 244p. Relatório Técnico.

INEA. Instituto Estadual do Ambiente. Parque Estadual da Ilha Grande: plano de manejo (fase 2) / Rio de Janeiro, 2013. Resumo Executivo.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. *Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável*. 2019. 22p. Relatório Técnico.

KARAKASSIS I.; TSAPAKIS M.; HATZIYANNI E.; PAPADOPOULOU K.N.; PLAITI W. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science*, v. 57, p. 1462–1471, 2000.

KFOURI, P.B.P., EICHLER, B.B., EICHLER, P.B., PEREIRA, E.R.M., FIGUEIRA, R., ABESSA, D.M.S. & SOUSA, E.C.P.M. Toxicidade dos sedimentos da Baía de Guanabara-RJ determinada pela ocorrência das associações de foraminíferos bentônicos e testes com anfípodos *Tiburonella viscana*. In: IX CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS DO QUATERNÁRIO. 2003. Recife. Disponível em: [https://www.abequa.org.br/trabalhos/micropaleontologia\\_76.pdf](https://www.abequa.org.br/trabalhos/micropaleontologia_76.pdf). Acesso em: 25 de mai. 2021.

KJERFVE, B; DIAS, G.T.M; FILIPPO, A.; GERALDES, M.C. Oceanographic and environmental characteristics of a coupled coastal bay system: Baía de Ilha Grande-Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, v. 41, 2021.

KRUBEIN, W. C.; PETTIJOHN, F. J. *Manual of sedimentary petrography*. New York, Appleton-century-crofts, 1938.

LEE, H.W.; BAILEY-BROCK, J.H.; MCGURR, M.M. Temporal changes in the polychaete infaunal community surrounding a Hawaiian mariculture operation. *Marine Ecology Progress Series*, v. 307 p. 175-185, 2006.

LI, H.; ZHANG, Y.; LIANG, Y.; CHEN, J.; ZHU, Y.; ZHAO.; JIAO, N. Impacts of maricultural activities on characteristics of dissolved organic Carbon and nutrients in a typical raft-culture area of the Yellow Sea, North China. *Marine Pollution Bulletin*, v.137, p. 456-464, 2018.

LIAO, I.C.; HUANG, T. S.; TSAI, W. S.; HSUEH, C.M.; CHANG, S.L.; LEAÑO, E.M. Cobia culture in Taiwan: current status and problems. *Aquaculture*, v.237, p.155-165, 2004.

LIMA, L.S.; PINTO, T.K.; BRANDÃO, B.C.S.; SANTOS, W.; SANTIAGO, H.; DOMINGUES, E.C.; KLEIN, A.P.; SCHETTINI, C.A.; POERSCH, L.H.; CAVALLI, R.O. Impact of cage farming of cobia (*Rachycentron canadum*) on the benthic macrofauna in a tropical region. *Aquaculture*, v. 512, 2019.

MAHIQUES, M. M. D. Considerações sobre os sedimentos de superfície de fundo da Baía da Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro. 1987. 158 f. Dissertação (Mestrado

em Oceanografia Física) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.

MAHIQUES, M.; FURTADO, V.V. Utilização da Análise dos Componentes Principais na Caracterização dos Sedimentos de Superfície e de Fundo da Baía de Ilha Grande (RJ). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 37, n.1, p. 1-19, 1989.

MAHMOOD, T. FANG, J. JIANG, Z. YING, W.ZHANG, J. Seasonal distribution, sources and sink of dissolved organic carbon in integrated aquaculture system in coastal waters. *Aquaculture International*, v. 25, n. 1, p. 71–85, 2017.

MARICULTURA COSTA VERDE. Maricultura da Costa Verde na mídia. Disponível em: <https://www.mariculturacostaverde.com.br/clientes>. Acesso em: 27 de mai de 2019.

MCLACHLAN, A.; DORVLO, A. Global Patterns in Sandy Beach Macrobenthic Communities. *Journal of Coastal Research*, v. 214, p.674–687, 2005.

MEDEIROS, M.F; DIAS, G.T.M, SPERLE, M. Sísmica de alta resolução na parte oeste da Baía da Ilha Grande: resultados preliminares. In: 9º CONGRESSO INTERNACIONAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE GEOFÍSICA. 2005, Salvador: SBGF, 2005.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. *Climatologia: Noções básicas e climas do Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

MORATA, T.; FALCO, S.; GADEA, I.; SOSPEDRA, J.; RODILLA, M. Environmental effects of a marine fish farm of gilthead seabream (*Sparus aurata*) in the NW Mediterranean Sea on water column and sediment. *Aquaculture Research*, v. 6, p. 59–74, 2015.

MOURA, R.S.T.; LOPES Y.V.A.; HENRY-SILVA, G.G. Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. *Química Nova*, v.8, p.1283–1288, 2014.

MOURA-SILVA, M.S.G., GRACIANO, T.S., LOSEKANN, M.E., LUIZ, A.J.B. Assessment of benthic macroinvertebrates at Nile tilapia production using artificial substrate samplers. *Brazilian Journal of Biology*, v.76, p. 735-742, 2016.

MUSTE, M.; KIM, W.; FULFORD, J.M. Developments in hydrometric technology: new and emerging instruments for mapping river hydrodynamics. *Bulletin of World Meteorological Organization*, v. 57, n. 3, 2008. Disponível em: [http://www.wmo.int/wcc3/bulletin/57\\_3\\_en/57\\_3\\_muste\\_en.html](http://www.wmo.int/wcc3/bulletin/57_3_en/57_3_muste_en.html). Acesso em: 01 de nov. 2020.

NEVES, F. M.; BEMVENUTI, C. E. Variabilidade diária da zonação da macrofauna bentônica em praias arenosas do litoral norte do Rio Grande do Sul. *Iheringia*, v. 99, n. 1, p. 71–81, 2009.

PAULY, D.; HILBORN, R.; BRANCH, T. A. Fisheries: Does catch reflect abundance? *Nature*, v.494, p.303–306, 2013. DOI: 10.1038/494303a.

PEARSON, T.R.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine*

*Biology: Annual Review*, v.16, p. 229–311, 1978.

PEREGRINO JR, R.B.; HAMILTON, S.; DOMINGUES, E.C.; MANZELLA JR, J.C.; HAZIN, F.H.V.; CAVALLI, R.O. Desempenho reprodutivo do beijupirá (*Rachycentron canadum*) capturado no litoral de Pernambuco. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v. 66 n.3, p. 681-687, 2014.

PEREIRA, M.B. Morfologia de fundo e cobertura sedimentar da enseada do Bananal - Ilha Grande Rio de Janeiro. In: PEREIRA, S.D.; FREITAS, J.G.; BERGAMASCHI, S.; RODRIGUES, M.A.C. (Org.). *Formação e ocupação de litorais nas margens do Atlântico - Brasil/Portugal*. 1ed. Rio de Janeiro: Corbá, 2014, p. 52-72.

PITA, I.I.C. *Modelagem da circulação em Eventos Subinerciais na Baía de Guanabara – RJ*. 2019. 89 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia), Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

ROCHA, C.M.C.; RESENDE, E.K.; ROUTLEDGE, E.A.B.; LUNDSTEDT, L.M. Avanços na pesquisa e no desenvolvimento da aquicultura brasileira. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.48, n.8, p.4-6, 2013.

ROMBENSO, A.N.; ARAUJO, A.; RODRIGUES, R.V. A promissora maricultura da Baía da Ilha Grande. *Panorama da Aquicultura*, v.25, p.34-41, 2016.

SAKAMOTO, I. Use of respiration in the sandy beach or on the tidal flat: 1. Permeable sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, v. 23, p. 123–130, 1991.

SAMPAIO, L. A.; TESSER, M. B.; WASIELESKY-JUNIOR, W. Avanços da maricultura na primeira década do século XXI: piscicultura e carcinocultura marinha, *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 39, p.102-111, 2010.

SAMPAIO, L.A.; MOREIRA, C.B.; MIRANDA-FILHO, K.C.; ROMBENSO, A.N. Culture of cobia *Rachycentron canadum* (L) in near-shore cages off the Brazilian coast. *Aquaculture Research* v.42, p. 832-834, 2011.

SANCHES, E.G.; TOSTA, G.A.M.; SOUZA-FILHO, J.J. Viabilidade econômica da produção de formas jovens de bijupirá (*Rachycentron canadum*). *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 39, n.1, p.15-26, 2013.

SANDERS, H. L. Benthic studies in buzzards bay: Animal-sediment Relationships. *Limnology and Oceanography*, v. 3, n. 3, 1958.

SANZ-LAZARO C.; MARIN A. Diversity Patterns of Benthic Macrofauna Caused by Marine Fish Farming. *Diversity*, v. 3, p. 176–199, 2011.

SCHLAEPFER, M. A., D. F. SAX, AND J. D. OLDEN. The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology*, v. 25, p. 428–437, 2011.

SHAFFER, R. V.; NAKAMURA, E. L. *Synopsis of biological data on the Cobia *Rachycentron canadum* (Pisces: Rachycentridae)*. Roma: Fisheries Synopsis, 1989. 21 p. Relatório Técnico.

SHORT, A. D.; WRIGHT, L. D. Physical variability of sandy beaches. In: *Sandy beaches as ecosystems*. Developments in Hydrobiology, v. 19. Dordrecht: Springer, 1983. p.133-144.

SIGNORINI, S. R.; MIRANDA, L. B.; EVANS, D. L.; STEVENSON, M. R. Corrente do Brasil: estrutura térmica entre 19° e 25°S e circulação geostrofica. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 37, n. 1, p. 33-49, 1989.

SIGNORINI, S.R. A study of the circulation in bay of ilha grande and bay of sepetiba: a survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v. 29, n.1, p.41-55, 1980.

SOARES, E. P. *Caracterização da precipitação na região de angra dos reis ea sua relação com a ocorrência de deslizamentos de encostas*. 2006. 294 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Alberto Luiz Coimbra De Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

SOLA, M. C. R.; PAIVA, P. C. Variação temporal da macrofauna bentônica sublitoral da praia da Urca (RJ) após a ocorrência de ressacas. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 49, n.1, p.136–142, 2001.

SUGUIO, K. *Introdução a sedimentologia*. 1°ed. São Paulo: Edgard Blucher EDUSP, 1973.

TOMAŠOVÝCH, A., GALLMETZER, I., HASELMAIR, A., KAUFMAN, D.S., KRALJ, M., CASSIN, D., ZONTA, R. AND ZUSCHIN, M. Tracing the effects of eutrophication on molluscan communities in sediment cores: outbreaks of an opportunistic species coincide with reduced bioturbation and high frequency of hypoxia in the Adriatic Sea. *Paleobiology*, v. 44, 2018.

TOMASSETTI, P.; GENNARO, P.; LATTANZI, L.; MERCATALI, I.; PERSIA, E.; VANI, D.; Porrello, S. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: case studies. *Aquaculture*, v.450, p. 262-272, 2016.

VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; & BORGHETTI, J. R. Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília: CNPq Ministério da Ciência e Tecnologia. 2000.

VELOSO, V.G.; CAETANO, C. H. S.; CARDOSO, R.S. Composition, structure and zonation of intertidal macrofauna in relation to physical factors in microtidal sandy beaches at Río de Janeiro State, Brazil. *Scientia Marina*, v. 67, n.4, p. 393–402, 2003.

VITA R.; MARIN A. Environmental impact of capture- based bluefin tuna aquaculture on benthic communities in the western Mediterranean. *Aquaculture Research*, v.38, p. 331–339, 2007.

WELCH, P. The use of the fast Fourier transform for the estimation of power spectra: A method based on time averaging over short, modified periodograms. *Institute of Electrical and Electronic Engineers Transactions on Audio and Electroacoustics*, v. 15, p. 70-73, 1967.

YUCEL-GIER, G.; KUCUKSEZGIN, F.; KOCAK, F. Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). *Aquaculture Research*, v. 38, p. 256–267, 2007.

ZAR, J.H. *Biostatistical Analysis*. 3° ed. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1996.

ZEMBRUSCKI, S. Geomorfologia da margem continental sul brasileira e das bacias oceanicas adjacentes. In: CHAVES, H.A.F. (Ed.). *Geomorfologia da margem continental Brasileira e das áreas oceânicas adjacentes*, Projeto REMAC nº 7, Rio de Janeiro: DINTEP/PETROBRAS, 1979. p.129-174.