



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA

Eliziane Silva

**Velocidades de sedimentação vertical e caracterização de fezes e pseudofezes  
dos moluscos cultivados nas baías da Ilha de Santa Catarina**

Florianópolis - SC

2024

Eliziane Silva

**Velocidades de sedimentação vertical e caracterização de fezes e pseudofezes  
dos moluscos cultivados nas baías da Ilha de Santa Catarina**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em  
Aquicultura da Universidade Federal de Santa Catarina  
como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora  
em Aquicultura.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Katt Regina Lapa, Dr.<sup>a</sup>

Coorientador: Prof. Claudio Manoel Rodrigues de Melo, Dr.

Florianópolis - SC

2024

Silva, Eliziane

Velocidades de sedimentação vertical e caracterização de fezes e pseudofezes dos moluscos cultivados nas baías da Ilha de Santa Catarina / Eliziane Silva ; orientadora, Katt Regina Lapa, coorientador, Claudio Manoel Rodrigues de Melo, 2024.

88 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Aquicultura. 2. Aquicultura; biodepósitos; velocidade; caracterização físico-química. I. Lapa, Katt Regina. II. Melo, Claudio Manoel Rodrigues de. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura. IV. Título.

Eliziane Silva

**Velocidades de sedimentação vertical e caracterização de fezes e pseudofezes  
dos moluscos cultivados nas baías da Ilha de Santa Catarina**

O presente trabalho em nível de Doutorado foi avaliado e aprovado, em 20 de dezembro de 2023, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof<sup>a</sup>. Katt Regina Lapa, Dr<sup>a</sup>.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Hécio Luis de Almeida Marques, Dr.  
Instituto de Pesca de São Paulo

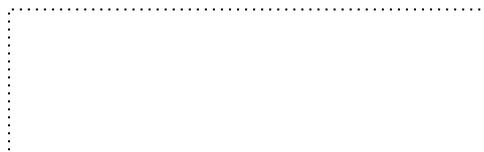
Prof. Gilberto Caetano Manzoni, Dr.  
Universidade do Vale do Itajaí

Prof<sup>a</sup>. Cláudia Tasso Callil, Dr<sup>a</sup>.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Doutora em Aquicultura.



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Prof<sup>a</sup>. Katt Regina Lapa, Dra.  
Orientadora

Florianópolis - SC, 2024.

*Aos meus amados pais,  
Sônia e Adenir,  
por todo o amor, o carinho e  
a educação que dedicaram a mim.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a Deus, pelo dom da vida e pelas bênçãos que recebo diariamente. À Nossa Senhora, que todos os dias passa a frente dos meus caminhos.

Aos meus amados pais, Sônia e Adenir, pelo amor incondicional dedicado na construção da pessoa que sou hoje, por me ensinarem o verdadeiro valor da educação e o quanto ela pode transformar a vida das pessoas. Muito obrigada, meus amores!

Ao meu esposo Alex, companheiro de vida, dos momentos felizes e daqueles difíceis. Obrigada por topar essa aventura de vida comigo! Obrigada por me apoiar todos os dias na profissão que escolhi, mostrando-me que posso ser melhor sempre.

Ao meu irmão Ernane, minha cunhada Bruna e minha sobrinha Olívia, por me apoiarem nessa jornada e compartilharem da vida comigo.

Aos meus sogros Tânia e Adilson e a toda a família do meu esposo, pelo carinho, apoio e incentivo durante toda a jornada acadêmica.

À professora Katt Regina Lapa, pesquisadora e amiga de tantos anos, com quem divido desenvolvimento profissional, mas também pessoal, sorrindo e chorando ao longo desses anos de amizade. Que continuemos a celebrar a vida a todos os instantes! Meu carinho por me receber como filha! Estendo também à sua família, pelos quais tenho muito carinho, especialmente ao seu esposo Luis Hamilton, pesquisador, parceiro de trabalho e amigo querido. Muito obrigada!

Ao professor Claudio Melo, pelo acolhimento no laboratório em que atua, por investir esforços em minha pesquisa e por todos os ensinamentos, profissionais e pessoais. Muito obrigada por acalmar minhas inquietudes e ser luz em muitos momentos durante estes anos de doutorado.

Ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e a UFSC, pelos conhecimentos adquiridos e oportunidades ofertadas. Ao Carlito, secretário do PPGAQI, pela sua atenção. À CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

Aos amigos que acompanharam esse caminhar em busca do título de doutora, uma jornada nada linear, pois não somos apenas números, somos seres humanos, com altos e baixos, com sentimentos e dificuldades. Alguns coletaram biodepósitos, outros oraram, seguraram a minha mão, ofertaram abraços, foram refúgio, foram sorriso, foram luz no meu caminhar. Aqui incluo todos os meus amigos da vida, amigos da Aquicultura, amigos do Movimento Pólen, amigos do Paraíso das Ostras, companheiros de trabalho e todos que compartilham da vida comigo.... vocês fazem

meu caminho mais alegre e feliz apenas por partilharem da vida comigo. Muito obrigada!

A todos que contribuíram para que a fase de doutorado fosse concluída com sucesso, meu agradecimento e meu carinho!

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

*“Não há nada a temer na vida,  
apenas tratar de compreender”*

Marie Curie

## RESUMO

O cultivo de moluscos marinhos é considerado sustentável, no entanto, o adensamento de moluscos em função do cultivo pode alterar a estrutura da comunidade bentônica, a fauna circundante e atuar diretamente sobre os processos físicos, químicos e biológicos do meio em que está inserido. Com o intuito de prever e prevenir danos ambientais e determinar a capacidade suporte de ambientes que possuem o cultivo de moluscos, faz-se necessário estudos acerca das características físico-químicas das fezes e pseudofezes de moluscos marinhos. Este estudo teve como objetivo avaliar as características físico-químicas dos biodepósitos dos moluscos bivalves *Perna perna* (Linnaeus, 1758) e *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), através da determinação velocidade vertical de sedimentação, taxas de produção de fezes e pseudofezes e a caracterização química (carbono orgânico total, nitrogênio total e fósforo total) das fezes e pseudofezes dos moluscos bivalves *C. gigas* e *P. perna* na Baía da Ilha de Santa Catarina. Para atingir os objetivos, foi utilizado um sistema de coleta de biodepósitos composto por doze câmaras. O primeiro capítulo descreve o experimento realizado para determinação da velocidade vertical de sedimentação através da aplicação de uma nova metodologia. A metodologia utilizada para determinar a velocidade de sedimentação mostrou-se eficaz e rápida, oferecendo uma abordagem mais econômica quando comparada a outras metodologias disponíveis. O segundo capítulo descreve a determinação das taxas de produção de fezes e pseudofezes e a caracterização químicas dos biodepósitos. Não houve diferença estatística na taxa de produção de biodepósitos em função das espécies e pontos de coleta. Foi observada diferença significativa para carbono orgânico total nos biodepósitos entre os pontos de coleta. Os resultados obtidos neste estudo permitiram determinar a taxa de produção de biodepósitos, bem como a caracterizar quimicamente as fezes e pseudofezes das espécies estudadas e permitirão o avanço de pesquisas relacionados à capacidade suporte do ambiente, buscando a sustentabilidade da malacocultura catarinense.

**Palavras-chave:** Aquicultura; biodepósitos; velocidade; caracterização físico-química.

## ABSTRACT

The cultivation of marine molluscs is generally considered sustainable; however, the densification of molluscs resulting from cultivation can alter the structure of the benthic community, the surrounding fauna, and directly impact the physical, chemical, and biological processes of the environment in which they are located. To predict and prevent potential environmental damage and determine the carrying capacity of environments cultivating molluscs, studies on the physicochemical characteristics of feces and pseudofeces from marine molluscs are necessary. This study aimed to evaluate the physicochemical characteristics of the biodeposits of the bivalve molluscs *Perna perna* (Linnaeus, 1758) and *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793), by determining the vertical sedimentation velocity, feces and pseudofeces production rates, and chemical characterization (total organic carbon, total nitrogen, and total phosphorus) of feces and pseudofeces from the bivalve molluscs *C. gigas* and *P. perna* in Santa Catarina Island Bay. To achieve the objectives, a biodeposit collection system consisting of twelve chambers was utilized. The first chapter describes the experiment conducted to determine the vertical sedimentation velocity through the application of a new methodology. The methodology used to determine sedimentation velocity proved effective and efficient, offering a more economical approach compared to other available methodologies. The second chapter outlines the determination of feces and pseudofeces production rates and the chemical characterization of biodeposits. No statistical difference in biodeposit production rates was observed based on species and collection points. However, a significant difference was noted for total organic carbon in biodeposits between collection points. The results obtained in this study enabled the determination of biodeposit production rates and the chemical characterization of feces and pseudofeces of scientific importance, which will contribute to further research related to the carrying capacity of the environment, aiming for the sustainability of mollusc culture in Santa Catarina.

**Keywords:** Aquaculture; biodeposits; velocity; physicochemical characterization.

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo I

- Figura 1 – Localização da área de estudo. CBS representa o ponto na Baía Sul: Caieira da Barra do Sul e SBQ representa o ponto na Baía Norte: Sambaqui ..... 29
- Figura 2 – Esquema do sistema utilizado na coleta de dados de campo: 1 – Mesa de apoio; 2 – Tubo central; 3 – Câmara. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni. .... 30
- Figura 3 – Detalhe das câmaras individuais com o nível da água e o molusco. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni ..... 31
- Figura 4 – Posicionamento do sistema de câmaras e da bomba na praia. 1 – Sistema de câmaras; 2 – Areia da praia; 3 – Bomba submersível; 4 – Água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni ..... 31
- Figura 5 – Detalhe da câmara indicando o fluxo de água do sistema e posicionamento do molusco na câmara. 1 – Entrada de água do mar; 2 – Molusco; 3 – Saída de água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni ..... 32
- Figura 6 – Organograma de cada ensaio de sedimentação realizado, mostrando o número de moluscos bivalves utilizados, o número de amostras geradas e finalizando com o teste de cada amostra na coluna de sedimentação ..... 34
- Figura 7 – Desenho esquemático do tubo de sedimentação acrílico com dois metros de comprimento para realização dos testes de velocidade de sedimentação de amostras de biodepósitos de moluscos bivalves marinhos. Desenho: Leonardo Pereira Felicidade ..... 35
- Figura 8 – Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com uma amostra de biodepósitos de *C. gigas* no ponto CBS. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. O1, O2 e O3 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. O pico de turbidez para as amostras F/PF ocorreu entre 0 e 3 minutos – 8A; o pico de turbidez foi observado entre os minutos 1 e 3 – 8B; para as amostras de PF, não foi possível identificar um pico de turbidez – 8C..... 40
- Figura 9 – Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com uma amostra de biodepósitos de *P. perna* no ponto CBS. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. M1, M2, M3 e M4 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. Os picos de turbidez para amostras F/PF foram discernidos entre 0 e 2 minutos – 9A; com F exibindo picos entre 1 e 2 minutos – 9B; para as amostras de PF, não foi possível identificar um pico de turbidez – 9C..... 41
- Figura 10 – Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com amostra de biodepósitos de *C. gigas* no ponto SBQ. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. O1, O2, O3 e O4 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. Picos de turbidez foram observados entre 0 e 3 minutos – 10A; para amostras F, foram evidenciados picos distintos nos ensaios, identificados entre 1 e 2 minutos – 10B; não foi identificado um pico de turbidez para as amostras de PF durante o tempo avaliado – 10C ..... 42
- Figura 11 – Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com amostra de biodepósitos de *P. perna* no ponto CBS. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. M1, M2 e M3 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. As amostras F/PF exibiram picos de turbidez entre 0 e 1,5 minutos – 11A; picos

nítidos também foram observados entre 1 e 1,5 minutos para as amostras F – 11B; não foram identificados picos de turbidez para as amostras de PF – 11C ..... 43

## Capítulo II

- Figura 1 – Localização da área de estudo. CBS representa o ponto de coleta da Baía Sul: Caieira da Barra do Sul e SBQ representa o ponto de coleta na Baía Norte: Sambaqui..... 60
- Figura 2 – Esquema do sistema utilizado para coleta de dados. 1 – Suporte do sistema; 2 – Tubulação de abastecimento central; 3 – Câmaras. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni. .... 61
- Figura 3 – Posicionamento do sistema de câmaras e da bomba submersível instalada nos pontos de coleta. 1 – Sistema de câmaras; 2 – Areia da praia; 3 – Bomba submersível; 4 – Água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni. .... 61
- Figura 4 – Detalhe da câmara indicando o fluxo de água do sistema e posicionamento do molusco na câmara. 1 – Entrada de água do mar; 2 – Molusco; 3 – Saída de água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni ..... 62
- Figura 5 – Organograma de cada ensaio de produção de biodepósitos realizado, demonstrando a quantidade de moluscos bivalves marinhos utilizados e os procedimentos realizados para os ensaios de taxa de produção e caracterização química dos biodepósitos. COT indica Carbono Orgânico Total; NT, Nitrogênio Total; FT, Fósforo Total; TPM indica o Material Particulado Total das amostras de biodepósitos e PIM indica o Material Inorgânico Particulado dos biodepósitos ..... 63
- Figura 6 – Composição orgânica e inorgânica, em porcentagem, dos biodepósitos gerados pelas duas espécies analisadas, nos pontos de coleta. Legenda: F – fezes; PF – pseudofezes; CG – *C. gigas*; PP – *P. perna*; CBS – Caieira da Barra do Sul; SBQ – Sambaqui..... 68
- Figura 7 – Capacidade de filtração de partículas e composição química das partículas ingeridas e produzidas (fezes e pseudofezes) por *C. gigas* para CBS e SBQ, durante o período de uma hora, em função dos ensaios realizados (3 ensaios para CBS e 3 ensaios para SBQ). -- representa valor não determinado em função da concentração de NT nas amostras não atingir o limite de detecção do método utilizado (2,0 mg.L-1). Desenho da ostra: Matheus Lacerda Geiger ..... 69
- Figura 8 – Capacidade de filtração de partículas e composição química das partículas ingeridas e produzidas (fezes e pseudofezes) por *P. perna* para CBS e SBQ, durante o período de uma hora, em função dos ensaios realizados (4 ensaios para CBS e 3 ensaios para SBQ). Desenho do mexilhão: Matheus Lacerda Geiger ..... 70

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo I

- Tabela 1 – Média e desvio padrão da altura (mm), comprimento (mm) e largura (mm) das conchas de *P. perna* e *C. gigas* utilizadas nos testes de velocidade de sedimentação por ponto de coleta e espécie. CBS representa Caieira da Barra do Sul e SBQ representa Sambaqui . 32
- Tabela 2 – Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos analisados nos pontos de coleta e testes realizados em amostras de água do mar. Mi representa os testes realizados com *Perna perna* e Oi representa os testes realizados com *Crassostrea gigas*. Os números após as letras representam o número do ensaio para a espécie. As amostras que não atingiram o limite de detecção do método de análise são indicadas usando --. CF – Clorofila; COT – Carbono orgânico total; FT – Fósforo total; TUBR – Turbidez; T – Temperatura; TPM – Material Particulado Total; PIM – Material Particulado Inorgânico; POM – Material particulado orgânico; OCS – Fração orgânica de Sétton. A CBS representa Caieira da Barra do Sul e a SBQ representa Sambaqui. Doze animais foram utilizados para cada teste. .... 39
- Tabela 3 – Velocidades médias ( $\pm$  desvio padrão) das velocidades de sedimentação ( $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ) das amostras de fezes (F) e fezes com pseudofezes (F/PF) de *C. gigas* e *P. perna* nos dois pontos de coleta (CBS: Caieira da Barra do Sul e SBQ: Sambaqui).. .... 44

### Capítulo II

- Tabela 1 – Média dos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de água do mar nos dias de ensaios de acordo com a espécie e o ponto de coleta. .... 66
- Tabela 2 – Média de COT e FT das amostras de água do mar, médias e desvio padrão das taxas de produção de fezes (FZR), pseudofezes (PSR), filtração (FR), clareamento (CR), ingestão (IR) e de Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (FT) dos biodepósitos.. .... 67

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior  
CBS - Caieira da Barra do Sul  
CG – *Crassostrea gigas*  
CF - Clorofila  
COT - Carbono Orgânico Total  
CR - Taxa de clareamento  
EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina  
F - Fezes  
FAO - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura  
F/PF – Fezes em conjunto com pseudofezes  
FR - Taxa de filtração  
FT - Fósforo Total  
FZR - Taxa de produção de fezes  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IR - Taxa de ingestão  
NT - Nitrogênio Total  
OCS – Fração orgânica do séston  
PF – Pseudofezes  
PIM - Material Inorgânico Particulado  
PP – *Perna perna*  
PSR - Taxa de produção de pseudofezes  
POM - Material Orgânico Particulado  
SAL - Salinidade  
SBQ – Sambaqui  
T – Temperatura  
TPM - Material Particulado Total  
TURB - Turbidez

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
1.1	PRODUÇÃO AQUÍCOLA NO MUNDO E NO BRASIL .....	16
1.2	SISTEMAS DE CULTIVO E CARACTERÍSTICAS DO AMBIENTE.....	17
1.3	A MALACOCULTURA E AS QUESTÕES AMBIENTAIS.....	18
1.4	CARACTERÍSTICAS GERAIS DE FILTRAÇÃO DE OSTRAS E MEXILHÕES.....	19
1.5	IMPORTÂNCIA DA CARACTERIZAÇÃO DE PARTÍCULAS LIBERADAS PELOS CULTIVOS AQUÍCOLAS.....	20
1.6	OBJETIVOS .....	23
1.6.1	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>23</b>
1.6.2	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>23</b>
1.7	ESTRUTURA DA TESE .....	24
<b>2</b>	<b>CAPÍTULO I – SEDIMENTAÇÃO DE BIODEPÓSITOS DE <i>CRASSOSTREA GIGAS</i> (THUNBERG, 1793) E <i>PERNA PERNA</i> (LINNAEUS, 1758) NO SUL DO ATLÂNTICO .....</b>	<b>25</b>
2.1	INTRODUÇÃO.....	26
2.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	28
2.2.1	<b>Localização da área de estudo .....</b>	<b>28</b>
2.2.2	<b>Material biológico e sistema de coleta de biodepósitos .....</b>	<b>29</b>
2.2.3	<b>Determinação da velocidade vertical de sedimentação dos biodepósitos de moluscos bivalves .....</b>	<b>33</b>
2.2.4	<b>Parâmetros físico-químicos de qualidade de água .....</b>	<b>36</b>
2.2.5	<b>Filtração de amostras.....</b>	<b>37</b>
2.3	RESULTADOS .....	38
2.3.1	<b>Velocidade vertical de sedimentação dos biodepósitos de moluscos bivalves marinhos .....</b>	<b>38</b>
2.4	DISCUSSÃO .....	45
2.5	CONCLUSÃO.....	49
2.6	REFERÊNCIAS.....	50
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO II – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA PRODUÇÃO DE FEZES E PSEUDOFEZES DE MOLUSCOS MARINHOS BIVALVES CULTIVADOS NO SUL DO ATLÂNTICO.....</b>	<b>56</b>

3.1	INTRODUÇÃO.....	56
3.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	59
<b>3.2.1</b>	<b>Localização da área de estudo .....</b>	<b>59</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Sistema de coleta de biodepósitos e animais utilizados .....</b>	<b>60</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Taxas fisiológicas e caracterização química dos biodepósitos .....</b>	<b>62</b>
<b>3.2.4</b>	<b>Parâmetros físico-químicos de qualidade de água .....</b>	<b>64</b>
<b>3.2.5</b>	<b>Análise estatística .....</b>	<b>65</b>
3.3	RESULTADOS .....	66
<b>3.3.1</b>	<b>Parâmetros físico-químicos de qualidade de água .....</b>	<b>66</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Taxas fisiológicas e caracterização química dos biodepósitos .....</b>	<b>66</b>
3.4	DISCUSSÃO .....	71
3.5	CONCLUSÃO .....	75
3.6	REFERÊNCIAS .....	76
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>81</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>81</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>84</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 PRODUÇÃO AQUÍCOLA NO MUNDO E NO BRASIL

A produção total de pesca e aquicultura no ano de 2020 foi de 214 milhões de toneladas, com um aumento de 3% em relação ao ano de 2018 segundo dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAO. Este pequeno aumento está relacionado a situações como a redução da captura de peixes pelágicos, redução nas capturas ocorridas na China e aos impactos instaurados pela COVID-19, vírus que causou um enorme impacto na sociedade, economia e saúde ao redor do mundo (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022).

A produção aquícola de animais aquáticos atingiu, em 2020, um volume de 87,5 milhões de toneladas, com movimentação financeira de aproximadamente 265 bilhões de dólares, sendo os itens produzidos utilizados principalmente para consumo humano. Aproximadamente 55% da produção aquícola mundial está concentrada na produção de organismos em águas marinhas e costeiras (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022).

A produção de moluscos atingiu 17,7 milhões de toneladas de forma global, representando 14,5% da produção aquícola mundial, com o grupo dos bivalves apresentando maior volume de produção dentre os grupos de moluscos cultivados. As ostras do gênero *Crassostrea* spp. são os moluscos com maior volume de produção, com as vieiras (família Pectinidae) e os mexilhões (família Mytilidae) ocupando o 3º e 4º lugar respectivamente. A produção de moluscos marinhos nas Américas apresentou volume de 688.077 toneladas de peso vivo (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022).

No Brasil, dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) detalham a produção de cerca de 8.739 toneladas de moluscos marinhos para o ano de 2022, divididos entre ostras, vieiras e mexilhões. Santa Catarina desponta com cerca de 95% da produção total brasileira de moluscos bivalves marinhos (IBGE, 2023).

O cultivo de moluscos em Santa Catarina iniciou-se na década de 80, através de um programa de pesquisa e extensão, resultado de parceria entre a Secretaria de Agricultura do Estado de Santa Catarina e a Universidade Federal de Santa Catarina (Magalhães; Ferreira, 2004).

A produção catarinense de moluscos está focada em quatro espécies: ostras das espécies *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) e *Crassostrea gasar* (Dillwyn, 1817), mexilhões da espécie *Perna perna* (Linnaeus, 1758), e vieiras da espécie *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758). Considerando o volume de produção de acordo com cada espécie, o mexilhão *P. perna* é a espécie que apresenta destaque, com 82,24% da produção em Santa Catarina para a safra 2021, seguido das espécies de ostra *C. gigas* e *C. gasar*, com 17,41%, e finalmente a vieira *N. nodosus*, com 0,35% (EPAGRI, 2023).

Na Baía da Ilha de Santa Catarina, cinco cidades contribuem para a produção de moluscos na região: Governador Celso Ramos, Biguaçu, São José, Palhoça e Florianópolis. A produção de ostras *C. gigas* é destaque na cidade de Florianópolis, e representou 70% da produção catarinense para essa espécie, enquanto Palhoça destaca-se na produção de mexilhões *P. perna* com 71% da produção da espécie no estado (EPAGRI, 2023).

## 1.2 SISTEMAS DE CULTIVO E CARACTERÍSTICAS DO AMBIENTE

Com relação aos sistemas de cultivo, os produtores catarinenses adotam três principais modelos: suspenso fixo, flutuante conhecido como *long line* e flutuante do tipo balsa (Ferreira; Oliveira Neto, 2007). Uma parte expressiva da produção de moluscos de Santa Catarina está concentrada na Baía da Ilha de Santa Catarina. A Baía da Ilha de Santa Catarina caracteriza-se como um sistema costeiro transaccional, considerada como um complexo estuarino, com área superficial de 428 km<sup>2</sup>. Este complexo é dividido em dois compartimentos principais, Baía Norte e Baía Sul, as quais possuem características específicas com relação à profundidade e hidrodinâmica local (Bonetti; Bonetti; Barcellos, 2004).

No que diz respeito à hidrodinâmica local, a Baía da Ilha de Santa Catarina é um sistema semiaberto de natureza estuarino. Forças geradas pela ação dos ventos e pela oscilação da maré são as principais responsáveis pela circulação hidrodinâmica, gerando características distintas e específicas para cada compartimento. Com relação às marés, o regime da região é considerado de micromarés, com amplitudes inferiores à 2,00 m (Bonetti; Bonetti; Barcellos, 2007). Bonetti, Bonetti e Barcellos (2007) sugerem que na Baía Norte predominam processos de deposição pela baixa energia do ambiente, enquanto na Baía Sul apresentam-se

ambientes submetidos à maior energia hidrodinâmica, evitando assim processos de deposição. Na Baía Sul predominam os sedimentos siltosos enquanto na Baía Norte os sedimentos argilosos são mais comuns (Bonetti; Bonetti; Barcellos, 2004, 2007; Sewald et al., 2012).

### 1.3 A MALACOCULTURA E AS QUESTÕES AMBIENTAIS

Em contraponto com outras atividades aquícolas que utilizam a inserção de alimentos para os animais, como na piscicultura, por exemplo, na malacocultura não há este tipo de adição. Por outro lado, uma porção dos alimentos consumidos pelos bivalves é incorporado aos tecidos do animal para reprodução e crescimento, enquanto outra porção é liberada no ambiente e se torna disponível para a comunidade de animais (Suplicy, 2004, 2020). As fezes e pseudofezes liberadas pelos moluscos marinhos geram concentrações de matéria que são transportadas pelas correntes e sedimentam-se ao fundo do ambiente (Forsberg *et al.*, 2017).

De acordo com Beveridge (2004), as taxas e sedimentação dos biodepósitos e a própria característica variam de acordo com o tipo de cultivo, com a dinâmica local onde o cultivo está instalado, com as condições climáticas, e principalmente estão relacionados às concentrações de plâncton e detritos na água (Filgueira *et al.*, 2013; Newell *et al.*, 2005; Norkko *et al.*, 2001; Saraiva *et al.*, 2011). Além disso, de acordo com Jaramillo, Bertrán e Bravo (1992), a biodeposição pode causar uma diminuição na abundância da macrofauna bentônica ante locais onde as estruturas de cultivo estão instaladas. Somando-se a isso também pode-se ressaltar que o acúmulo de matéria orgânica estimula a produção de bactérias, causando uma modificação na composição química, na estrutura e nas funções do sedimento (Barbieri *et al.*, 2014; Callier *et al.*, 2006; Forrest *et al.*, 2009; Hatakeyama *et al.*, 2021; Lacoste *et al.*, 2019; Sakamaki *et al.*, 2020, 2022; Walker *et al.*, 2014).

Dentre os efeitos que o aumento de matéria orgânica e nutrientes podem causar ao ambiente estão a diminuição das concentrações de oxigênio, aumento da demanda biológica de oxigênio, aumento de nitrogênio e fósforo, além da produção de metano e ácido sulfídrico em zonas marinhas (Vinther; Holmer, 2008). A formação de zonas de acumulação, com conseqüente diminuição da concentração de oxigênio dissolvido em função dos processos de degradação da matéria orgânica podem ocasionar condições indesejáveis ao próprio cultivo de moluscos (Forrest *et al.*, 2009;

Sakamaki *et al.*, 2020), além de ocasionar um aumento na quantidade de organismos oportunistas, como poliquetas (Jambrina y Leal, 2000).

De acordo com Suplicy (2004, 2020), a formação de biodepósitos pode ser um problema quando os cultivos são operados com capacidade superior àquelas determinadas para a capacidade sustentável do ambiente onde estão inseridos os cultivos, ou ainda em locais onde há limitada circulação de água, como locais rasos, por exemplo. Para Callier *et al.* (2006) e Chamberlain (2002), é importante conhecer o destino da matéria orgânica e seu impacto sobre o ambiente.

#### 1.4 CARACTERÍSTICAS GERAIS DE FILTRAÇÃO DE OSTRAS E MEXILHÕES

As espécies *C. gigas* e *P. perna* são organismos classificadas como moluscos bivalves (Magalhães; Ferreira, 2004), e o processo de alimentação se dá por filtração. De acordo com Gosling (2003), os bivalves empregam um mecanismo hidromecânico e mucociliar no transporte de partículas para sua alimentação.

Em mexilhões, um fluxo de água é mantido pelos cílios laterais dos filamentos branquiais que passam através da cavidade do manto e das brânquias. A filtração da água ocorre na entrada dos espaços interfilamentos com o auxílio dos cílios latero-frontais, os quais retiram as partículas da água e as direcionam para a superfície frontal dos filamentos. As partículas permanecem presas a uma camada fina de muco sobre os cílios frontais e são transportadas em direção aos sulcos ventrais, onde o material é incorporado ao muco e direcionado aos palpos labiais (Gosling, 2003).

No que diz respeito às ostras, sabe-se que elas possuem a cavidade do manto dividida em região inalante e exalante, na qual a água entra pela abertura inalante e é transportada pela superfície do manto até a abertura exalante em que se encontram os cílios branquiais (Bayne, 2017). O que gera um fluxo de bombeamento regulado pela cavidade do manto, no qual as partículas disponíveis na água são transportadas para a boca e selecionadas para ingestão ou rejeição pela ação dos palpos labiais. As partículas seguem pelo sistema digestivo e o que não pode ser aproveitado é expelido no formato de fezes (Wildish; Kristmanson, 1997). As partículas rejeitadas pelos palpos labiais são agregadas ao muco e liberadas na forma de pseudofezes (Bayne, 2017).

## 1.5 IMPORTÂNCIA DA CARACTERIZAÇÃO DE PARTÍCULAS LIBERADAS PELOS CULTIVOS AQUÍCOLAS

Pesquisas têm sido realizadas com o intuito de simular o transporte de partículas de excretas advindos de cultivos aquícolas, como a malacocultura. A compreensão da extensão dos efeitos que a atividade aquícola impõe sobre o ambiente faz-se necessária para a continuidade da indústria aquícola a longo prazo, uma vez que esta atividade depende do ambiente onde está inserida (Chang *et al.*, 2014; Huggins; Piedrahita; Rumsey, 2004; Sakamaki *et al.*, 2022; Weise *et al.*, 2009). A atividade aquícola contribui com a liberação de cargas no ambiente, alterando os fluxos de energia e matéria do ambiente (Filgueira *et al.*, 2013; Filgueira; *et al.*, 2015), bem como podem aumentar as taxas de deposição de material liberado pelos organismos; enriquecer os sedimentos e estimular o crescimento microbiano, transformando este material em um importante recurso para a comunidade bentônica (Saraiva *et al.*, 2011).

Ferramentas que permitem a previsão de impactos causados ao ambiente já estão sendo utilizadas na aquicultura e apresentam fundamental importância para a gestão costeira local (Ferreira *et al.*, 2014), um exemplo destas ferramentas são os modelos matemáticos, os quais buscam representar através de equações as interações que ocorrem no ambiente, possibilitando a construção de diferentes cenários e a resposta do ambiente frente à interferência (Henderson *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2019).

Na aquicultura, estudos que utilizam modelagem para a construção de cenários já são uma realidade e têm sido cada vez mais utilizados. Ferreira *et al.* (2014), utilizaram uma estrutura para modelagem que compreendia a integração entre o modelo SWAT, Delft3D e EcoWin, com a finalidade de uma análise integrada da bacia hidrográfica estudada, águas costeiras e aquicultura offshore (com cultivo de moluscos e peixes), a fim de fornecer uma abordagem acerca da produção, efeitos ambientais e interações, em uma região do sudeste de Portugal. Os autores ressaltaram a importância de ir além das ferramentas convencionais de planejamento espacial, e garantir uma abordagem ecossistêmica voltada à aquicultura.

Para o cultivo de peixes, Cromey *et al.* (2012) utilizaram um modelo com o acoplamento de diferentes módulos para realizar o rastreamento de partículas do cultivo de *Sparus aurata* e *Dicentrarchus labrax* e prever o impacto bentônico do

cultivo destas espécies, realizado no leste do Mar Mediterrâneo. Keeley *et al.* (2013) utilizaram o modelo DEPOMOD para avaliar a dinâmica de ressuspensão e os possíveis impactos causados por fazendas de salmão localizadas em Marlborough Sounds, Nova Zelândia. Chang *et al.* (2014) também utilizaram DEPOMOD para prever impactos bentônicos de fazendas de cultivo de salmões na Baía de Fundy, no Canadá. Neste estudo, verificou-se que as taxas de deposição elevadas apresentavam forte correlação com as taxas de alimentação, demonstrando que taxas reais, utilizadas na alimentação dos peixes, são importantes para a obtenção de resultados modelados mais aproximados à dinâmica que ocorre no ambiente.

Navas, Telfer e Ross (2011) desenvolveram um estudo voltado à aplicação do módulo hidrodinâmico 3D (MOHID) e de rastreamento de partículas do cultivo de peixes na Baía de Mulroy, Irlanda. Nesta aplicação foi possível observar os efeitos da velocidade e da circulação de água sobre a dispersão das partículas advindas da piscicultura marinha. Os resultados foram utilizados para a gestão ambiental da área. Ainda com relação à piscicultura, Perán *et al.* (2013) desenvolveram um trabalho utilizando o MOHID para avaliar a capacidade produtiva de carga de um Parque de Cultivo Marinho, localizado na costa de Múrcia (Espanha). Os resultados demonstraram um impacto bentônico moderado.

Modelos também podem ser utilizados para a malacocultura com diferentes objetivos. Um estudo desenvolvido por Rosland *et al.* (2011), no sudoeste da Noruega, teve foco no dimensionamento e configuração de fazendas de mexilhões para otimização da produção total de mexilhões e da qualidade individual dos mexilhões sob diferentes condições ambientais. As simulações demonstraram padrões de crescimento em *longlines* e nas configurações das fazendas, onde a redução de fluxo e a depleção de séston apresentaram impacto sobre o crescimento dos mexilhões. Além disso, os autores da pesquisa concluíram que o modelo apresentou potencial para ser utilizado como ferramenta de apoio à tomada de decisão no planejamento e gerenciamento espacial da aquicultura.

O efeito das estruturas suspensas de cultivo de moluscos sobre a hidrodinâmica local foi tema de estudo de Lin, Li e Zhang (2016), na Ilha de Gouqi, na China. Foi observada a redução das velocidades de corrente na superfície e na parte inferior do cultivo. Com a redução das velocidades, há não somente uma questão com relação à dispersão de biodepósitos, como também uma possível diminuição na oferta de alimentos para os moluscos estudados.

Pinto et al. (2013) utilizaram o modelo MOHID para um estudo preliminar, baseando-se na teoria de *Dynamic Energy Budget* para simular o potencial de crescimento de *Mytilus edulis* no sistema, no Estuário do Rio Tejo, em Portugal. Como resultado, foi possível concluir que o modelo utilizado é uma importante ferramenta para apoiar o gerenciamento sustentável do cultivo de moluscos, além de permitir a avaliação do impacto do cultivo de mexilhões na dinâmica do sistema, e pode ser usado não apenas para estimar o potencial de crescimento dos bivalves, bem como a ecologia e a capacidade do sistema com relação à produção.

De acordo com Saraiva (2014), os modelos matemáticos podem utilizar duas abordagens com relação ao cultivo de moluscos, uma abordagem que atua sobre a ecofisiologia individual dos bivalves, e a outra abordagem está relacionada ao transporte físico, utilizando modelos físicos complexos para prever, por exemplo, o impacto da atividade de bivalves nas propriedades do sistema.

A determinação das características físicas dos biodepósitos é fundamental para que estes dados sejam utilizados na parametrização de modelos que permitem a construção de cenários. Características físicas como velocidade vertical de sedimentação das partículas, taxas de produção de biodepósitos em função do tempo e a caracterização das partículas de fezes e pseudofezes são imprescindíveis para a geração de previsões mais refinadas e próximas às condições naturais. Segundo Saraiva (2014), o desafio da utilização de modelagem é obter melhores previsões de produção de bivalves e sua dinâmica em interação com o ambiente em constante mudança, melhorando a descrição dos processos físicos, biogeoquímicos, ecológicos e fisiológicos.

Um estudo realizado por Silva et al. (2019) evidenciou a utilização de um modelo hidrodinâmico de base física para determinar locais de acumulação de biodepósitos nas baías da Ilha de Santa Catarina. No entanto, os dados de entrada do modelo, com relação às características físicas dos biodepósitos, foram retirados da literatura, uma vez que ainda não foram publicados estes dados para as espécies cultivadas no local de estudo. Desta forma, faz-se necessário o desenvolvimento de pesquisas que determinem as características físicas dos biodepósitos das espécies de moluscos marinhos cultivados nas baías Norte e Sul de Florianópolis, uma vez que estas características determinarão o destino dos biodepósitos. Através destes dados será possível definir cenários e realizar simulações da pluma de dispersão das partículas e das zonas de deposição, assim como estimar a concentração de

partículas nos locais de depósito. Somado a isso, estudos neste âmbito permitirão que sejam realizadas análises acerca da capacidade suporte do ambiente e servirão de base para a gestão costeira local.

A proposta de pesquisa foi avaliar as características físicas e químicas dos biodepósitos dos moluscos bivalves *P. perna* e *C. gigas*, com relação à velocidade vertical de sedimentação de fezes e pseudofezes, quantificar a produção de biodepósitos, e determinar a composição química em função de carbono orgânico total, nitrogênio total e fósforo total, na Baía da Ilha de Santa Catarina.

## 1.6 OBJETIVOS

### 1.6.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo foi gerar subsídios para gestão da cadeia produtiva de moluscos ao determinar características físico-químicas dos biodepósitos dos moluscos bivalves *Perna perna* e *Crassostrea gigas* na Baía da Ilha de Santa Catarina.

### 1.6.2 Objetivos específicos

I – Determinar a velocidade vertical de sedimentação de fezes e pseudofezes de *Perna perna* e *Crassostrea gigas* na Baía da Ilha de Santa Catarina, através da aplicação de uma nova metodologia;

II – Quantificar a produção de partículas de fezes e pseudofezes das espécies *Perna perna* e *Crassostrea gigas*;

III – Avaliar as características químicas das partículas de fezes e pseudofezes das espécies *Crassostrea gigas* e *Perna perna* de determinar as concentrações de Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total e Fósforo Total.

## 1.7 ESTRUTURA DA TESE

A presente tese foi estruturada por meio de dois capítulos:

**CAPÍTULO I** – Artigo Científico 1, intitulado “Sedimentação de biodepósitos de *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) e *Perna perna* (Linnaeus, 1758) no Sul do Atlântico”. O artigo teve como objetivo determinar a velocidade vertical de sedimentação dos biodepósitos dos moluscos bivalves *Perna perna* e *Crassostrea gigas* na Baía da Ilha de Santa Catarina, através da aplicação de uma nova metodologia. O artigo foi publicado na revista *Aquacultural Engineering* em 5 de dezembro de 2023: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2023.102385>. A formatação, as citações e referências seguem conforme as normas do periódico;

**CAPÍTULO II** – Artigo Científico 2, intitulado “Caracterização físico-química da produção de fezes e pseudofezes de moluscos marinhos bivalves no Sul do Atlântico”. O artigo teve como objetivo a caracterização físico-química dos biodepósitos de moluscos marinhos bivalves na Baía da Ilha de Santa Catarina, para as espécies *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) e *Perna perna* (Linnaeus, 1758). O artigo será submetido à *Regional Studies in Marine Science*. A formatação, as citações e referências seguem conforme as normas do periódico.

## 2 CAPÍTULO I – SEDIMENTAÇÃO DE BIODEPÓSITOS DE *CRASSOSTREA GIGAS* (THUNBERG, 1793) E *PERNA PERNA* (LINNAEUS, 1758) NO SUL DO ATLÂNTICO

Eliziane Silva<sup>a</sup>, Carlos Henrique Araujo de Miranda Gomes<sup>a</sup>, Luis Hamilton Pospissil Garbossa<sup>b</sup>, Claudio Manoel Rodrigues de Melo<sup>a</sup>; Katt Regina Lapa<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Departamento de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC 88061-600, Brasil

<sup>b</sup> Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Admar Gonzaga 1347, Florianópolis, SC, 88034-901, Brasil

**Autor correspondente:** Eliziane Silva

**e-mail:** eng.eliziane@gmail.com

**Endereço:** Serv. Beco dos Coroas, 503 – Barra da Lagoa, Florianópolis – SC – Brazil.

Código Postal: 88061-600

### Resumo

Este estudo teve como objetivo determinar a velocidade de sedimentação vertical de fezes e pseudofezes dos moluscos bivalves *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) e *Perna perna* (Linnaeus, 1758) na Baía da Ilha de Santa Catarina, com foco em duas localidades distintas: Caieira da Barra do Sul (CBS) e Sambaqui (SBQ). A fase inicial envolveu a coleta de biodepósitos por meio de um sistema com doze câmaras, direcionando um fluxo controlado de água do mar a uma taxa de 500 mL.min<sup>-1</sup>. Os organismos foram alojados individualmente em câmaras e os biodepósitos foram coletados durante um período de três horas. Foram realizados quatorze ensaios de coleta de biodepósitos das duas espécies em estudo. Três tipos de amostras foram produzidos após cada campanha: fezes, pseudofezes e uma combinação de ambas (F, PF e F/PF, respectivamente). A fase subsequente envolveu a avaliação da velocidade de sedimentação em ambiente controlado por meio de uma coluna de acrílico de dois metros de comprimento e 150 mm de diâmetro, preenchida com água do mar filtrada. Testes de sedimentação foram realizados utilizando amostras da fase inicial. A amostra foi inserida no topo da coluna e a turbidez foi mensurada durante um período especificado (até 25 minutos). As velocidades de sedimentação para F foram as seguintes: for *C. gigas*, 1,56±0,19 cm.s<sup>-1</sup> e 2,08±0,83 cm.s<sup>-1</sup> em CBS e SBQ, respectivamente, e para *P. perna*, os valores correspondentes foram 2,36±0,70 cm.s<sup>-1</sup> e 3,33±0,00 cm.s<sup>-1</sup>, respectivamente. Para amostras F/PF as velocidades de sedimentação correspondentes foram: 2,41±0,85 cm.s<sup>-1</sup> e 1,15±0,61 cm.s<sup>-1</sup> para *C. gigas* e 2,36±0,70 cm.s<sup>-1</sup> e 2,96±0,64 cm.s<sup>-1</sup> para *P. perna*, em CBS e SBQ, respectivamente. As taxas de sedimentação de amostras compostas apenas por pseudofezes não puderam ser determinadas, pois as partículas não se sedimentaram no período de análise de 25 minutos. As velocidades determinadas estavam intimamente relacionadas com as características das partículas encontradas no habitat marinho dos organismos. Seu mecanismo de alimentação baseado em filtração influencia significativamente a velocidade de sedimentação vertical e a formação de biodepósitos. A metodologia utilizada para determinar a velocidade de sedimentação mostrou-se eficaz e rápida, oferecendo uma abordagem mais econômica quando comparada a outras metodologias disponíveis.

**Palavras-chave:** fezes; pseudofezes; caracterização física.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A produção aquícola mundial aumentou aproximadamente 2,7% em 2020 em comparação com 2019, conforme relatado pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura – FAO (2022). Considerando apenas os moluscos, a produção global atingiu 17,7 milhões de toneladas, contribuindo para um valor total de 29,8 milhões de dólares. (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022). Em 2022, O Brasil produziu aproximadamente 9 mil toneladas de moluscos, avaliadas em 18 mil dólares. Esta produção está focada principalmente em três grupos de bivalves: ostras, vieiras e mexilhões. O estado de Santa Catarina foi responsável por cerca de 95% da produção de moluscos bivalves do Brasil (IBGE, 2022), com a maior parte do cultivo ocorrendo nas baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina.

As baías Norte e Sul são compartimentos diferentes em termos de aspectos hidrodinâmicos e parâmetros físico-químicos de qualidade da água. A Baía Sul possui áreas com maior profundidade e hidrodinâmica mais intensa quando comparada à Baía Norte. Além disso, existem diferenças em relação à composição dos sedimentos nos dois ambientes. Na Baía Sul predominam os sedimentos siltosos enquanto na Baía Norte os sedimentos argilosos são mais comuns (Bonetti et al., 2007). Nessas localidades, em 2021, a produção de moluscos resultou em cerca de 7 mil toneladas de mexilhões *Perna perna* (Linnaeus, 1758), aproximadamente 2.000 toneladas de ostras das espécies *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) e *Crassostrea gasar* (Dillwyn, 1817), e cerca de 41 toneladas de vieiras da espécie *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758) (EPAGRI, 2021).

Organismos como os bivalves, que se alimentam de partículas em suspensão na água, atuam diretamente sobre os processos bentônicos e pelágicos. Eles consomem partículas do séston da coluna d'água, bem como liberarem nutrientes através da formação de biodepósitos (fezes e pseudofezes) (Filgueira et al., 2013; Newell et al., 2005; Norkko et al., 2001). Lima et al. (2023) e Nascimento et al. (2022) confirmaram a diferença de composição de partículas nas baías Sul e Norte.

As fezes e pseudofezes liberadas pelos moluscos marinhos bivalves geram concentrações de matéria que são transportadas pelas correntes e sedimentam-se no fundo do ambiente (Forsberg et al., 2017). As características e taxas de sedimentação desses biodepósitos são influenciadas por diversos fatores. Estes incluem a dinâmica do local de cultivo, as correntes marítimas, as condições climáticas e, particularmente,

as concentrações de plâncton e detritos na água (Beveridge, 2004; Forrest et al., 2009; Lin et al., 2016; Newell et al., 2005; Saraiva et al., 2011). Além disso, com foco na fisiologia animal, as taxas de produção de biodepósitos estão associadas à fase de vida do animal (Lin et al., 2016).

Jaramillo et al. (1992) observaram que a instalação de estruturas de cultivo pode levar a uma redução na abundância da macrofauna bentônica devido à produção de biodepósitos. Além disso, o acúmulo de matéria orgânica pode estimular a produção bacteriana, alterando assim a composição química, estrutura e funções do sedimento (Barbieri et al., 2014).

O aumento de matéria orgânica e nutrientes podem causar ao ambiente estão a diminuição das concentrações de oxigênio, aumento da demanda bioquímica de oxigênio, aumento de nitrogênio e fósforo, além da produção de metano e ácido sulfídrico em zonas marinhas (Holmer and Kristensen, 1992). A formação de zonas de acumulação, com conseqüente diminuição da concentração de oxigênio dissolvido em função dos processos de degradação da matéria orgânica podem ocasionar condições indesejáveis ao próprio cultivo de moluscos (Freitas et al., 2009). A formação de biodepósitos pode ser um problema quando os cultivos são operados com capacidade superior àquelas determinadas para a capacidade sustentável do ambiente onde estão inseridos os cultivos, ou ainda em locais onde há limitada circulação de água, como locais rasos, como observado por Suplicy (2004).

Compreender os processos de biodepósito e as interações ambientais que eles geram é crucial. Igualmente importante é compreender como fatores como a taxa de sedimentação dos biodepósitos influenciam a dinâmica ambiental. Este conhecimento é fundamental para a progressão das pesquisas e para garantir a sustentabilidade da atividade da malacocultura (Callier et al., 2006).

Foram realizadas pesquisas sobre a caracterização e dispersão de partículas fecais e resíduos alimentares na piscicultura marinha (Chary et al., 2021; Keeley et al., 2013; Navas et al., 2011). Ballester-Moltó et al. (2017) avaliaram o impacto dos resíduos da piscicultura em Múrcia, Espanha. Pérez et al. (2014) investigaram as taxas de sedimentação de fezes e resíduos alimentares no cultivo de *Argyrosomus regius*, utilizando medições *in situ* e modelagem hidrodinâmica em Tenerife, Arquipélago das Ilhas Canárias, Espanha. A caracterização dos pellets provenientes de resíduos de ração e excretas animais foi fundamental para a inserção dos dados no modelo, que foi utilizado para gerar cenários.

Callier et al. (2006) avaliaram a velocidade de sedimentação de *Mytilus edulis* L. na Escócia e na Irlanda. Da mesma forma, Giles e Pilditch (2004) na Nova Zelândia avaliaram a velocidade de sedimentação de biodepósitos de *Perna canaliculus* de tamanhos variados (2,7 a 11,4 cm), alimentados com três dietas diferentes (natural, microalgas e lodo).

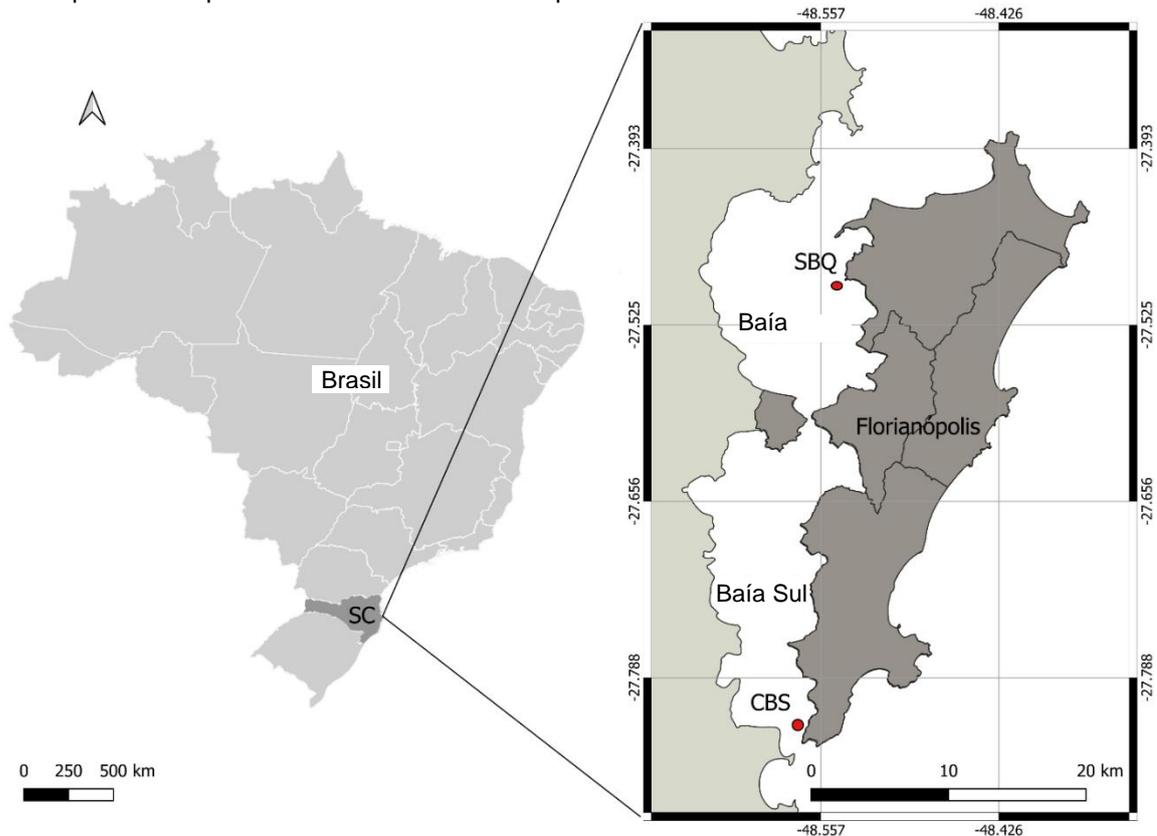
O objetivo desta pesquisa foi determinar a velocidade de sedimentação vertical de biodepósitos de moluscos bivalves *P. perna* e *C. gigas* na baía da Ilha de Santa Catarina, empregando uma metodologia inédita.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Localização da área de estudo

O estudo foi realizado em dois locais (Sambaqui - SBQ em 27°29'22,6"S, 48°32'16,9"W – Baía Norte e Caieira da Barra do Sul - CBS em 27°48'58,3"S, 48°33'50.0"W – Baía Sul) nas Baías da Ilha de Santa Catarina (27°36' S, 48°34' W - Datum SAD 69), sul do Brasil (Figure 1).

Figura 1: Localização da área de estudo. CBS representa o ponto na Baía Sul: Caieira da Barra do Sul e SBQ representa o ponto na Baía Norte: Sambaqui



## 2.2.2 Material biológico e sistema de coleta de biodepósitos

O processo de coleta do biodepósito foi desenhado a partir do sistema utilizado por Hawkins et al. (1996) e posteriormente modificado por Nascimento et al. (2022). Esse sistema, composto por doze câmaras com volume de 4,0 L cada uma (Figura 2 e 3), foi instalado em diversos pontos de coleta da área de estudo. Uma bomba submersível, localizada perto da área de fixação do sistema, foi utilizada para bombear água do mar para o sistema (Figura 4). O fluxo de água em cada câmara foi regulado para  $500 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$  (Figure 5). Foram realizadas quatorze coletas de dados para avaliar a velocidade de sedimentação dos biodepósitos. Cada dia de coleta envolveu três testes de sedimentação. Contudo, esses dias de coleta não foram consecutivos.

Figura 2: Esquema do sistema utilizado na coleta de dados de campo: 1 – Mesa de apoio; 2 – Tubo central; 3 – Câmara. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni.

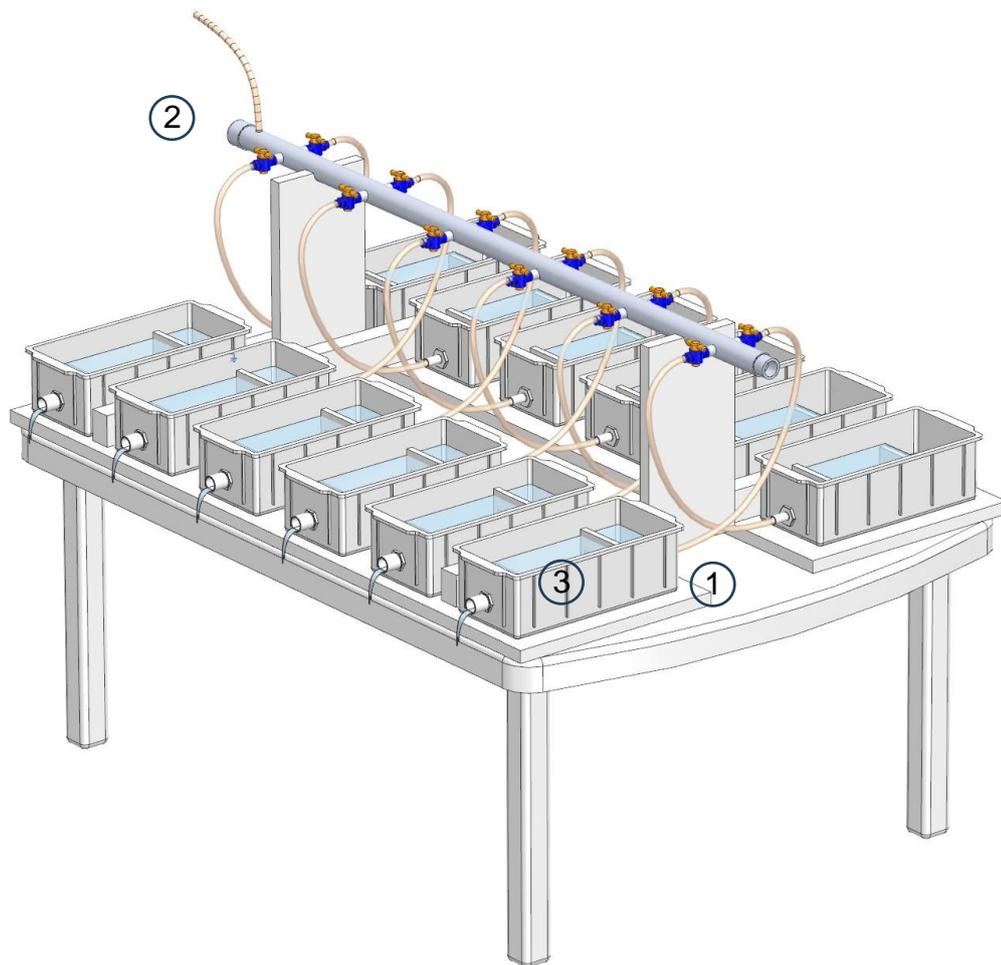


Figura 3: Detalhe das câmaras individuais com o nível da água e o molusco. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni.

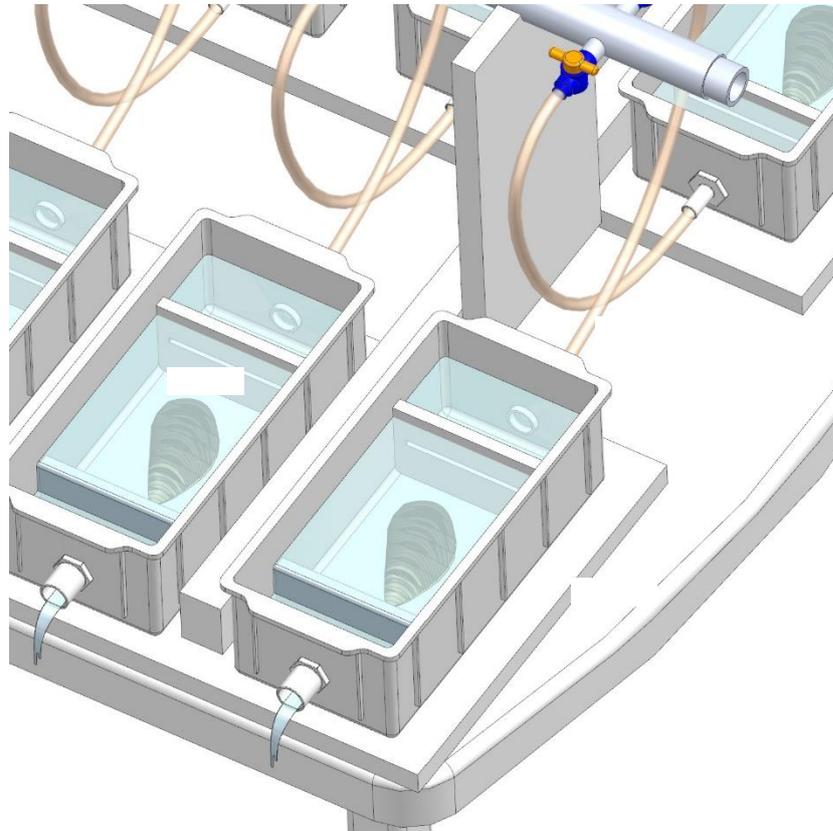


Figura 4: Posicionamento do sistema de câmaras e da bomba na praia. 1 – Sistema de câmaras; 2 – Areia da praia; 3 – Bomba submersível; 4 – Água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni.

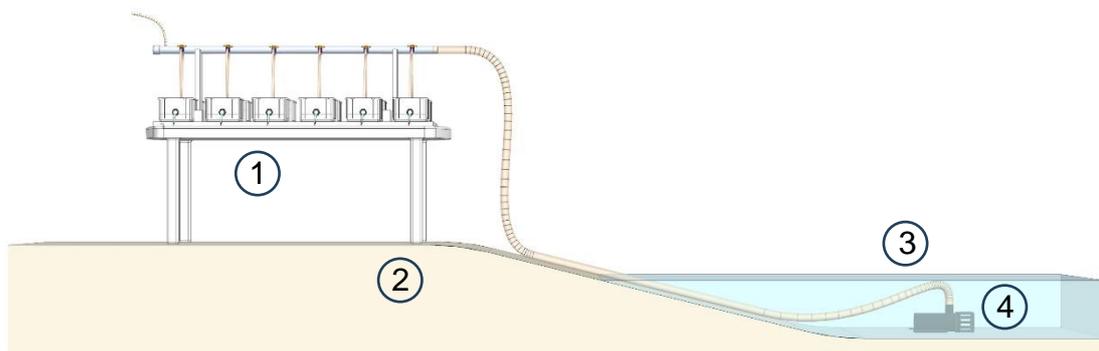
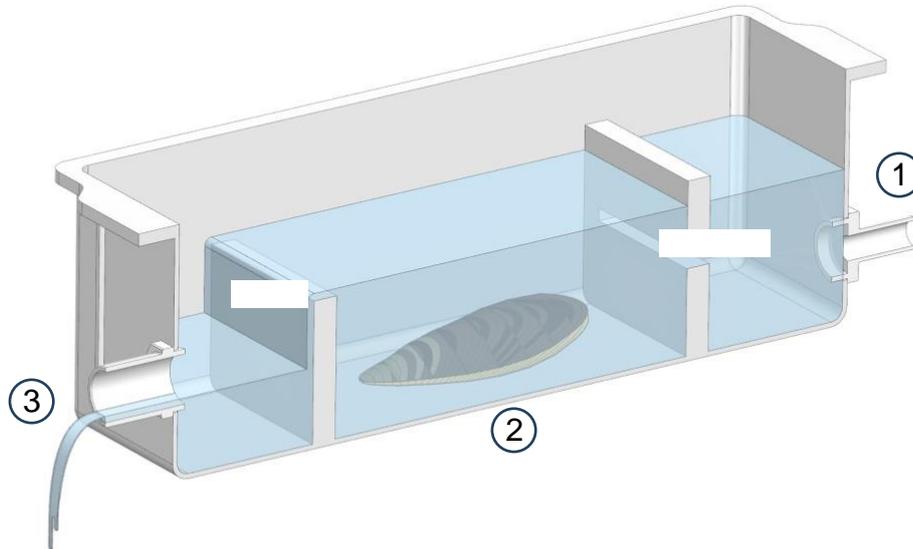


Figura 5: Detalhe da câmara indicando o fluxo de água do sistema e posicionamento do molusco na câmara. 1 – Entrada de água do mar; 2 – Molusco; 3 – Saída de água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni.



Um total de 168 animais das espécies *P. perna* (84 animais) e *C. gigas* (84 animais) foram utilizados para o estudo. Os animais foram cultivados nos respectivos pontos de coleta e despescados no dia da coleta de dados. A altura, largura e comprimento das conchas dos animais foram medidos conforme Galtsoff (1964) (Tabela 1).

Tabela 1: Média e desvio padrão da altura (mm), comprimento (mm) e largura (mm) das conchas de *P. perna* e *C. gigas* utilizadas nos testes de velocidade de sedimentação por ponto de coleta e espécie. CBS representa Caieira da Barra do Sul e SBQ representa Sambaqui.

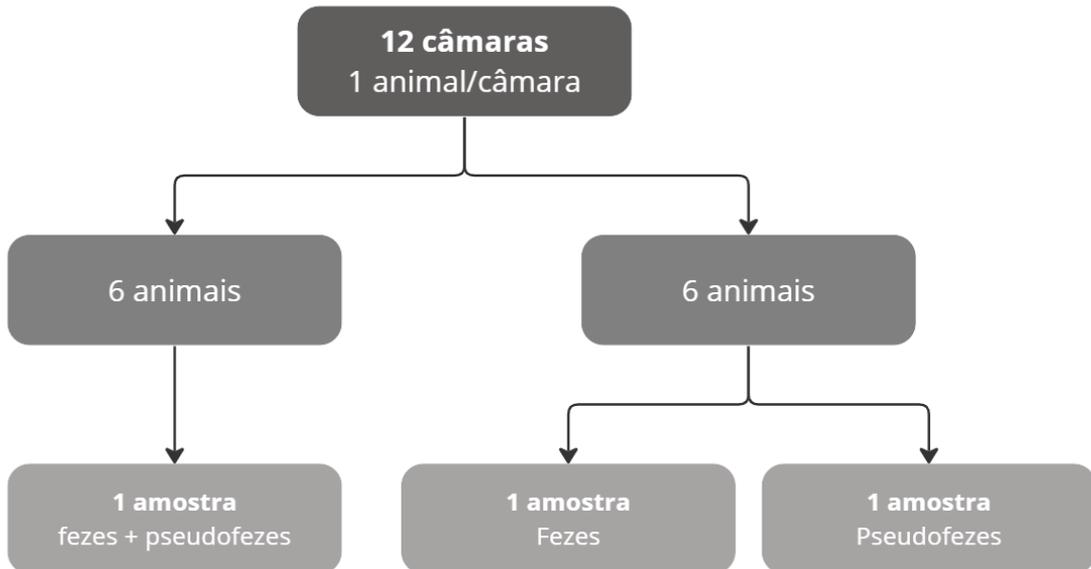
Ponto de coleta/Espécie	Altura (mm)	Comprimento (mm)	Largura (mm)
<b>SBQ</b>			
<i>C. gigas</i>	91,7±6,6	55,8±3,9	31,3±3,2
<i>P. perna</i>	75,9±5,0	37,3±2,7	28,4±3,2
<b>CBS</b>			
<i>C. gigas</i>	89,1±5,9	57,7±4,8	33,0±4,2
<i>P. perna</i>	73,3±4,4	38,0±3,6	25,7±2,8

### 2.2.3 Determinação da velocidade vertical de sedimentação dos biodepósitos de moluscos bivalves

Os procedimentos metodológicos, adaptados de Callier et al. (2006) e Wong e Piedrahita (2000), envolveram a colocação individual e aleatória dos animais nas câmaras do sistema conforme descrito na Seção 2.2. O período de aclimação dos animais nas câmaras individuais foi definido como o tempo até a produção do primeiro biodepósito de cada animal. Esse período foi de aproximadamente 30 minutos para *P. perna* e entre 1 e 2 horas para *C. gigas*. Após o início da produção, as câmaras foram limpas, os biodepósitos produzidos foram removidos e iniciou-se a coleta experimental dos biodepósitos, com duração de 3 horas. Os biodepósitos foram coletados com pipetas plásticas e armazenados em tubos de fundo cônico com volume útil de 50 mL, os quais foram refrigerados até a análise. Esses tubos continham a massa de biodepósitos coletada e a água que estava presente com o material no momento da coleta dos dados.

Cada ensaio utilizou doze animais, divididos em dois grupos de seis. As fezes e pseudofezes do primeiro grupo foram coletadas em conjunto, enquanto as fezes e pseudofezes do segundo grupo foram coletadas separadamente. Esse processo resultou em três amostras distintas por coleta: uma amostra combinada de fezes e pseudofezes (F/PF), uma amostra somente de fezes (F) e uma amostra somente de pseudofezes (PF) (Figura 6). No local CBS foram feitas quatro coletas de *P. perna* e três de *C. gigas*, enquanto no local SBQ foram realizadas três coletas de *P. perna* e quatro de *C. gigas*. O plano inicial era realizar quatro coletas de cada espécie nos dois locais. No entanto, condições meteorológicas adversas impediram a realização de duas destas coletas.

Figura 6: Organograma de cada ensaio de sedimentação realizado, mostrando o número de moluscos bivalves utilizados, o número de amostras geradas e finalizando com o teste de cada amostra na coluna de sedimentação.



As amostras de biodepósitos foram coletadas para análise de velocidade de sedimentação utilizando tubo de acrílico, conforme descrito por Wong e Piedrahita (2000). Este tubo media 2 metros de altura e 150 mm de diâmetro (Figura 7). Conseqüentemente, três testes de velocidade de sedimentação (1 para F/PF, F e PF) foram realizados para cada coleta.

Figura 7: Desenho esquemático do tubo de sedimentação acrílico com dois metros de comprimento para realização dos testes de velocidade de sedimentação de amostras de biodepósitos de moluscos bivalves marinhos. Desenho: Leonardo Pereira Felicidade.



A coluna de sedimentação foi posicionada nos pontos de coleta (CBS e SBQ), em área protegida do vento e da luz solar. Cada teste de taxa de sedimentação envolveu o preenchimento da coluna com água do mar filtrada (retenção de partículas entre 5 e 50  $\mu\text{m}$ ). Antes de cada teste, foi avaliada a turbidez da água dentro da coluna, servindo como controle da turbidez da água. Após a conclusão de cada teste, a água residual da coluna foi descartada. A coluna foi então enxaguada com água doce e reabastecida com água do mar filtrada em preparação para o teste subsequente.

Cada amostra de biodepósito, com volume de 50 mL, foi introduzida na seção superior do tubo de sedimentação para minimizar os efeitos de turbulência. A sedimentação das partículas até o fundo do tubo foi então analisada durante um período de 25 minutos. Amostras de água, com 25 mL cada, foram coletadas do fundo do tubo em intervalos de 30 segundos durante os 5 minutos iniciais. Entre o 6º e o 25º minuto, as amostras foram coletadas em intervalos de 1 minuto. Procuramos minimizar o efeito da turbulência no volume restante da coluna, removendo um volume mínimo de amostra comparado ao volume total da coluna (35,3 L). Cada amostra retirada da coluna de sedimentação tinha aproximadamente 25 mL. Portanto, o volume total da amostra retirada ao final de cada teste foi de 775 mL, representando

apenas 2,2% do volume total da coluna de sedimentação de 35,3 L. Segundo dados reportados na literatura para biorreatores de tratamento de efluentes, no máximo 10% de o volume líquido do biorreator deveria ser utilizado para amostragem (Levenspiel, 2000) e neste caso nosso volume total de amostra ficou abaixo deste percentual.

A velocidade vertical média de sedimentação de fezes e pseudofezes foi determinada por meio de perfis temporais de turbidez gerados para cada teste. Esta foi calculada como o quociente entre a distância percorrida (altura do tubo de sedimentação) e o momento em que o pico de turbidez foi observado para cada teste, conforme equação dada:

$$V_{s_i} = \frac{d}{t_i}$$

Nesta equação, 'V<sub>s<sub>i</sub></sub>' representa a velocidade vertical média de sedimentação, com 'i' denotando o teste específico realizado. A variável 'd' significa a distância percorrida pelas partículas do início ao fim do tubo, distância que permaneceu constante em 2 m para todos os testes. A variável 't<sub>i</sub>' corresponde ao momento em que o parâmetro turbidez atingiu seu valor máximo nos perfis temporais dos testes de sedimentação. Após esses testes, foram calculados a média e o desvio padrão da velocidade para F, F/PF e PF.

#### 2.2.4 Parâmetros físico-químicos de qualidade de água

Amostras de água do mar foram coletadas no local exato da instalação da bomba do sistema para medição de diversos parâmetros de qualidade. Esses parâmetros incluíram temperatura (T), salinidade (SAL), turbidez (TURB), material particulado total (TPM), material particulado inorgânico (PIM), material particulado orgânico (POM), fração orgânica séston (OCS), clorofila (CF), carbono orgânico total (COT), fósforo total (FT) e nitrogênio total (NT). Cada coleta de dados nos pontos CBS e SBQ envolveu a análise desses parâmetros nas amostras de água do mar.

As análises de COT foram realizadas de acordo com Strickland e Parsons (1972), com limite de detecção de 0,2 mg.L<sup>-1</sup>. CF foi medido usando APHA 22 10200 H, com limite de detecção de 0,25 µg.L<sup>-1</sup>. TP foi determinado pela APHA 4500-P E, apresentando limites de detecção de 0,014 e 0,025 mg.L<sup>-1</sup>. NT foi avaliado por APHA 4500 N C, com limite de detecção de 2,0 mg.L<sup>-1</sup>. OCS foi calculada como a razão entre POM e TPM. A turbidez foi medida utilizando um turbidímetro digital de bancada,

modelo TB-2000. A salinidade foi avaliada com refratômetro portátil, modelo RHS-10, e a temperatura foi medida com termômetro portátil.

Duas amostras, cada uma com 200 mL, foram coletadas para análise dos parâmetros COT, PT e NT. Parâmetros adicionais, incluindo T, SAL e TURB, também foram medidos. Para a análise de CF e TPM foi coletada uma amostra de 1 L de água do mar para cada parâmetro. As amostras foram coletadas no início (tempo zero) e no final (tempo três) da produção de biodepósitos. Em seguida, foram armazenados sob refrigeração e avaliados em laboratório no dia seguinte. A metodologia empregada para averiguar o TPM e o PIM seguiu o procedimento descrito na Seção 2.5. O POM foi determinado calculando a diferença entre TPM e PIM.

O limite de detecção de FT foi alterado após a sétima coleta do estudo, devido ao término da validade da curva utilizada para avaliação da amostra. A validade da curva está atrelada ao padrão utilizado em sua montagem. Foi adotada uma nova curva, validada pelo INMETRO, deslocando o limite de 0,014 a 0,025 mg.L<sup>-1</sup>.

### **2.2.5 Filtração de amostras**

O procedimento para análise de TPM em água do mar envolveu a filtração das amostras geradas através de um microfiltro de fibra de vidro GF/C pré-lavado, queimado e pesado, com retenção de partículas em líquido de tamanho 1,2 µm. Após a filtração, as amostras foram enxaguadas com 20 mL de formato de amônio 0,5 M para eliminar o sal (Lysiak-Pastuszek e Andersens, 2004). Os filtros foram então secos em estufa a 60°C por 24 horas e pesados para determinação do TPM. Em seguida, os filtros contendo o material foram queimados em mufla a 450°C por 4 horas para eliminação da matéria orgânica. Após o resfriamento, os filtros foram pesados novamente, restando apenas a matéria inorgânica.

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Velocidade vertical de sedimentação dos biodepósitos de moluscos bivalves marinhos

A Tabela 2 apresenta os parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de água do mar. A salinidade foi constante em  $35 \text{ g.kg}^{-1}$  em todos os testes. Nenhuma das amostras atingiu o nível de detecção da análise NT, o que é  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ . As temperaturas variaram entre  $25,0$  e  $30,0$  °C para SBQ e entre  $18,2$  e  $23,0$  °C para CBS. A turbidez no SBQ variou entre  $13,35$  e  $45,00$  NTU, enquanto para o CBS variou entre  $0,73$  e  $21,05$  NTU.

Duas amostras de clorofila não atingiram o limite mínimo de detecção para ambos os locais (SBQ e CBS), exibindo uma variação consistente entre  $0,66$  e  $21,53 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  (SBQ) e  $0,28$  e  $1,84 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$  (CBS). O carbono orgânico total excedeu os limites de detecção, variando entre  $0,47$  e  $1,93 \text{ mg.L}^{-1}$  para SBQ e  $0,54$  e  $1,95 \text{ mg.L}^{-1}$  para CBS. Entre as 14 amostras de água, apenas 5 delas registraram valores que ultrapassaram o limite de detecção – 2 amostras em SBQ e 3 em CBS. Esses valores foram semelhantes entre os dois locais.

TPM variou entre  $13,54$  e  $57,05 \text{ mg.L}^{-1}$  para SBQ e  $5,98$  e  $9,28 \text{ mg.L}^{-1}$  para CBS. PIM variou de  $12,01$  a  $54,12 \text{ mg.L}^{-1}$  para SBQ e  $3,89$  a  $7,72 \text{ mg.L}^{-1}$  para CBS. POM demonstrou variação entre  $1,53$  e  $4,67 \text{ mg.L}^{-1}$  para SBQ e  $0,98$  a  $2,19 \text{ mg.L}^{-1}$  for CBS. OCS apresentou variação entre  $0,05$  e  $0,17$  para SBQ e  $0,15$  a  $0,35$  para CBS.

Tabela 2: Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos analisados nos pontos de coleta e testes realizados em amostras de água do mar. Mi representa os testes realizados com *Perna perna* e *Oj* representa os testes realizados com *Crassostrea gigas*. Os números após as letras representam o número do ensaio para a espécie. As amostras que não atingiram o limite de detecção do método de detecção são indicadas usando --. CF – Clorofila; COT – Carbono orgânico total; FT – Fósforo total; TURB – Turbidez; T – Temperatura; TPM – Material Particulado Total; PIM – Material Particulado Inorgânico; POM – Material particulado orgânico; OCS – Fração orgânica de Seston. A CBS representa Caieira da Barra do Sul e a SBQ representa Sambaqui. Doze animais foram utilizados para cada teste.

Pontos de coleta/testes	T (°C)	TURB (NTU)	CF ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	COT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	FT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	TPM ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	PIM ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	POM ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	OCS
<b>SBQ</b>									
M1	26,7±0,3	25,35 ±16,48	7,64±5,47	1,93±0,06	--	57,05±9,65	54,12±7,82	2,93±3,44	0,05±0,01
M2	28,4±0,6	20,05 ±1,34	21,53±1,47	0,47±0,07	0,047±0,12	46,18±7,64	41,51±5,74	4,67±2,73	0,10±0,02
M3	28,1±0,9	13,35 ±15,06	--	0,81±0,03	--	43,56±10,43	39,20±9,88	4,36±2,65	0,10±0,01
O1	28,6±0,9	15,50 ±1,41	0,66±0,57	0,53±0,47	--	32,54±8,84	28,77±5,74	3,77±3,21	0,12±0,03
O2	30,0±1,4	24,25 ±16,62	0,69±0,62	0,57±0,52	--	17,63±4,63	14,61±2,33	3,02±2,11	0,17±0,04
O3	25,5±0,7	19,25 ±6,72	2,28±0,04	0,67±0,63	0,032±0,01	13,54±7,34	12,01±4,87	1,53±1,01	0,11±0,01
O4	25,0±0,0	45,00 ±12,73	--	1,08±0,17	--	34,57±10,43	27,86±11,74	3,12±3,21	0,09±0,02
<b>CBS</b>									
M1	19,5±0,0	2,35 ±1,63	0,83±0,16	0,54±0,20	0,028±0,00	9,28±5,41	7,09±2,33	2,19±1,76	0,24±0,04
M2	18,2±0,3	19,60 ±1,56	1,84±0,23	1,69±0,35	--	6,33±3,44	4,92±7,55	1,41±1,09	0,22±0,05
M3	19,8±0,3	5,63 ±6,60	0,46±0,29	1,95±0,21	0,020±0,00	5,99±3,76	3,89±2,45	2,10±1,21	0,35±0,02
M4	20,2±0,3	21,05 ±8,41	--	1,75±0,21	0,049±0,02	9,11±3,77	7,72±4,33	1,39±1,87	0,15±0,03
O1	21,3±0,3	5,29 ±6,80	--	0,86±0,21	--	5,41±2,45	4,33±1,22	1,08±1,66	0,20±0,03
O2	23,0±1,4	0,73 ±0,21	0,28±0,04	1,10±0,15	--	6,04±3,54	5,02±4,21	1,02±1,00	0,17±0,02
O3	21,5±0,0	4,11 ±5,50	0,39±0,20	0,85±0,21	--	5,98±2,67	5,00±2,34	0,98±1,32	0,16±0,01

Os perfis temporais de turbidez para *C. gigas* e *P. perna* no ponto de coleta do CBS estão representados nas Figuras 8 e 9, respectivamente. Da mesma forma, os perfis temporais para *C. gigas* e *P. perna* no ponto SBQ são apresentados nas Figuras 10 e 11, respectivamente.

Figura 8: Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com uma amostra de biodepósitos de *C. gigas* no ponto CBS. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. O1, O2 e O3 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. O pico de turbidez para as amostras F/PF ocorreu entre 0 e 3 minutos – 8A; o pico de turbidez foi observado entre os minutos 1 e 3 – 8B; para as amostras de PF, não foi possível identificar um pico de turbidez – 8C.

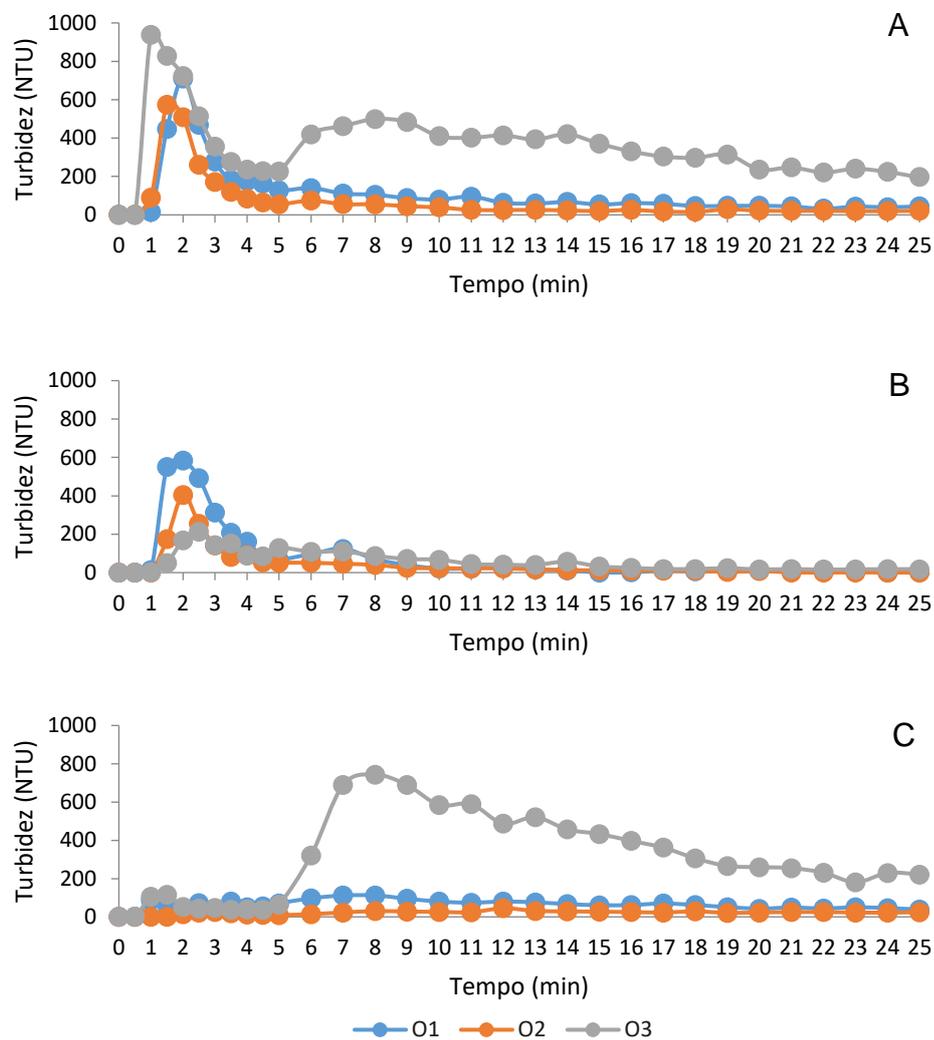


Figura 9: Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com uma amostra de biodepósitos de *P. perna* no ponto CBS. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. M1, M2, M3 e M4 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. Os picos de turbidez para amostras F/PF foram discernidos entre 0 e 2 minutos – 9A; com F exibindo picos entre 1 e 2 minutos – 9B; para as amostras de PF, não foi possível identificar um pico de turbidez – 9C.

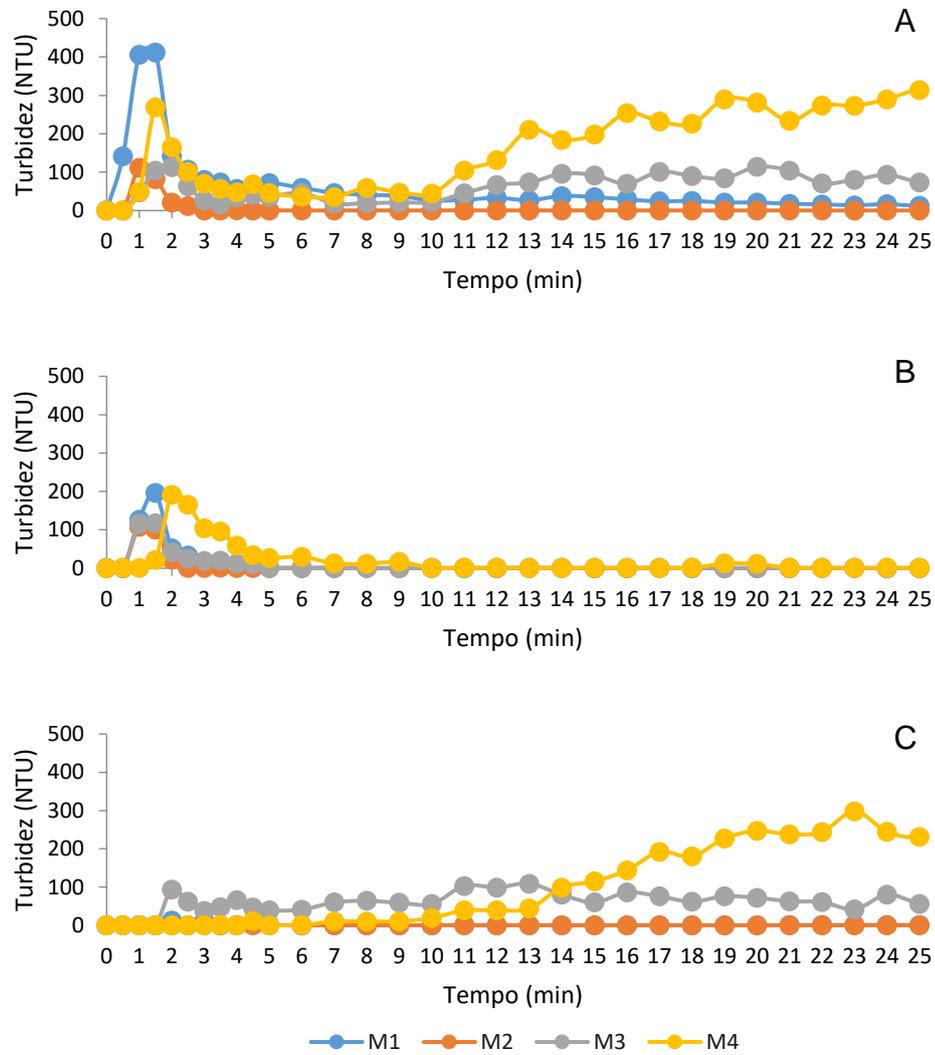


Figura 10: Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com amostra de biodepósitos de *C. gigas* no ponto SBQ. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. O1, O2, O3 e O4 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. Picos de turbidez foram observados entre 0 e 3 minutos – 10A; para amostras F, foram evidenciados picos distintos nos ensaios, identificados entre 1 e 2 minutos – 10B; não foi identificado um pico de turbidez para as amostras de PF durante o tempo avaliado – 10C.

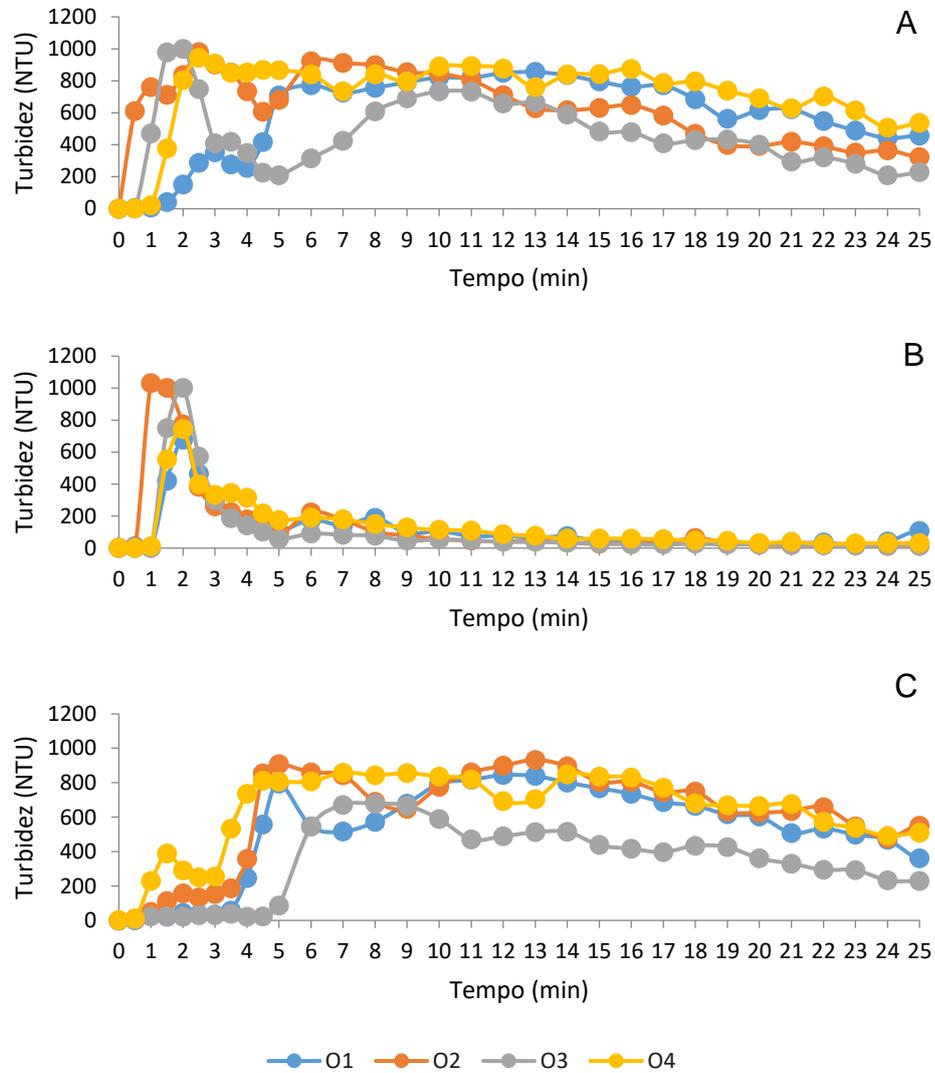
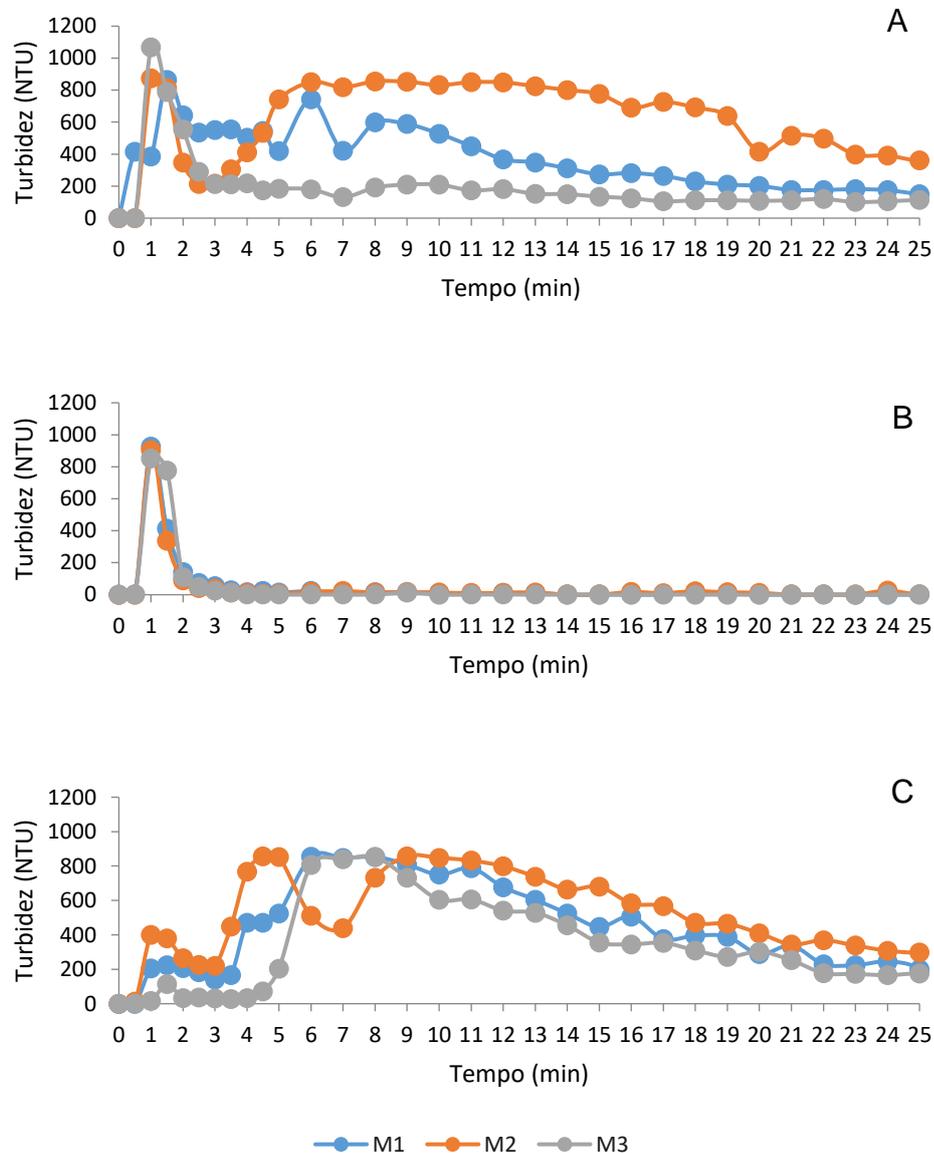


Figura 11: Perfis temporais de turbidez para cada teste de sedimentação realizado com amostra de biodepósitos de *P. perna* no ponto CBS. A – amostra F/PF; B – amostra F; C – amostra PF. M1, M2 e M3 representam os testes realizados. Para cada teste foram utilizados 12 animais. As amostras F/PF exibiram picos de turbidez entre 0 e 1,5 minutos – 11A; picos nítidos também foram observados entre 1 e 1,5 minutos para as amostras F – 11B; não foram identificados picos de turbidez para as amostras de PF – 11C.



O pico de turbidez para as amostras F/PF ocorreu entre 0 e 3 minutos. Posteriormente, foi observada uma ligeira diminuição, seguida de oscilação (Figura 8A) para *C. gigas*. O pico de turbidez foi observado entre os minutos 1 e 3, exibindo uma cauda semelhante de valores de turbidez durante o ensaio (Figura 8B). Nos ensaios de FP, a observação de um pico não foi viável nos três ensaios realizados. No caso de *P. perna* em CBS, os picos de turbidez para amostras de F/PF foram discernidos entre 0 e 2 minutos (Figura 9A), com F apresentando picos entre 1 e 2

minutos (Figura 9B). Notavelmente, para as amostras de PF, a identificação de um pico de turbidez revelou-se inatingível.

Em SBQ, com *C. gigas*, foram observados picos de turbidez entre 0 e 3 minutos, seguidos de oscilação de valores após o terceiro minuto para as amostras de F/PF. Notavelmente, para amostras F, picos distintos foram evidentes nos ensaios, identificados entre 1 e 2 minutos (Figura 10B). Por outro lado, não foram detectados picos de turbidez para as amostras de PF durante o tempo avaliado. Da mesma forma, no SBQ, com *P. perna*, as amostras de F/PF exibiram picos de turbidez entre 0 e 1,5 minutos (Figura 11A). Picos claros também foram observados entre 1 e 1,5 minutos para as amostras F (Figura 11B). Em contraste, não foram identificados picos de turbidez para as amostras de PF (Figura 11C). Valores equivalentes de velocidade de sedimentação foram registrados para F e F/PF em *P. perna* em CBS. No entanto, os restantes valores exibiram variações entre diferentes locais e espécies. No entanto, a velocidade média de sedimentação não pôde ser calculada para os testes realizados com as amostras PF, uma vez que não houve valores claros para a caracterização dos picos nos perfis temporais de turbidez (imagem C das Figuras 8, 9, 10 e 11).

Os perfis temporais de turbidez geraram dados a partir dos quais foi calculada a velocidade de sedimentação para cada teste. Posteriormente, foi calculada uma média para caracterizar fisicamente os biodepósitos (Tabela 3).

Tabela 3: Velocidades médias ( $\pm$  desvio padrão) das velocidades de sedimentação ( $\text{cm.s}^{-1}$ ) das amostras de fezes (F) e fezes com pseudofezes (F/PF) de *C. gigas* e *P. perna* nos dois pontos de coleta (CBS: Caieira da Barra do Sul e SBQ: Sambaqui).

Amostra/Espécie	Ponto de coleta	
	CBS	SBQ
<b>F (<math>\text{cm.s}^{-1}</math>)</b>		
<i>C. gigas</i>	1,56 $\pm$ 0,19	2,08 $\pm$ 0,83
<i>P. perna</i>	2,36 $\pm$ 0,70	3,33 $\pm$ 0,00
<b>F/PF (<math>\text{cm.s}^{-1}</math>)</b>		
<i>C. gigas</i>	2,41 $\pm$ 0,85	1,15 $\pm$ 0,61
<i>P. perna</i>	2,36 $\pm$ 0,70	2,96 $\pm$ 0,64

## 2.4 DISCUSSÃO

A compreensão das concentrações dos parâmetros físico-químicos na qualidade da água marinha é vital para a compreensão da composição dos biodepósitos no ambiente marinho. Este conhecimento auxilia no estudo da caracterização física e do comportamento dos biodepósitos neste ambiente. Os biodepósitos, que estão intimamente associados à ciclagem de nutrientes na água, influenciam diretamente a composição do fundo do mar e das comunidades bentônicas. Estas comunidades, compostas por macro e microfauna, são essenciais para os ecossistemas habitados por moluscos bivalves (Gadeken et al., 2021; Higgins et al., 2022; Sakamaki et al., 2022).

Dan et al. (2021) conduziram uma investigação na Baía de Daya, na China, destacando que mais de 40% da matéria orgânica no solo abaixo dos sistemas de aquicultura consiste em biodepósitos, incluindo fezes de peixes e alimentos residuais. A temperatura e a concentração de séston são fatores-chave que influenciam as taxas de produção de biodepósitos em bivalves (Zhou et al., 2006b, 2006a). Lima et al. (2023) identificaram diferenças perceptíveis na salinidade e temperatura entre CBS e SBQ. A salinidade no SBQ foi inferior à do CBS; entretanto, a temperatura no SBQ foi maior em comparação ao CBS (Lima et al., 2023). E a SBQ apresentou concentrações mais altas de TPM e PIM do que outros locais de estudo. A maior disponibilidade de partículas inorgânicas poderia explicar a maior turbidez observada na água do mar SBQ do que na água CBS.

As Baías da Ilha de Santa Catarina são classificadas como um sistema estuarino semiaberto, com a ação do vento e as flutuações das marés impulsionando principalmente a sua circulação hidrodinâmica. Isto resulta em características distintas para cada compartimento (Norte e Sul). O regime de marés nesta região é identificado como micromarés, exibindo amplitudes abaixo de 2 m (Bonetti et al., 2007). Nossa pesquisa revela variações nos parâmetros TPM e PIM entre CBS (baía sul) e SBQ (baía norte), o que se alinha com os resultados de estudos anteriores que destacam diferenças nos processos de sedimentação entre as baías. A baía Norte, devido ao seu ambiente de menor energia, é dominada por processos de deposição, enquanto a baía Sul, com sua maior energia hidrodinâmica, apresenta baixos processos de sedimentação (Bonetti et al., 2007; Sewald et al., 2012). A disponibilidade de partículas na água afeta diretamente a fisiologia dos moluscos bivalves e,

consequentemente, as taxas de produção de biodepósitos (Beveridge, 2004; Forrest et al., 2009; Lin et al., 2016; Newell et al., 2005; Saraiva et al., 2005; Saraiva et al., 2005; al., 2011; Suplicy, 2020). Além disso, as partículas ingeridas durante os regimes alimentares dos moluscos influenciam as taxas de sedimentação, como evidenciado por Callier et al. (2006) em seu estudo sobre *M. edulis*.

No estudo das velocidades de sedimentação de biodepósitos, pesquisas limitadas delinearam parâmetros para as fezes e pseudofezes de *C. gigas* e *P. perna*. Observamos velocidades de sedimentação para *P. perna* até 4,5 vezes maiores que as relatadas para *M. edulis* (Chamberlain, 2002). A variação nos dados de velocidade parece estar associada a diferenças na alimentação. Nosso estudo utilizou água do mar contendo uma variedade de partículas orgânicas e inorgânicas, em contraste com o de Chamberlain (2002), no qual foram utilizadas microalgas na concentração de 450.000 células<sup>-1</sup>. Estas diferenças influenciaram não só a composição dos biodepósitos, mas também as taxas de sedimentação.

Os cálculos do nosso estudo revelaram que as velocidades de sedimentação das amostras F/PF foram semelhantes às relatadas por Callier et al. (2006), que avaliaram a velocidade de sedimentação de biodepósitos de *M. edulis*. No referido estudo as temperaturas variaram entre 10 e 20 °C, e o percentual de matéria orgânica observado na água foi semelhante ao observado em nosso estudo, variando de 12,7% a 28,4%. Estas velocidades observadas também ficaram dentro da faixa observada por Giles e Pilditch (2004) para *P. canaliculus*. O estudo de Giles e Pilditch (2004) demonstrou que o tamanho do animal é diretamente proporcional ao tamanho dos *pellets* fecais, influenciando consequentemente na taxa de sedimentação dos biodepósitos. Nesse sentido, os autores afirmaram que a dispersão dos biodepósitos produzidos pelos mexilhões está correlacionada com a dieta e o tamanho do animal, exibindo potencialmente variações entre diferentes locais, estações e estruturas populacionais (Chamberlain, 2002; Giles e Pilditch, 2004). É importante ressaltar que a composição da água, tanto no que diz respeito aos sólidos orgânicos quanto aos inorgânicos, pode ter influenciado diretamente nas partículas dos biodepósitos produzidos. Esta influência está intimamente relacionada aos diversos perfis temporais de turbidez observados.

Durante os testes de sedimentação, os perfis de temporais turbidez baseados nas amostras de biodepósito apresentaram resultados numéricos variados, tanto nos pontos de coleta quanto para as espécies em estudo. Os perfis da amostra F

apresentaram valores caracterizados por um pico significativo nos primeiros 3 minutos do teste. Em contraste, os perfis das amostras F/PF mostraram um pico nos primeiros 5 minutos e continuaram a oscilar até o final do teste. No entanto, os perfis das amostras de PF não exibiram picos de turbidez claros.

As oscilações observadas nas amostras F/PF após os cinco minutos iniciais poderiam ser atribuídas à presença de pseudofezes que não precipitaram dentro da duração do teste de 25 minutos do estudo. Essa ocorrência também fica evidente nos perfis temporais das amostras de PF, que, embora não possuíssem um pico distinto, exibiram oscilações de turbidez ao longo do período de análise. Em contraste, um pico de sedimentação fecal foi observado tanto para *P. perna* quanto para *C. gigas* nos primeiros três minutos em ambos os locais, conforme ilustrado nas Figuras 8–11. Esta descoberta pode implicar que as fezes tendem a depositar-se diretamente por baixo dos cultivos devido à sua rápida sedimentação, enquanto as pseudofezes, com os seus tempos de sedimentação prolongados, podem ser transportadas por distâncias consideráveis das culturas, permanecendo na coluna de água durante mais tempo quando comparadas às fezes. Como resultado, estudos sobre capacidade de suporte ambiental requerem a consideração da biomassa fecal produzida pelos moluscos diretamente abaixo dos cultivos, além de uma avaliação do raio de dispersão das partículas de pseudofezes.

As variações nos dados de turbidez, conforme observado nas Figuras 10C e 11C quando comparadas às Figuras 10B e 11B, parecem correlacionar-se com a composição e caracterização de partículas das pseudofezes. Já foi observado que as partículas fecais apresentavam um claro pico de sedimentação, o que não aconteceu com as pseudofezes nos testes realizados. Assim, sugerimos que a composição e caracterização das partículas que formam as pseudofezes se comportem como sólidos coesivos, caracterizados por minúsculas partículas que apresentam interações interpartículas (Saraiva, 2014). Ou seja, interação entre si e modificam as características físicas e químicas das partículas de fezes. Essa característica contribui para um tempo de sedimentação maior que o das partículas encontradas nas fezes e por isso não se depositam em grande parte ao mesmo tempo. Como resultado, pode-se inferir que as pseudofezes necessitam de um período de sedimentação superior a 25 minutos no tubo. Além disso, essas partículas, por possuírem maior tempo de sedimentação que as fezes, e permanecerem por mais tempo na coluna d'água,

também são mais suscetíveis à influência da hidrodinâmica local e, conseqüentemente, possuem maior raio de dispersão quando comparadas às fezes.

Estudos sobre a composição das partículas de fezes e pseudofezes produzidas pelos bivalves marinhos são de suma importância devido às suas significativas capacidades de filtração, que podem potencialmente exercer uma influência substancial nas partículas em suspensão em ambientes costeiros (Zhou et al., 2014). Os moluscos bivalves marinhos alimentam-se de partículas suspensas na água do mar, mas as partículas que selecionam para consumo, seja ingerida ou expelida, sofrem uma transformação ao retornar ao ambiente devido à adição de muco. Esta transformação altera as suas propriedades físicas e químicas, tornando-os mais suscetíveis à sedimentação quando comparada às partículas originais da água do mar. Como resultado, essas partículas alteradas podem apresentar taxas de deposição até 40 vezes maiores que as partículas não agregadas (Hatcher et al., 1994; Zhou et al., 2014).

A metodologia que utilizamos para determinar a velocidade de sedimentação em nosso estudo provou ser uma alternativa eficaz, econômica e de fácil implementação para a análise de biodepósitos de moluscos marinhos. Em contrapartida, estudos semelhantes aos conduzidos por Callier et al. (2006) exigem a utilização de equipamentos como redes e coletores, que devem ser lançados diretamente no mar. Isto exige o envolvimento de mergulhadores para posicionar o equipamento abaixo dos locais de cultivo, resultando em custos significativos. Chamberlain (2002) adotou uma abordagem diferente, utilizando filmagens em tempo real com câmeras para documentar o processo de liberação de biodepósitos de moluscos bivalves. Apesar da sua eficácia, este método também acarreta custos elevados atribuíveis ao equipamento necessário.

A fisiologia animal, que inclui a produção de fezes e pseudofezes, demonstra adaptabilidade às condições ambientais e geração de biodepósitos. Como resultado, a caracterização dos biodepósitos está intimamente ligada às características ambientais do local de cultivo. Essa variabilidade destaca as diferenças entre nossos achados e aqueles relacionados ao *M. edulis*. Também está diretamente relacionado à composição fecal, onde a densidade pode ser afetada pela qualidade dos alimentos ingeridos e metabolizados (Chamberlain, 2002; Giles e Pilditch, 2004), bem como pelo conteúdo orgânico e tamanho das partículas encontrados nas fezes e pseudofezes (Callier et al., 2006).

Compreender as cargas metabólicas produzidas pelo cultivo de moluscos bivalves marinhos é fundamental para a investigação relacionada com a capacidade de suporte ambiental, bem como a dispersão e compreensão dos processos biogeoquímicos subsequentes (Saraiva, 2014; Saraiva et al., 2011, 2007; Weise et al., 2009). Neste sentido, a densidade populacional dos moluscos cultivados serve como um fator crítico na determinação da capacidade de suporte ambiental do cultivo, considerando as cargas produzidas pelos organismos cultivados (Higgins et al., 2013; Hoellein et al., 2015; McKindsey et al., 2013; McKindsey et al. al., 2006; Mitchell, 2006). As elevadas densidades de cultivo dos moluscos, em relação aos seus bancos naturais, impactam diretamente os processos biogeoquímicos envolvidos no cultivo (Filgueira; et al., 2015; Locher et al., 2021).

A investigação de partículas lançadas em águas marinhas provenientes de locais de aquicultura é crucial para a utilização de dados em modelos hidrodinâmicos e modelos de ecossistemas que possam estimar a influência dos biodepósitos na dinâmica biogeoquímica do ecossistema. Este foco é particularmente importante para gerar cenários que avaliem as condições atuais, determinem a capacidade de suporte ambiental, prevejam potenciais impactos ambientais e gerenciem as águas costeiras à luz dos seus diversos usos (Ballester-Moltó et al., 2017; Chary et al., 2021; Keeley et al., 2013; Pérez et al., 2014; Vasechkina, 2023).

## 2.5 CONCLUSÃO

A metodologia do estudo facilitou a caracterização física de biodepósitos de moluscos bivalves marinhos, determinando as velocidades verticais de sedimentação para amostras de fezes e uma mistura de fezes e pseudofezes em ambientes de aquicultura costeira. O monitoramento de amostras de pseudofezes requer uma duração superior a 25 minutos de observação de turbidez. Esta investigação revelou que este intervalo de tempo é insuficiente para a sedimentação da maioria das partículas de pseudofezes. A metodologia revelou-se mais rápida e económica do que as utilizadas em estudos anteriores sobre biodepósitos de moluscos marinhos e fezes de peixes. A assimilação desses dados fornece uma base para sua integração em modelos matemáticos, melhorando assim a compreensão dos processos biogeoquímicos que ocorrem em ambientes aquáticos. Tais estudos são cruciais para

avaliar a capacidade de suporte dos ambientes, particularmente em pesquisas focadas no cultivo de moluscos.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem à Epagri pelo apoio na realização dos experimentos e à Fazenda Marinha Paraíso das Ostras pela disponibilidade como local para coleta.

### **Financiamento**

Este estudo foi financiado pela 'Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código Financeiro 001' e pela Universidade Federal de Santa Catarina (249/2016).

Os autores agradecem também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que concedeu bolsa a Claudio Manoel Rodrigues de Melo.

## **2.6 REFERÊNCIAS**

Ballester-Moltó, M., Sanchez-Jerez, P., Cerezo-Valverde, J., Aguado-Giménez, F., 2017. Particulate waste outflow from fish-farming cages. How much is uneaten feed? *Mar Pollut Bull* 119, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.004>

Barbieri, E., Marquez, H.L. de A., Campolim, M.B., Salvarani, P.I., 2014. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 14, 385–398. <https://doi.org/10.5894/rgci486>

Beveridge, M., 2004. *Cage Aquaculture, Third Edition*, 3rd. ed. ed. Blackwell.

Bonetti, C., Bonetti, J., Barcellos, R.L., 2007. Caracterização sedimentar e geoquímica de sistemas costeiros com ênfase na avaliação da influência de sítios de cultivo de moluscos, in: *Sistemas de Cultivos Aquícolas Na Zona Costeira Do Brasil: Recursos, Tecnologias, Aspectos Ambientais e Sócio-Econômicos*. Museu Nacional, Rio de Janeiro, p. 316.

Callier, M.D., Weise, A.M., McKindsey, C.W., Desrosiers, G., 2006. Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): Biodeposit production and dispersion. *Mar Ecol Prog Ser* 322, 129–141. <https://doi.org/10.3354/meps322129>

Chamberlain, J., 2002. *Modelling the Environmental Impacts of Suspended Mussel (Mytilus edulis L.) Farming*. Napier University - Edinburgh.

Chary, K., Callier, M.D., Covès, D., Aubin, J., Simon, J., Fiandrino, A., 2021. Scenarios of fish waste deposition at the sub-lagoon scale: A modelling approach for aquaculture zoning and site selection. *ICES Journal of Marine Science* 78, 922–939. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa238>

Dan et al., 2021. S.F. Dan, S. Li, B. Yang, D. Cui, Z. Ning, H. Huang, J. Zhou, J. Yang. Influence of sedimentary organic matter sources on the distribution characteristics and preservation status of organic carbon, nitrogen, phosphorus, and biogenic silica in the Daya Bay, northern South China Sea. *Sci. Total Environ.*, 783 (2021), Article 146899, 10.1016/j.scitotenv.2021.146899

Dillwyn, 1817. *A Descriptive Catalogue of Recent Shells : Arranged According to the Linnæan Method*; J. and A. Arch, London (1817), 10.5962/bhl.title.10437.

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Produção de Moluscos em Santa Catarina - 2021. <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiN2I1YzhiNzQtYzNiNS00MjVmLTg0N2UtNTM1YWJhYWFiODgyliwidCI6ImExN2QwM2ZjLTRiYWwtNGI2OC1iZDY4LWUzOTYzYTJlYzRlNiJ9> (accessed 10 February 2023).

Filgueira, R., Grant, J., Stuart, R., Brown, M., 2013. Ecosystem modelling for ecosystem-based management of bivalve aquaculture sites in data-poor environments. *Aquac Environ Interact* 4, 117–133. <https://doi.org/10.3354/aei00078>

Filgueira, R., Guyonnet, T., Comeau, L., Mckindsey, C.W., 2015. Modelling Carrying Capacity of Bivalve Aquaculture: A Review of Definitions and Methods, *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2493-6>

Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2022, The State of World Fisheries and Aquaculture 2022*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>

Forrest, B.M., Keeley, N.B., Hopkins, G. a., Webb, S.C., Clement, D.M., 2009. Bivalve aquaculture in estuaries: Review and synthesis of oyster cultivation effects. *Aquaculture* 298, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.09.032>

Forsberg, P.L., Lumborg, U., Bundgaard, K., Ernsten, V.B., 2017. Impact of mussel bioengineering on fine-grained sediment dynamics in a coastal lagoon: A numerical modelling investigation. *Journal of Marine Systems* 176, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.07.008>

Freitas, R.R., Costa, K.G., Silvestri, F., 2009. Maricultura e Meio Ambiente: tecnologias, impactos e sustentabilidade. *Rev Bras Agroecol* 4, 107–113.

Gadeken, K., Clemo, W.C., Ballentine, W., Dykstra, S.L., Fung, M., Hagemeyer, A., Dorgan, K.M., Dzwonkowski, B., 2021. Transport of biodeposits and benthic footprint around an oyster farm, Damariscotta Estuary, Maine. *PeerJ*. <https://doi.org/10.7717/peerj.11862>

Galtsoff, P.S., 1964. The American Oyster *Crassostrea virginica* Gmelin. *Fishery bulletin of the Fish and Wildlife Service* 64, 1–15.

Giles, H., Pilditch, C.A., 2004. Effects of diet on sinking rates and erosion thresholds of mussel *Perna canaliculus* biodeposits. *Mar Ecol Prog Ser* 282, 205–219. <https://doi.org/10.3354/meps282205>

Hatcher, A., Grant, J., Schofield, B., 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar Ecol Prog Ser* 115, 219–237. <https://doi.org/10.3354/meps115219>

Hawkins, A.J.S., Smith, R.F.M., Bayne, B.L., Héral, M., 1996. Novel observations underlying the fast growth of suspension-feeding shellfish in turbid environments: *Mytilus edulis*. *Mar Ecol Prog Ser* 131, 179–190.

Higgins, C.B., Tobias, C., Piehler, M.F., Smyth, A.R., Dame, R.F., Stephenson, K., Brown, B.L., 2013. Effect of aquacultured oyster biodeposition on sediment N<sub>2</sub> production in Chesapeake Bay. *Mar Ecol Prog Ser* 473, 7–27. <https://doi.org/10.3354/meps10062>

Higgins, E., Parr, T.B., Vaughn, C.C., 2022. Mussels and Local Conditions Interact to Influence Microbial Communities in Mussel Beds. *Front Microbiol* 12, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.790554>

Hoellein, T.J., Zarnoch, C.B., Grizzle, R.E., 2015. Eastern oyster (*Crassostrea virginica*) filtration, biodeposition, and sediment nitrogen cycling at two oyster reefs with contrasting water quality in Great Bay Estuary (New Hampshire, USA). *Biogeochemistry* 122, 113–129. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0034-7>

Holmer, M., Kristensen, E., 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Mar Ecol Prog Ser* 80, 191–201.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2021. Quantidade produzida de ostras, vieiras e mexilhões em 2021. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/pesquisa/18/0?tipo=ranking&indicador=16488> (accessed 10 February 2023).

Jaramillo, E., Bertrán, C., Bravo, A., 1992. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 82, 85–94. <https://doi.org/10.3354/meps082085>

Keeley, N., Cromey, C., Goodwin, E., Gibbs, M., Macleod, C., 2013. Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. *Aquac Environ Interact* 3, 275–291. <https://doi.org/10.3354/aei00068>

Levenspiel, O. 2000. Engineering of chemical reactions. São Paulo: Edgard Blucher, c2000. xvii, 563 p. ISBN 9788521202752.

Lima, R. de C.D., Ferreira, J.P.R., Santo, C.M. do E., Silva, F.C. da, Gomes, C.H.A. de M., Melo, C.M.R. de, 2023. Spat of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) grown in subtropical environments. *Journal of Applied Aquaculture* 00, 1–23. <https://doi.org/10.1080/10454438.2023.2231432>

Lin, J., Li, C., Zhang, S., 2016. Hydrodynamic effect of a large offshore mussel suspended aquaculture farm. *Aquaculture* 451, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.08.039>

Linnaeus, 1758. C. von., n.d. *Systema Naturae Per Regna Tria Naturae*. Impensis Direct. Laurentii Salvii. Holmiae ((1758),). doi:10.5962/bhl.title.542.

Locher, B., Hurst, N.R., Walters, L.J., Chambers, L.G., 2021. Juvenile Oyster (*Crassostrea virginica*) Biodeposits Contribute to a Rapid Rise in Sediment Nutrients on Restored Intertidal Oyster Reefs (Mosquito Lagoon, FL, USA). *Estuaries and Coasts* 44, 1363–1379. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00874-2>

Lysiak-Pastuszek, E., Andersens, H.C., 2004. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on quality assurance. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*.

McKindsey, C.W., Thetmeyer, H., Landry, T., Silvert, W., 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture* 261, 451–462. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.06.044>

Mitchell, I.M., 2006. In situ biodeposition rates of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) on a marine farm in Southern Tasmania (Australia). *Aquaculture* 257, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.02.061>

Nascimento, V.S. do, Lapa, K.R., Gomes, C.H.A. de M., Gray, M., Silva, G. da, Garbossa, L.H.P., Suplicy, F.M., Melo, C.M.R. de, 2022. Filtration and biodeposition rates of *Crassostrea* oysters for southern Brazilian waters. *Reg Stud Mar Sci* 56, 102677. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102677>

Navas, J.M., Telfer, T.C., Ross, L.G., 2011. Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. *Cont Shelf Res* 31, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2011.01.001>

Newell, R.I.E., Fisher, T.R., Holyoke, R.R., Cornwell, J.C., 2005. Influence of Eastern Oysters on Nitrogen and Phosphorus Regeneration in Chesapeake Bay, USA. *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems* 93–120. [https://doi.org/10.1007/1-4020-3030-4\\_6](https://doi.org/10.1007/1-4020-3030-4_6)

Norkko, A., Hewitt, J.E., Thrush, S.F., Funnell, G.A., 2001. Benthic-pelagic coupling and suspension-feeding bivalves: Linking site-specific sediment flux and biodeposition to benthic community structure. *Limnol Oceanogr* 46, 2067–2072. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2067>

Pérez, Ó., Almansa, E., Riera, R., Rodríguez, M., Ramos, E., Costa, J., Monterroso, Ó., 2014. Food and faeces settling velocities of meagre (*Argyrosomus regius*) and its application for modelling waste dispersion from sea cage aquaculture. *Aquaculture* 420–421, 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.11.001>

Robert, P., Mckindsey, C.W., Chaillou, G., Archambault, P., 2013. Dose-dependent response of a benthic system to biodeposition from suspended blue mussel (*Mytilus*

edulis) culture. Mar Pollut Bull 66, 92–104.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.003>

Sakamaki, T., Zheng, Y., Hatakeyama, Y., Fujibayashi, M., Nishimura, O., 2022. Effects of spatial scale on assessments of suspension bivalve aquaculture for productivity and environmental impacts. *Aquaculture* 553, 738082.  
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738082>

Saraiva, S., 2014. Modelling bivalves in estuaries and coastal areas. VU University Amsterdam.

Saraiva, S., Pina, P., Martins, F., Santos, M., Braunschweig, F., Neves, R., 2007. Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese estuaries. *Hydrobiologia* 587, 5–18. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0675-9>

Saraiva, S., van der Meer, J., Kooijman, S.A.L.M., Sousa, T., 2011. Modelling feeding processes in bivalves: A mechanistic approach. *Ecol Modell* 222, 514–523.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.031>

Sewald, A.M., Rau, M., Rudorff, N.M., Bonetti, C., Madureira, L.A.S., 2012. Caracterização Química do Extrato Orgânico de Sedimentos em Áreas de Cultivo de Ostras e Mexilhões na Baía Sul de Florianópolis, SC. *Revista virtual de química* 4, 413–433.

Strickland, . D. H., Parsons, T.R., 1972. A Practical Handbook, Second Edi. ed, The Journal of Higher Education. Fisheries Research Board of Canada.  
<https://doi.org/10.2307/1979241>

Suplicy, F.M., 2020. A review of the multiple benefits of mussel farming. *Rev Aquac* 12, 204–223. <https://doi.org/10.1111/raq.12313>

Suplicy, F.M., 2004. Population and ecophysiological modelling of the cultured mussel. *Aquaculture*.

Thunberg, C.P., 1793. Tekning och Beskrifning på en stor Ostronsort ifrån Japan Konglia Vetenskaps-akademiens Handl., 14 (1793) (1793), pp. 140-142.

Vasechkina, E.F., 2023. Modeling the environmental impact of mussels' cultivation in the coastal zone of Crimea. *Ecol Modell* 476.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110245>

Weise, A.M., Cromey, C.J., Callier, M.D., Archambault, P., Chamberlain, J., McKindsey, C.W., 2009. Shellfish-DEPOMOD: Modelling the biodeposition from suspended shellfish aquaculture and assessing benthic effects. *Aquaculture* 288, 239–253. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.001>

Wong, K.B., Piedrahita, R.H., 2000. Settling velocity characterization of aquacultural solids. *Aquac Eng* 21, 233–246. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(99\)00033-3](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(99)00033-3)

Zhou, Y., Yang, H., Zhang, T., Liu, S., Zhang, S., Liu, Q., Xiang, J., Zhang, F., 2006a. Influence of filtering and biodeposition by the cultured scallop *Chlamys farreri* on

benthic- pelagic coupling in a eutrophic bay in China. *Mar Ecol Prog Ser* 317, 127–141.

Zhou, Y., Yang, H., Zhang, T., Qin, P., Xu, X., Zhang, F., 2006b. Density-dependent effects on seston dynamics and rates of filtering and biodeposition of the suspension-cultured scallop *Chlamys farreri* in a eutrophic bay (northern China): An experimental study in semi-in situ flow-through systems. *Journal of Marine Systems* 59, 143–158. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2005.11.002>

Zhou, Y., Zhang, S., Liu, Y., Yang, H., 2014. Biologically induced deposition of fine suspended particles by filter-feeding bivalves in land-based industrial marine aquaculture wastewater. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107798>

### 3 CAPÍTULO II – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA PRODUÇÃO DE FEZES E PSEUDOFEZES DE MOLUSCOS MARINHOS BIVALVES CULTIVADOS NO SUL DO ATLÂNTICO

Eliziane Silva<sup>a</sup>, Carlos Henrique Araujo de Miranda Gomes<sup>a</sup>, Luis Hamilton Pospissil Garbossa<sup>b</sup>, Claudio Manoel Rodrigues de Melo<sup>a</sup>; Katt Regina Lapa<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Departamento de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC 88061-600, Brasil

<sup>b</sup> Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Admar Gonzaga 1347, Florianópolis, SC, 88034-901, Brasil

**Autor correspondente:** Eliziane Silva

**e-mail:** eng.eliziane@gmail.com

**Endereço:** Serv. Beco dos Coroas, 503 – Barra da Lagoa, Florianópolis – SC – Brazil.

Código Postal: 88061-600

#### Resumo

Com o intuito de prevenir e conhecer possíveis danos ambientais, além de determinar a capacidade de suporte de ambientes que possuem o cultivo de moluscos, faz-se necessário estudos acerca das características químicas e determinação da taxa de produção de biodepósitos. O objetivo do nosso estudo foi caracterizar físico-quimicamente a produção de biodepósitos de moluscos marinhos bivalves na baía Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina. As fezes e pseudofezes foram coletadas por meio de um sistema com câmaras individuais, direcionando um fluxo controlado de água do mar a uma taxa de 500 mL.min<sup>-1</sup>. Os organismos foram alojados individualmente nessas câmaras e os biodepósitos foram coletados durante um período de duas horas. Foram utilizados 130 animais para o estudo (60 indivíduos de *Crassostrea gigas* e 70 indivíduos de *Perna perna*), em 13 coletas, durante dias diferentes entre os meses de dezembro de 2021 a abril de 2022. Não houve diferença estatística significativa na taxa de produção de biodepósitos em função das espécies e pontos de coleta. Foi observada diferença estatisticamente significativa para Carbono Orgânico Total (COT) nas amostras de biodepósitos entre os pontos de coleta. A taxa de clareamento apresentou diferença estatística significativa entre as espécies e pontos de coleta. Os resultados obtidos neste estudo permitiram determinar a taxa de produção de biodepósitos, bem como a caracterizar quimicamente as fezes e pseudofezes das espécies estudadas e permitirão o avanço de pesquisas relacionados à capacidade suporte do ambiente, buscando a sustentabilidade da malacocultura catarinense.

**Palavras-chave:** fezes; pseudofezes; caracterização química; taxas fisiológicas.

#### 3.1 INTRODUÇÃO

A produção mundial de pesca e aquicultura atingiu no ano de 2020 o total de 214 milhões de toneladas, divididos entre a captura e o cultivo de animais aquáticos

(83,17 % do total) e algas (16,83% do total), de acordo com dados da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura - FAO(2022). Quando analisamos somente a produção aquícola mundial, observamos que representa aproximadamente 57,29% da produção global de pesca e aquicultura, movimentando um valor estimado em cerca de 264,8 bilhões de dólares no que diz respeito à negociação de animais aquáticos. 68,1 milhões de toneladas da produção aquícola é proveniente de aquicultura marinha e costeira (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022).

Dentre a aquicultura marinha e costeira está o cultivo de moluscos marinhos, o qual tem como maior produtor mundial a China, e seu volume de produção supera a soma de todos os demais países produtores de moluscos. A produção de moluscos marinhos nas Américas apresentou volume de 688.077 toneladas de peso vivo (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022). No Brasil, dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) detalham a produção de cerca de 8.739 toneladas de moluscos marinhos para o ano de 2022, divididos entre ostras, vieiras e mexilhões. Santa Catarina desponta com cerca de 95% da produção total brasileira de moluscos bivalves marinhos, baseado em duas espécies: *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) e *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (EPAGRI, 2023; IBGE, 2023).

O cultivo de moluscos bivalves marinhos é, de certa maneira, considerado sustentável em função da ausência de oferta de ração para os organismos, uma vez que estes se alimentam de partículas presentes na água, através do processo de filtração (Bayne, 2017; Gosling, 2003; Sakamaki et al., 2022). Apesar desta grande vantagem em relação aos demais cultivos, quando comparamos em termos de proteína ofertada, a qual tem efeito direto sobre o custo de produção, o cultivo de moluscos pode apresentar impactos negativos em consequência da liberação e sedimentação de matéria orgânica gerada pelos animais, a qual é diretamente dependente da hidrodinâmica dos locais onde o cultivo ocorre e pode alterar quimicamente os sedimentos, principalmente em locais com condições hidrodinâmicas que não sofrem grandes variações (Sakamaki and Nishimura, 2007).

Cultivos com altas densidades de produção de mexilhões podem apresentar influência sobre o ambiente em que estão instalados, especialmente pela formação de biodepósitos – fezes e pseudofezes (Chamberlain, 2002). O aporte de nitrogênio e fósforo devido à excreção dos moluscos e a biodeposição ao fundo do ambiente têm influência direta na ciclagem de nutrientes no local onde os cultivos estão inseridos

(Cranford et al., 2009). Além das cargas de nitrogênio e fósforo alteradas em função do acúmulo de biodepósitos, pode ocorrer um aumento no consumo de oxigênio em função do crescimento bacteriano relacionado à oxidação da matéria orgânica presente no meio, e conseqüentemente é possível que ocorra anoxia no sedimento e nas camadas próximas ao fundo (Filgueira; et al., 2015; Grant et al., 2012; Weise et al., 2009).

A produção de fezes e pseudofezes está intimamente relacionada às partículas presentes na água, as quais atuam diretamente sobre as taxas fisiológicas nos animais, diminuindo ou aumentando o tempo relacionado aos processos fisiológicos. Determinar a taxa de clareamento, de filtração e de produção de fezes e pseudofezes auxilia no conhecimento acerca do ambiente no qual os moluscos estão sendo cultivados.

Somado à questão da biodeposição, os cultivos de moluscos em altas densidades também podem diminuir a biomassa planctônica ao redor da área de cultivo e alterar a sua composição, atuando diretamente sobre a alimentação dos moluscos e refletindo em baixos índices de crescimento dos mesmos (Cranford et al., 2009; Lima et al., 2023). Além das questões ambientais, há também problemas relacionados aos conflitos de uso das áreas marinhas, e tem-se discutido intensamente a gestão das zonas costeiras, de maneira a propiciar o desenvolvimento global com base na economia, sociedade e ambiente, buscando o uso eficiente dos recursos e disponibilidade para os diversos usos do ambiente marinho (Buck and Langan, 2017; O'Shea et al., 2022).

A compreensão das interações físicas e químicas que ocorrem no ambiente em que os cultivos estão instalados é fundamental para determinar a influência da produção de moluscos sobre o meio ambiente (Sakamaki et al., 2022; Silva et al., 2019; Suplicy, 2004). Neste sentido, estudos que abordam a caracterização dos compostos presentes na água bem como nos biodepósitos são fundamentais para a extrapolação dos resultados e geração de dados relacionados à capacidade de suporte do ambiente (Chamberlain, 2002; Locher et al., 2021; Newell, 2006, 2004; Walker et al., 2014; Weise et al., 2009).

No estado de Santa Catarina o cultivo de moluscos está concentrado nas Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina. Existem poucos estudos que avaliam a produção de biodepósitos gerados pelos moluscos bivalves cultivados e em consequência, existem questionamentos, por parte da população e da

comunidade científica, acerca da capacidade de suporte destes ambientes (Nascimento et al., 2022; Silva et al., 2019; Suplicy, 2004). Estudos com foco na determinação de parâmetros relacionados aos cultivos são fundamentais para o desenvolvimento de políticas capazes de desenvolver a atividade, garantir renda para a população envolvida e evitar impactos irreversíveis ao meio ambiente (O'Shea et al., 2022; Sakamaki et al., 2022; Souza et al., 2022).

Com o intuito de buscar o desenvolvimento sustentável da malacocultura, são necessários estudos que permitam a compreensão das relações que ocorrem no meio ambiente atrelados aos cultivos de moluscos (Sakamaki et al., 2022; Vasechkina, 2023). O objetivo do nosso estudo foi caracterizar físico-quimicamente as fezes e pseudofezes das espécies *Crassostrea gigas* e *Perna perna*, cultivadas na Baía da Ilha de Santa Catarina.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Localização da área de estudo

O estudo foi realizado em dois locais da Baía da Ilha de Santa Catarina, um no compartimento norte (Sambaqui - SBQ, 27°29'22.6"S 48°32'16.9"W) e outro no compartimento sul (Caieira da Barra do Sul - CBS, 27°48'58.3"S 48°33'50.0"W) – Figura 1.

Figura 1: Localização da área de estudo. CBS representa o ponto de coleta da Baía Sul: Caieira da Barra do Sul e SBQ representa o ponto de coleta na Baía Norte: Sambaqui.



### 3.2.2 Sistema de coleta de biodepósitos e animais utilizados

A coleta de biodepósitos se deu através de um sistema (Figura 2) semelhante ao utilizado por Hawkins et al. (1996) e adaptado por Nascimento et al. (2022), no qual os animais foram dispostos em câmaras individuais (Figura 3). O sistema foi instalado nos locais de coleta (SBQ e CBS), e a água do mar foi bombeada através de uma bomba submersível, próximo à fixação do sistema. O sistema contava com 12 câmaras de volume máximo de 4 L. 10 câmaras receberam moluscos de forma individual para coleta de fezes e pseudofezes (Figura 4). A vazão das câmaras foi controlada para  $500 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ .

Foram utilizados 130 animais para o estudo (60 indivíduos da espécie *C. gigas* e 70 indivíduos da espécie *P. perna*). Os animais utilizados foram cultivados nos respectivos pontos de coleta e foram despescados no dia da coleta dos dados. Foram utilizados animais adultos com média de altura de  $92,6 \pm 7,5$  para *C. gigas* e  $76,5 \pm 4,1$  mm para *P. perna* em SBQ, e  $83,6 \pm 6,9$  mm para *C. gigas* e  $81,9 \pm 4,1$  mm para *P. perna* em CBS, a biometria foi realizada segundo Galtsoff (1964)

Foram realizadas 13 coletas ao final do experimento, em dias diferentes entre os meses de dezembro de 2021 a abril de 2022, sendo 4 ensaios de produção de

biodepósitos de *P. perna* e 3 ensaios de *C. gigas* no local CBS. Para o local SBQ, foram gerados 3 ensaios de produção de biodepósitos de *P. perna* e 3 ensaios de *C. gigas*.

Figura 2: Posicionamento do sistema de câmaras e da bomba submersível instalada nos pontos de coleta. 1 – Sistema de câmaras; 2 – Em bege, a areia da praia; 3 – Bomba submersível; 4 – Em azul, a água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni.

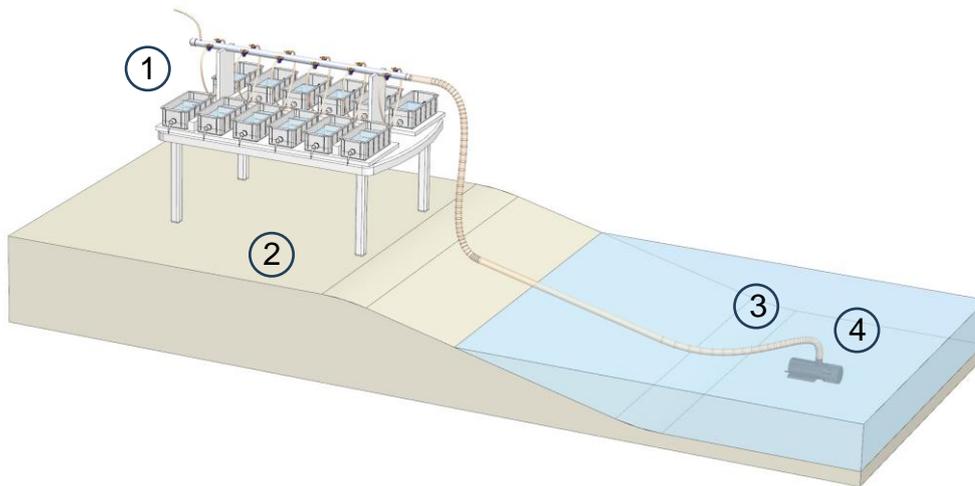


Figura 3: Esquema do sistema utilizado para coleta de dados. 1 – Suporte do sistema; 2 – Tubulação de abastecimento central; 3 – Câmaras. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni.

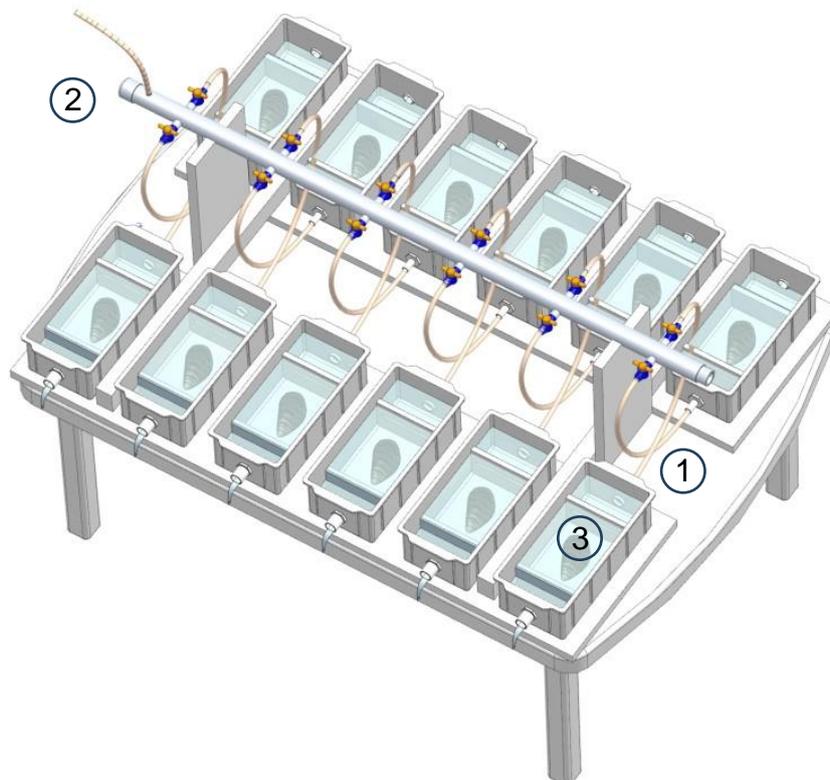
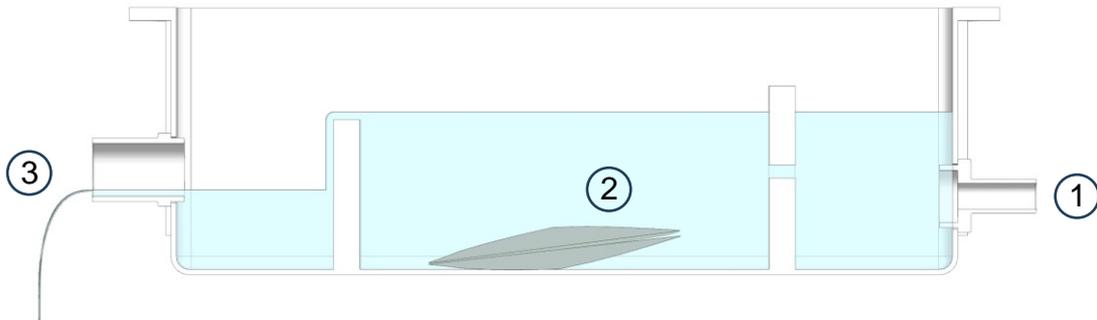


Figura 4: Detalhe da câmara indicando o fluxo de água do sistema e posicionamento do molusco na câmara. 1 – Entrada de água do mar; 2 – Molusco; 3 – Saída de água do mar. Desenho: Caique Sales de Miranda Gomes e João Germano Scabeni.

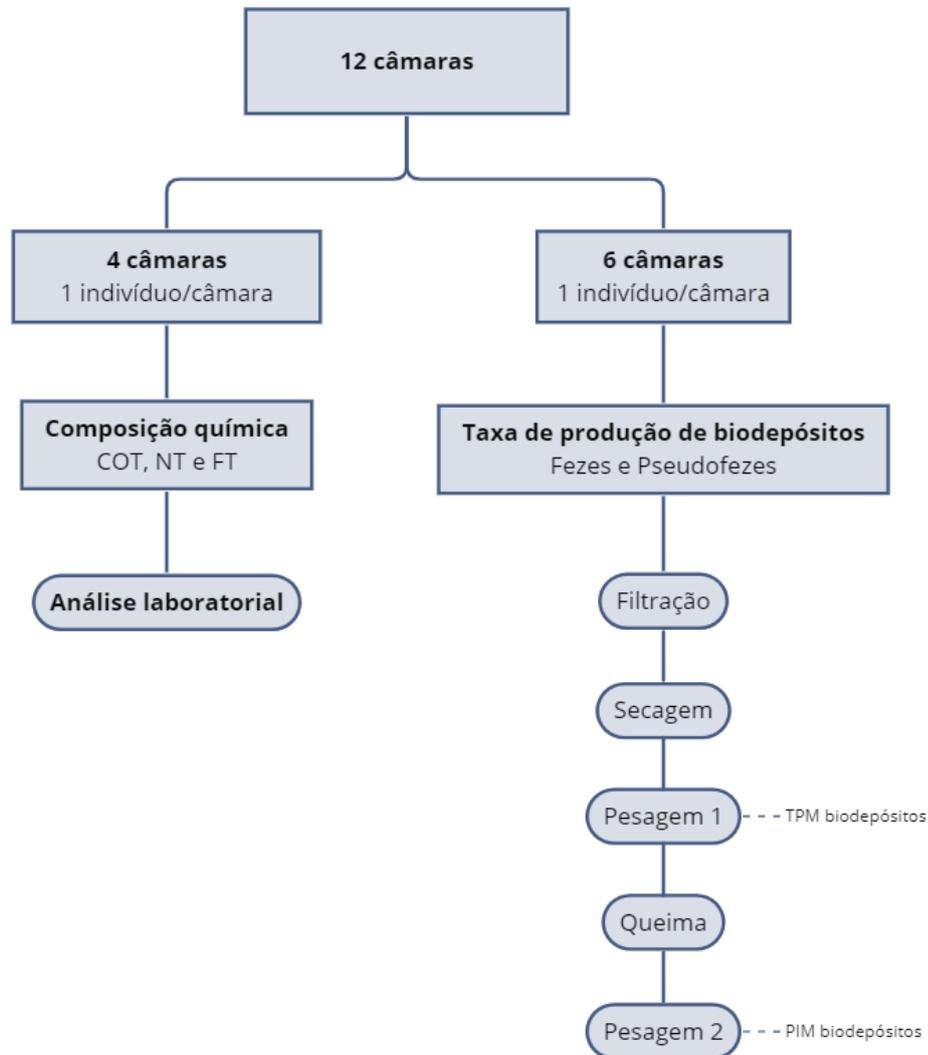


### 3.2.3 Taxas fisiológicas e caracterização química dos biodepósitos

O tempo de aclimação dos animais nas câmaras foi considerado o período até a primeira produção de biodepósitos por parte de cada um dos animais (aproximadamente 30 minutos para *P. perna* e entre 1 e 2 horas para *C. gigas*), a partir deste momento, as fezes e pseudofezes dos animais foram coletadas durante o período de duas horas.

Das 12 câmaras do sistema, 4 câmaras receberam 1 indivíduo cada, e o material coletado (fezes em conjunto com pseudofezes) foi utilizado para analisar a composição química referente às concentrações de Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (FT); 6 câmaras receberam 1 indivíduo de forma aleatória e as amostras geradas foram utilizadas para quantificar a taxa de produção de biodepósitos; e 2 câmaras não receberam indivíduos. A Figura 5 descreve o procedimento para cada ensaio realizado.

Figura 5: Organograma dos ensaios de produção de biodepósitos, demonstrando a quantidade de moluscos bivalves marinhos utilizados e os procedimentos realizados para os ensaios de taxa de produção e caracterização química dos biodepósitos. COT indica Carbono Orgânico Total; NT, Nitrogênio Total; FT, Fósforo Total; TPM indica o Material Particulado Total das amostras de biodepósitos e PIM indica o Material Inorgânico Particulado dos biodepósitos.



As amostras de fezes e pseudofezes geradas para analisar COT, NT e FT por cada ensaio foram coletadas e armazenadas em recipientes plásticos, com capacidade de 200 mL. Após inserir o volume de biodepósitos coletados, o recipiente foi completado até a capacidade de 200 mL com água destilada e mantido sob refrigeração até o dia seguinte, quando foi realizado o processamento das amostras. Os valores de COT, NT e FT foram estabelecidos para a produção de biodepósitos de um animal durante duas horas recebendo água do mar no sistema descrito no item 2.2 e padronizados para a produção por hora para facilitar a compreensão dos dados junto aos demais parâmetros analisados. As análises de COT foram analisadas

segundo Strickland e Parsons (1972), com limite de detecção de 0,2 mg.L<sup>-1</sup>; NT por APHA 4500 N C, com limite de detecção de 2,0 mg.L<sup>-1</sup>; FT por APHA 4500-P E, com limite de detecção de 0,014 e 0,025 mg.L<sup>-1</sup>.

As amostras de biodepósitos, coletadas para avaliar a taxa de produção de biodepósitos, foram filtradas em microfiltro de fibra de vidro GF/C, com retenção típica de 1,2 µm partículas em líquido. Os filtros foram pré-lavados, queimados e pesados. Após a filtração, as amostras foram lavadas com 20 mL de Formiato de amônio (0,5 M) para remoção do sal (Lysiak-Pastuszak and Andersens, 2004).

A análise do material contido na amostra seguiu para estudo, cujos filtros foram secos a 60°C por 24 horas e pesados, com o intuito de determinar o material particulado total das fezes e pseudofezes. Posteriormente, os filtros com material foram queimados em mufla a 450°C pelo período de 4 horas. Após esfriarem, foram novamente pesados, restando apenas a matéria inorgânica. Através da diferença entre Material Particulado Total (TPM) e Material Inorgânico Particulado (PIM) foi possível determinar o Material Orgânico Particulado (POM) das amostras de fezes e pseudofezes e calculada a taxa de produção individual de fezes (FZR) e pseudofezes (PSR) dos animais, respectivamente, calculando a média aritmética e desvio padrão dos parâmetros analisados por espécie e local de coleta.

A partir da taxa de produção de fezes e pseudofezes, calculamos as taxas de Filtração Total (FR), de Clareamento (CR) e de Ingestão (IR), descritas por Iglesias et al. (1998). Através do cálculo das taxas fisiológicas foi possível apontar a carga de COT, NT e FT ingerida e liberada para o meio na forma de biodepósitos.

### **3.2.4 Parâmetros físico-químicos de qualidade de água**

Temperatura (T), salinidade (SAL), turbidez (TURB), material particulado total (TPM), material particulado inorgânico (PIM), material particulado orgânico (POM), relação PIM/POM, clorofila (CF), carbono orgânico total (COT), fósforo total (FT) e nitrogênio total (NT) nas amostras de água do mar coletadas nos locais CBS e SBQ foram mensurados para cada ensaio. As análises de COT, NT e FT foram analisadas conforme descrito no item 2.3.

Para cada ensaio gerou-se uma amostra composta de água do mar para posterior análise dos parâmetros avaliados. Para a formação da amostra composta, um volume de 3 L de água marinha foi coletado no início do período de coleta de

biodepósitos e acondicionado em um recipiente, a cada 30 minutos uma amostra de 3 L de água marinha foi coletada e adicionada ao mesmo recipiente, totalizando 15 L a partir de 5 amostras. Desta amostra composta foram extraídas amostras em duplicata para análise dos parâmetros: COT, FT e NT (200 mL para cada amostra); CF (1 L para cada amostra); e TPM (1 L para cada amostra). As amostras de água marinha foram armazenadas sob refrigeração e analisadas em laboratório no dia seguinte. Os resultados destes parâmetros foram apresentados através de média aritmética simples da análise em duplicata de uma amostragem composta por 5 alíquotas de água marinha durante o período de 2h de ensaio.

Os parâmetros de T, SAL e TURB foram mensurados no ponto de coleta, e estes avaliados ao início e ao final do experimento. A turbidez foi mensurada com turbidímetro digital de bancada, modelo TB-2000, a salinidade com refratômetro portátil modelo RHS-10 e temperatura com termômetro portátil. A metodologia para determinação de TPM, PIM e POM foi realizada seguindo o mesmo protocolo utilizado para a determinação das amostras de biodepósitos citadas na Figura 5. As variáveis TPM, PIM, POM e relação PIM/POM foram determinados de acordo com Hawkins et al. (1996).

### **3.2.5 Análise estatística**

Os dados de salinidade, temperatura, turbidez, material particulado total, material particulado inorgânico, material particulado orgânico, relação PIM/POM, clorofila, carbono orgânico total, nitrogênio total, fósforo total, além das taxas de produção de biodepósitos (FZR e PSR), de clareamento e de ingestão foram comparados utilizando Teste *t* não paramétrico via permutação, utilizando o software R versão 4.3.1.

### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 Parâmetros físico-químicos de qualidade de água

A salinidade da água se manteve em 35 g.kg<sup>-1</sup> em todos os ensaios em ambos os pontos de coleta (Tabela 1).

Tabela 1: Média dos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de água do mar nos dias de ensaios de acordo com a espécie e o ponto de coleta.

Ponto de coleta/ Espécie	CF (µg.L <sup>-1</sup> )	TURB (NTU)	T (°C)	TPM (mg.L <sup>-1</sup> )	PIM (mg.L <sup>-1</sup> )	POM (mg.L <sup>-1</sup> )	PIM/POM
<b>SBQ</b>							
<i>C. gigas</i>	0,25±0,00	9,43±14,63	25,90±1,39	21,23±10,00	18,46±18,46 <sup>a</sup>	2,78±1,14	6,64
<i>P. perna</i>	4,74±4,46	27,50±6,54	27,63±0,71	44,87±7,15	40,36±8,03 <sup>a</sup>	4,52±0,93	8,94
<b>CBS</b>							
<i>C. gigas</i>	0,87±0,81	6,99±5,04	22,77±1,17	5,72±0,39	4,68±0,39 <sup>b</sup>	1,05±0,05	4,45
<i>P. perna</i>	1,54±0,92	7,24±7,63	24,90±2,00	7,81±1,80	6,01±1,80 <sup>b</sup>	1,80±0,43	3,34

Legenda: CF – Clorofila (limite de detecção de 0,25 µg.L<sup>-1</sup>); TURB – Turbidez; T – Temperatura; TPM – Material Particulado Total; PIM – Material Inorgânico Particulado; POM – Material Orgânico Particulado; PIM/POM – Relação entre PIM e POM. CBS representa Caieira da Barra do Sul e SBQ representa Sambaqui.

Apenas para PIM foi observada diferença estatística entre os pontos de coleta, sendo este parâmetro superior em SBQ quando comparado ao valor observado em CBS. (Tabela 2). CF variou entre 0,25 e 4,74 µg.L<sup>-1</sup>, a TURB teve variação de 6,99 e 27,50 NTU, a T observada foi semelhante entre os pontos de coleta de amostras (SBQ e CBS) POM variou entre 1,05 e 4,52 mg.L<sup>-1</sup> e PIM/POM entre 3,34 e 8,94.

#### 3.3.2 Taxas fisiológicas e caracterização química dos biodepósitos

Houve diferença significativa apenas nas concentrações de COT dos biodepósitos em função dos pontos de coleta analisados (Tabela 2). Entre os valores obtidos das taxas de produção de biodepósitos (FZR e PSR), taxas de filtração, taxas de clareamento e taxas de ingestão (Tabela 2), foi observada diferença significativa apenas na taxa de clareamento entre as espécies e locais.

Todas as amostras de NT da água do mar apresentaram valores abaixo do limite de detecção e por isso os resultados destas análises não são apresentados.

Tabela 3: Valores médios de COT e FT das amostras de água do mar, valores médios e desvio padrão das taxas de produção de fezes (FZR), pseudofezes (PSR), filtração (FR), clareamento (CR), ingestão (IR) e de Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (FT) dos biodepositos.

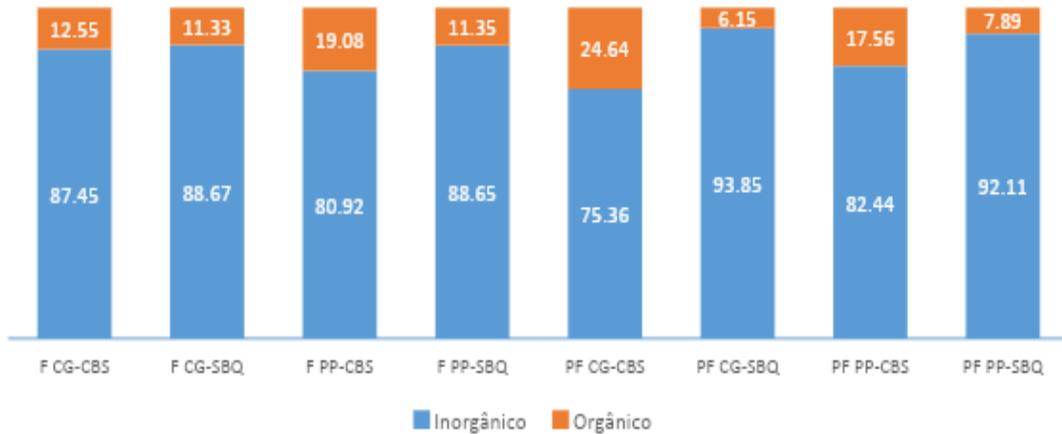
		BIODEPOSITOS									
		ÁGUA									
		Composição química		Composição química			Composição química				
Ponto/ Espécie	COT (mg.L <sup>-1</sup> )	FT (mg.L <sup>-1</sup> )	COT (mg.L <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	NT (mg.L <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	FT (mg.L <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	FZR (mg.h <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	PSR (mg.h <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	FR (mg.h <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	CR (L.h <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	IR (mg.h <sup>-1</sup> .ind <sup>-1</sup> )	
<b>SBQ</b>											
<i>C. gigas</i>	0,69±0,30	0,03±0,00	75,17±35,39 <sup>a</sup>	124,60±18,64*	11,77±9,51	22,0±13,0	57,0±29,0	84,68±33,61	3,99±1,58 <sup>a</sup>	15,15±6,82	
<i>P. perna</i>	0,63±0,16	0,04±0,01	41,43±17,21 <sup>a</sup>	77,31**	10,18±7,58	13,0±6,0	98,0±56,0	113,64±61,88	2,53±1,38 <sup>b</sup>	-30,30±30,10	
<b>CBS</b>											
<i>C. gigas</i>	0,72±0,12	0,03±0,01	229,85±62,63 <sup>b</sup>	--	10,52±2,83	16,0±4,0	67,0±20,0	78,34±35,23	13,68±6,15 <sup>c</sup>	2,35±9,00	
<i>P. perna</i>	0,97±0,70	0,03±0,00	365,56±204,02 <sup>b</sup>	144,44**	24,03±11,65	7,0±3,0	37,0±19,0	39,54±23,16	6,03±3,53 <sup>d</sup>	11,57±31,76	

Legenda: As amostras que não atingiram o limite de detecção do método de análise estão representadas com --. COT – Carbono Orgânico Total; FT – Fósforo Total; NT – Nitrogênio Total. FZR representa a taxa de produção de fezes produzidas pelos indivíduos analisados; PSR representa a taxa de produção de pseudofezes; FR a taxa de filtração total; CR, a taxa de clareamento; IR a taxa de ingestão total; SBQ representa Sambaqui e CBS representa Caieira da Barra do Sul.

Nota: \* Apenas quatro amostras (total de 12) apresentaram valores acima do limite de detecção do método de análise (2,0 mg.L<sup>-1</sup>). \*\* Apenas uma amostra (total de 12) apresentaram valor acima do limite de detecção do método de análise (2,0 mg.L<sup>-1</sup>). Para a composição química da água, foi utilizada amostragem composta, sendo os resultados apresentados a média simples de análise em duplicata de 5 alíquotas de água durante 2 horas. Foram analisadas 6 amostras de água em SBQ para *C. gigas* e 6 amostras de água em SBQ para *P. perna* e PSR em SBQ, foram analisadas 8 amostras de água para *P. perna* e 6 amostras de água para *C. gigas*. Para FZR e PSR em SBQ, foram utilizadas 18 amostras para cada espécie analisada, e em CBS, foram utilizadas 18 amostras de *C. gigas* e 24 de *P. perna*. Para COT, NT e FT em SBQ, foram utilizadas 12 amostras para cada espécie analisada, e em CBS foram utilizadas 12 amostras de *C. gigas* e 16 de *P. perna*. Os resultados de COT, NT e FT dos biodepositos foram padronizados para 1h.

Através das análises das partículas de biodepósitos foi determinada a porcentagem de matéria orgânica e inorgânica das fezes e pseudofezes por espécie nos dois pontos de coleta (SBQ e CBS) (Figura 6).

Figura 6: Composição orgânica e inorgânica, em porcentagem, dos biodepósitos gerados pelas duas espécies analisadas, nos pontos de coleta. Legenda: F – fezes; PF – pseudofezes; CG – *C. gigas*; PP – *P. perna*; CBS – Caieira da Barra do Sul; SBQ – Sambaqui.



Considerando os valores das taxas de filtração ingestão e produção de fezes e pseudofezes, foi possível determinar a concentração de COT, NT e FT das partículas ingeridas pelos animais, bem como a concentração eliminada na forma de fezes e pseudofezes pelos animais (Figuras 7 e 8).

Figura 7: Capacidade de filtração e composição química das partículas ingeridas e produzidas (fezes e pseudofezes) por *C. gigas* para CBS e SBQ, durante o período de uma hora, em função dos ensaios realizados (3 ensaios para CBS e 3 ensaios para SBQ). -- representa valor não determinado em função da concentração de NT nas amostras não atingir o limite de detecção do método utilizado (2,0 mg.L<sup>-1</sup>). Desenho da ostra: Matheus Lacerda Geiger.

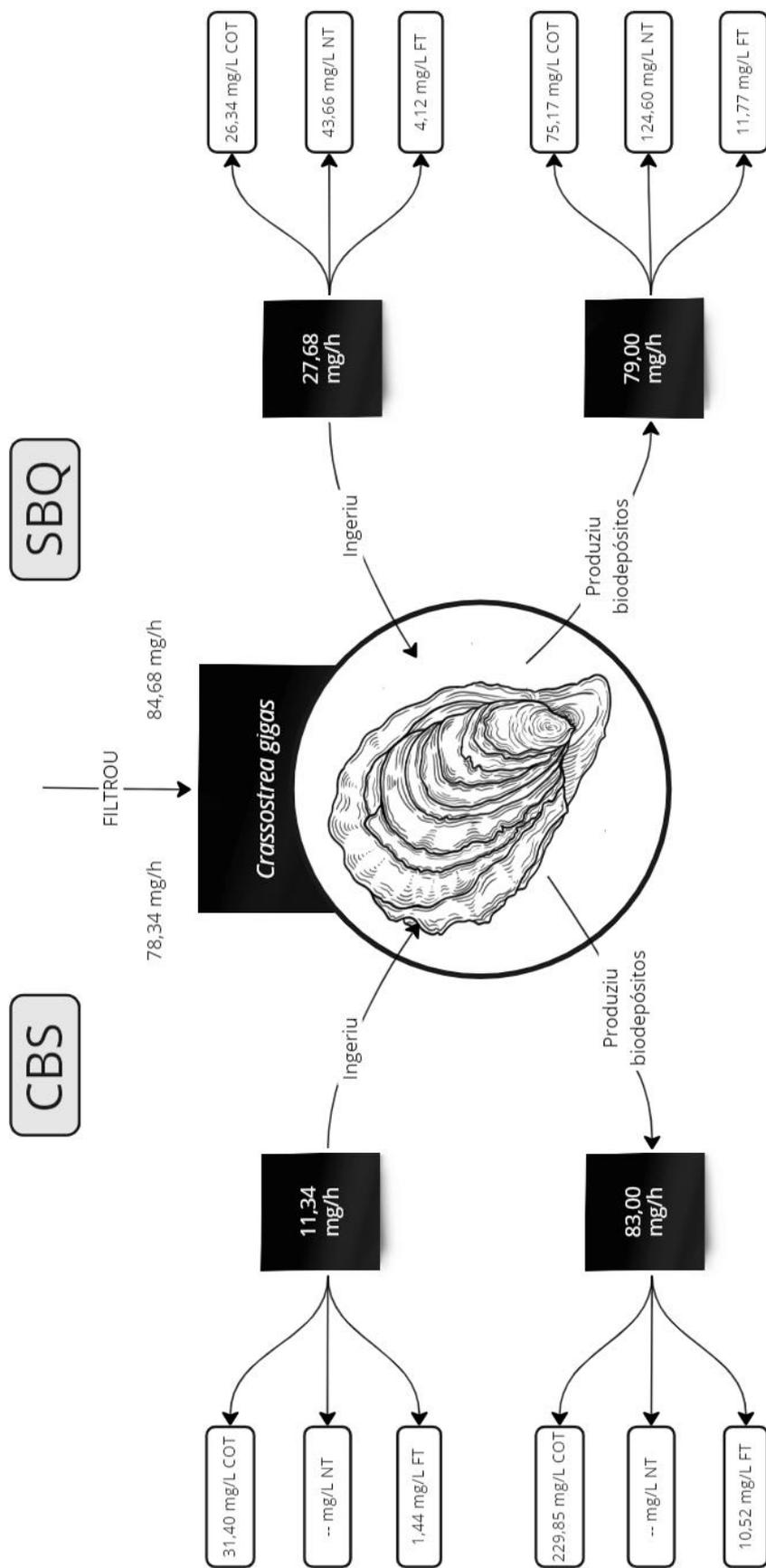
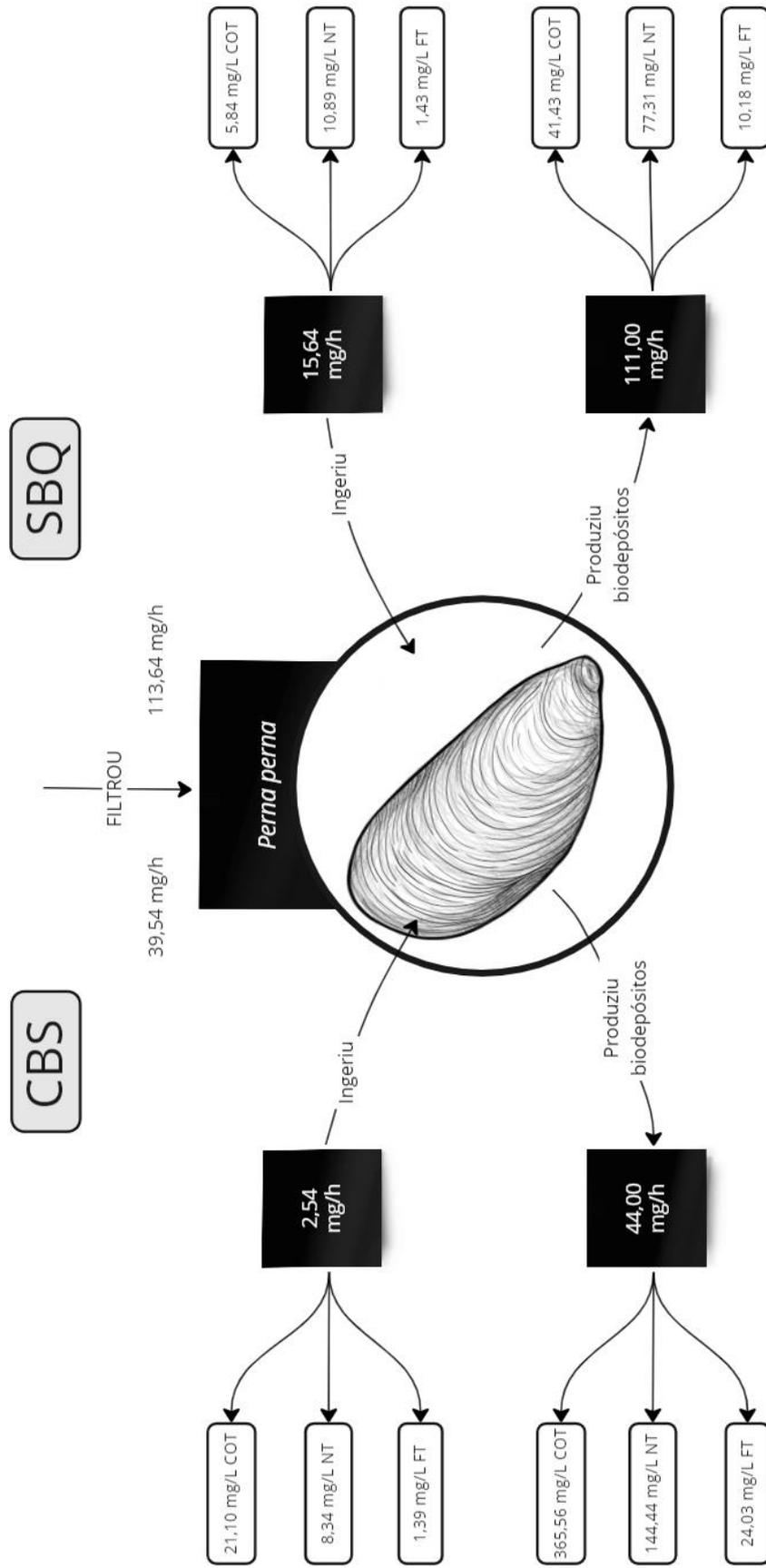


Figura 8: Capacidade de filtração de partículas e composição química das partículas ingeridas e produzidas (fezes e pseudofezes) por *P. perna* para CBS e SBQ, durante o período de uma hora, em função dos ensaios realizados (4 ensaios para CBS e 3 ensaios para SBQ). Desenho do mexilhão: Matheus Lacerda Geiger.



### 3.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste estudo permitiram observar a influência das partículas disponíveis nas Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina sobre as partículas ingeridas e geradas, na forma de fezes e pseudofezes da ostra *C. gigas* e do mexilhão *P. perna* no local de estudo.

Nossos resultados corroboram com os resultados observados por Lima et al. (2023), Nascimento et al. (2022) e Ferreira et al. (2006) a respeito das diferenças entre os pontos de coleta SBQ e CBS para PIM, demonstrando que SBQ apresenta valores de PIM superiores à CBS. Os valores de PIM entre SBQ e CBS podem estar relacionados às características físicas e de composição químicas entre os compartimentos norte e sul da Baía da Ilha de Santa Catarina. A porção sul da Baía, onde está localizado o ponto de coleta CBS, é caracterizado com variações de maré importantes, diferente da porção norte, e fatores como o vento e velocidades de correntes oceânicas atuam diretamente sobre as partículas em suspensão na água (Ferreira et al., 2006; Garbossa et al., 2014; Silva et al., 2019).

Os resultados obtidos de TPM e POM não apresentaram diferença significativa em nosso estudo, no entanto, foram observadas diferenças significativas entre SBQ e CBS em estudo realizado por Lima et al. (2023). Este apontamento pode ser explicado em função do número de amostras coletadas e tempo de duração do experimento realizado pelos autores acima citados, já que durante o experimento foram coletadas 120 amostras para avaliação dos parâmetros de qualidade de água, enquanto nossa coleta aconteceu pontualmente.

Os parâmetros de salinidade, temperatura e clorofila em ambos os locais não apresentaram diferença significativa, corroborando com os resultados observados por Nascimento et al. (2022), para os mesmos locais de coleta. Por outro lado, Ferreira et al. (2006) apontaram maior concentração de clorofila na Baía Norte em comparação à Baía Sul, e este fato parece estar relacionado ao período extenso de coleta do estudo, uma vez que estes fizeram coletas quinzenais durante quatorze anos, enquanto em nosso estudo fizemos coleta pontuais, as quais podem ter sofrido alterações diretas como vento e maré.

De acordo com Ferreira et al. (2006), os resultados do acompanhamento dos parâmetros de qualidade de água, inclusive clorofila e TPM, mostram que há abundância maior de alimentos para os moluscos bivalves na Baía Norte quando

comparado à Baía Sul, mas, o alimento está menos disponível em função do esforço energético para a seleção de partículas e sua metabolização. A alimentação e o metabolismo da fauna circundante ao cultivo de animais marinhos estão diretamente relacionados às propriedades e composição da matéria orgânica particulada presente na água do mar, a qual será seletivamente consumida pelos organismos filtradores, como os moluscos, modificando sua composição e conseqüentemente os processos de alimentação e biodeposição dos moluscos bivalves marinhos (Sakamaki et al., 2020).

Com relação à taxa de produção dos biodepósitos, há uma faixa ampla de valores de taxa de produção de biodepósitos na literatura em função das metodologias utilizadas, das espécies utilizadas como modelo, dos parâmetros físicos e químicos de água nos quais os moluscos bivalves estão inseridos, além das taxas fisiológicas de cada espécie e idade (Callier et al., 2006; Dame, 1993; Lin et al., 2016; Nascimento et al., 2022). As taxas são mensuradas tanto de forma individual (Callier et al., 2006; Chamberlain, 2002; Haven and Morales-Alamo, 1966; Nascimento et al., 2022; Navarro and Thompson, 1997; Schmitt, 2002), quanto podem ser avaliadas de forma coletiva, como apresentadas em estudos realizados diretamente no ambiente (Boucher-Rodoni and Boucher, 1990; Hayakawa et al., 2001; Jaramillo et al., 1992; Mallet et al., 2006; Mitchell, 2006).

Observando as áreas de cultivo alocadas nas baías da Ilha de Santa Catarina, com foco na produção de fezes e pseudofezes produzidas diariamente em uma fazenda marinha de moluscos e considerando um cultivo com área de um hectare, o qual possui 10 *longlines* e 50 unidades de cordas (mexilhões) ou lanternas (ostras) por *longline*, com 180 animais por corda ou lanterna e, ainda levando em consideração que há uma produção dividida igualmente entre mexilhões e ostras, durante um período de um dia podem ser produzidos cerca de 171,18 kg de fezes e pseudofezes para toda a área de cultivo, com um valor de aproximadamente 17,12 g.m<sup>-2</sup> em um dia. O conhecimento acerca destes valores é essencial para a construção de cenários, utilizando modelos numéricos de base física que permitam compreender dinâmica das partículas no ambiente, tanto com relação à dispersão e deposição do material gerado, bem como sua interação e reações com o leito e coluna d'água.

O valor de 17,12 g.m<sup>-2</sup> de fezes e pseudofezes gerados em um dia se refere ao dado bruto de produção de biodepósitos, mas vale ressaltar que as fezes e pseudofezes dos moluscos são consumidas por animais que estão livres na coluna

d'água, sofrem decomposição até alcançarem o leito, bem como são transportadas pelas correntes marítimas (atuam sobre as velocidades horizontais e raio de dispersão) e por estes motivos, ao inserir este dado em modelos hidrodinâmicos, e considerando os fatores que atuam sobre os biodepósitos produzidos é possível gerar dados mais precisos acerca da geração de carga e pluma de dispersão das fezes e pseudofezes geradas pelos cultivos de moluscos nos locais onde está inserido.

Um estudo desenvolvido em Mosquito Lagoon, na Flórida (EUA), avaliando a composição química dos biodepósitos de juvenis de *Crassostrea virginica*, em laboratório, demonstraram que juvenis desta espécie apresentaram taxas mais altas de remoção de clorofila- $\alpha$  e liberação de amônio e, principalmente, biodepósitos com maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido, nitrato e íon amônio quando comparado a ostras mais velhas (Locher et al., 2021). A idade dos moluscos também é um fator que influencia diretamente o metabolismo animal e conseqüentemente a produção de biodepósitos (Bayne, 2017). A maior concentração de COT foi encontrada nos biodepósitos produzidos pelos moluscos na CBS quando comparado a SBQ, e pode estar relacionada a maior quantidade de partículas sendo rejeitadas na forma de pseudofezes (Locher et al., 2021), o que enriquece a concentração de biodepósitos totais em função do aumento da carga de partículas inorgânicas, conforme descrito também por Newell e Jordan (1983).

Apesar de não ser observada diferença significativa entre as concentrações de carbono presentes na água entre os pontos de coleta analisados (CBS e SBQ), houve diferença significativa entre a concentração de carbono presente nos biodepósitos entre os pontos de coleta, o que pode estar relacionado à composição do material particulado disponível no ambiente. Nossos resultados corroboram com aqueles encontrados por Nascimento et al. (2022), estudo no qual os pesquisadores observaram diferença significativa entre a baía Norte e baía Sul com relação ao material particulado disponível, alterando os índices de alimentação por parte dos moluscos.

A baixa concentração de COT presente nos biodepósitos dos moluscos bivalves avaliados em SBQ parecem estar inversamente relacionados com os altos valores de PIM encontrados na água do mar de SBQ. Ou seja, com menor quantidade de matéria orgânica disponível na água, os animais produzem biodepósitos menos concentrados em COT quando comparados a locais que apresentam menor quantidade de matéria inorgânica disponível no ambiente, como em CBS. Este fator

pode estar relacionado à fisiologia energética dos animais, um destes aspectos está relacionado à taxa de clareamento que foi significativamente diferente entre as espécies e locais analisados, sendo que na CBS as taxas foram maiores que em SBQ, o que indica que os moluscos precisaram filtrar um volume maior de água na CBS para obter a mesma carga de partículas que em SBQ.

Além disso, a diferença encontrada na taxa de clareamento pode estar relacionada à fisiologia energética dos animais, no sentido da capacidade de filtrar partículas e selecionar as adequadas para sua alimentação e metabolismo, e conforme Nascimento et al. (2022) apontam, a taxa de clareamento apresentou relação com o peso do animal, TPM e PIM/POM, para os mesmos locais de coleta que analisamos.

As taxas de filtração e ingestão não apresentaram diferença significativa, e podemos sugerir que tenha sido em função de coletas pontuais. A variação dessas taxas está relacionada à presença de partículas orgânicas e inorgânicas na água e podemos relacionar os resultados dessas taxas com a relação PIM/POM observada. Valores de relação superiores a 6,00 podem levar a ostra ou o mexilhão a produzirem mais pseudofezes quando comparado a fezes. Segundo Adams et al. (2019), o IR está inversamente relacionado à relação PIM/POM, e pode indicar ressuspensão de sedimentos no ambiente, afetando diretamente os processos fisiológicos desempenhados pelos moluscos. Observamos que as taxas de clareamento mais baixas, observadas em SBQ, apontam resultados de relação PIM/POM mais altos quando comparados a CBS. Nossos dados corroboram com os resultados obtidos por Galimany et al. (2017), que observou em estudo realizado com *C. virginica* que o molusco pode rejeitar matéria inorgânica e aumentar a CR quando há uma fração decrescente de matéria orgânica.

As concentrações de COT, NT e FT presentes na água são fundamentais para a compreensão da ciclagem de nutrientes, sendo fundamentais para determinação das concentrações ingeridas pelos moluscos, bem como daquelas expelidas e que retornam ao meio. Estas informações demonstram a importância de compreender os efeitos gerados pela instalação de cultivos aquícolas marinhos no ambiente bentônico. De acordo com Dan et al. (2021), estudos realizados na Baía de Daya, na China, apontaram que os biodepósitos (neste caso fezes, pseudofezes e sobras de ração ofertadas aos peixes) representam mais de 40% da matéria orgânica encontrada no solo abaixo dos cultivos.

Estudos relacionando a concentração de nitrogênio presente na água e nos biodepósitos, com limites de detecção adequados para as amostras são essenciais para a compreensão dos processos que ocorrem após a liberação dos biodepósitos na água. Dalrymple e Carmichael (2015) confirmam a importância de realizar estudos que quantifiquem o nitrogênio na água e nos biodepósitos, e demonstraram que o N liberado nos biodepósitos não diferiu entre as classes de idade, contudo, observaram que o metabolismo e a assimilação foram considerados diferentes pelas classes de idade: juvenil e adulto.

As concentrações de FT são um importante parâmetro visto que sua disponibilidade está intimamente relacionada ao crescimento de organismos marinhos, especialmente o fitoplâncton (Newell et al., 2005). Mesmo com grande influência sobre os aspectos os processos que ocorrem no ambiente, são escassos estudos sobre as concentrações de fósforo especialmente nos biodepósitos (Magni et al., 2000; Newell et al., 2005).

A caracterização físico-química das partículas presentes na água e nos biodepósitos permite a estimativa de cálculos como balanço de massa, fundamental para a compreensão das reações químicas que ocorrem no ambiente. Estes dados permitirão a extrapolação de cálculos que determinarão a capacidade de suporte do ambiente, auxiliando no desenvolvimento da maricultura e na busca por estratégias de gestão que permitam a manutenção do ambiente, ou seja, auxiliam no desenvolvimento da malacocultura com sustentabilidade (Buck and Langan, 2017; Sakamaki et al., 2022; Silva et al., 2019). Ferreira et al. (2006) apontaram a necessidade de estudos para acompanhamento da malacocultura nos locais de coleta que estudamos, como forma de proporcionar a expansão da atividade sem prejuízo ao meio ambiente.

### 3.5 CONCLUSÃO

O estudo permitiu caracterizar físico-quimicamente os biodepósitos de *C. gigas* e *P. perna* cultivados em locais de coleta nas Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina. Além disso, foi possível determinar as taxas de produção de fezes, pseudofezes, filtração, clareamento e ingestão e apontar as características ambientais da água marinha dos locais de coleta de amostras. Os resultados apontaram diferença significativa para material inorgânico particulado entre os locais de coleta, sendo SBQ

superior à CBS, e o carbono orgânico total dos biodepósitos foi superior na CBS quando comparado à SBQ, para ambas as espécies. Os resultados das taxas de clareamento apontaram diferença significativa entre as espécies e locais de coleta. A caracterização química dos biodepósitos e as taxas fisiológicas observadas neste estudo permitirão o avanço de pesquisas para determinação da capacidade de suporte das Baías Norte e Sul com relação ao cultivo de moluscos bivalves marinhos.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem à Epagri pelo apoio na realização dos experimentos e à Fazenda Marinha Paraíso das Ostras pela disponibilidade como local para coleta.

### **Financiamento**

Este estudo foi financiado pela 'Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código Financeiro 001' e pela Universidade Federal de Santa Catarina (249/2016).

Os autores agradecem também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que concedeu bolsa a Claudio Manoel Rodrigues de Melo.

### **3.6 REFERÊNCIAS**

Adams, C.M., Mayer, L.M., Rawson, P., Brady, D.C., Newell, C., 2019. Detrital protein contributes to oyster nutrition and growth in the Damariscotta estuary, Maine, USA. *Aquac Environ Interact* 521, 521–536. <https://doi.org/10.3354/AEI00330>

Bayne, B., 2017. *Biology of Oysters*. Academic Press. <https://doi.org/10.1038/150544c0>

Boucher-Rodoni, R., Boucher, G., 1990. In situ study of the effect of oyster biomass on benthic metabolic exchange rates. *Hydrobiologia* 206, 115–123. <https://doi.org/10.1007/BF00018637>

Buck, B.H., Langan, R., 2017. *Aquaculture Perspective of Multi-Use Sites in the Open Ocean: The Untapped Potential for Marine Resources in the Anthropocene*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-51159-7>

Callier, M.D., Weise, A.M., McKindsey, C.W., Desrosiers, G., 2006. Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): Biodeposit production and dispersion. *Mar Ecol Prog Ser* 322, 129–141. <https://doi.org/10.3354/meps322129>

Chamberlain, J., 2002. Modelling the Environmental Impacts of Suspended Mussel (*Mytilus edulis* L.) Farming. Napier University - Edinburgh.

Cranford, P.J., Hargrave, B.T., Doucette, L.I., 2009. Benthic organic enrichment from suspended mussel (*Mytilus edulis*) culture in Prince Edward Island, Canada. *Aquaculture* 292, 189–196. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2009.04.039>

Dalrymple, D.J., Carmichael, R.H., 2015. Effects of age class on N removal capacity of oysters and implications for bioremediation. *Mar Ecol Prog Ser* 528, 205–220. <https://doi.org/10.3354/meps11252>

Dame, R.F., 1993. Bivalve Filter Feeder in Estuarine and Coastal Ecosystems Processes, Bivalve Filter Feeders. NATO ASI Series G: Ecological Sciences 33. Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-78353-1\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-642-78353-1_7)

Dan, S.F., Li, S., Yang, B., Cui, D., Ning, Z., Huang, H., Zhou, J., Yang, J., 2021. Influence of sedimentary organic matter sources on the distribution characteristics and preservation status of organic carbon, nitrogen, phosphorus, and biogenic silica in the Daya Bay, northern South China Sea. *Science of the Total Environment* 783, 146899. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146899>

EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Produção de Moluscos em Santa Catarina - 2021. <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiaN2I1YzhiNzQtYzNiNS00MjVmLTg0N2UtNTM1YWJhYWFiODgyliwidCI6ImExN2QwM2ZjLTRiYWMMtNGI2OC1iZDY4LWUzOTYzYTJlYzRlNiJ9> (accessed 10 February 2023).

Ferreira, J.F., Besen, K., Wormsbecher, A.G., Dos Santos, R.F., 2006. Physical-Chemical Parameters of Seawater Mollusc Culture Sites in.

Filgueira, R., Guyonnet, T., Comeau, L., Mckindsey, C.W., 2015. Modelling Carrying Capacity of Bivalve Aquaculture: A Review of Definitions and Methods, *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2493-6>

Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022, The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>

Galimany, E., Lunt, J., Freeman, C.J., Reed, S., Segura-García, I., Paul, V.J., 2017. Feeding behavior of eastern oysters *Crassostrea virginica* and hard clams *Mercenaria mercenaria* in shallow estuaries. *Mar Ecol Prog Ser* 567, 125–137. <https://doi.org/10.3354/meps12050>

Galtsoff, P.S., 1964. The American Oyster *Crassostrea virginica* Gmelin. *Fishery bulletin of the Fish and Wildlife Service* 64, 1–15.

Garbossa, L.H.P., Vanz, A., Fernandes, L., Souza, R.V. de, Vianna, F.L., Rupp, G., 2014. MODELLING AND VALIDATION OF THE SANTA CATARINA ISLAND BAYS HYDRODYNAMICS BASED ON ASTRONOMIC TIDES AND MEASURED TIDES, in: 11th International Conference on Hydroinformatics. New York - USA.

- Gosling, E., 2003. *Bivalve Molluscs: Biology, Ecology and Culture*, Syria Studies. Fishing News Books.
- Grant, C., Archambault, P., Olivier, F., McKindsey, C., 2012. Influence of 'bouchot' mussel culture on the benthic environment in a dynamic intertidal system. *Aquac Environ Interact* 2, 117–131. <https://doi.org/10.3354/aei00035>
- Haven, D.S., Morales-Alamo, R., 1966. Aspects of Biodeposition By Oysters and Other Invertebrate Filter Feeders. *Limnol Oceanogr* 11, 487–498. <https://doi.org/10.4319/lo.1966.11.4.0487>
- Hawkins, A.J.S., Smith, R.F.M., Bayne, B.L., Héral, M., 1996. Novel observations underlying the fast growth of suspension-feeding shellfish in turbid environments: *Mytilus edulis*. *Mar Ecol Prog Ser* 131, 179–190.
- Hayakawa, Y., Kobayashi, M., Izawa, M., 2001. Sedimentation flux from mariculture of oyster (*Crassostrea gigas*) in Ofunato estuary, Japan. *ICES Journal of Marine Science* 58, 435–444. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.1036>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2021. Quantidade produzida de ostras, vieiras e mexilhões em 2021. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/pesquisa/18/0?tipo=ranking&indicador=16488> (accessed 10 February 2023).
- Iglesias, J.I.P., Urrutia, M.B., Navarro, E., Ibarrola, I., 1998. Measuring feeding and absorption in suspension-feeding bivalves: An appraisal of the biodeposition method. *J Exp Mar Biol Ecol* 219, 71–86. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00175-5](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00175-5)
- Jaramillo, E., Bertrán, C., Bravo, A., 1992. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 82, 85–94. <https://doi.org/10.3354/meps082085>
- Lima, R. de C.D., Ferreira, J.P.R., Santo, C.M. do E., Silva, F.C. da, Gomes, C.H.A. de M., Melo, C.M.R. de, 2023. Spat of pacific oysters (*Crassostrea gigas*) grown in subtropical environments. *Journal of Applied Aquaculture* 00, 1–23. <https://doi.org/10.1080/10454438.2023.2231432>
- Lin, J., Li, C., Zhang, S., 2016. Hydrodynamic effect of a large offshore mussel suspended aquaculture farm. *Aquaculture* 451, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.08.039>
- Linnaeus, 1758. C. von., n.d. *Systema Naturae Per Regna Tria Naturae*. Impensis Direct. Laurentii Salvii. Holmiae ((1758),). doi:10.5962/bhl.title.542.
- Locher, B., Hurst, N.R., Walters, L.J., Chambers, L.G., 2021. Juvenile Oyster (*Crassostrea virginica*) Biodeposits Contribute to a Rapid Rise in Sediment Nutrients on Restored Intertidal Oyster Reefs (Mosquito Lagoon, FL, USA). *Estuaries and Coasts* 44, 1363–1379. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00874-2>
- Lysiak-Pastuszak, E., Andersens, H.C., 2004. Chemical measurements in the Baltic Sea: Guidelines on quality assurance. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*.

- Magni, P., Montani, S., Takada, C., Tsutsumi, H., 2000. Temporal scaling and relevance of bivalve nutrient excretion on a tidal flat of the Seto Inland Sea, Japan. *Mar Ecol Prog Ser* 198, 139–155. <https://doi.org/10.3354/meps198139>
- Mallet, A.L., Carver, C.E., Landry, T., 2006. Impact of suspended and off-bottom Eastern oyster culture on the benthic environment in eastern Canada. *Aquaculture* 255, 362–373. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.11.054>
- Mitchell, I.M., 2006. In situ biodeposition rates of Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) on a marine farm in Southern Tasmania (Australia). *Aquaculture* 257, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.02.061>
- Nascimento, V.S. do, Lapa, K.R., Gomes, C.H.A. de M., Gray, M., Silva, G. da, Garbossa, L.H.P., Suplicy, F.M., Melo, C.M.R. de, 2022. Filtration and biodeposition rates of *Crassostrea* oysters for southern Brazilian waters. *Reg Stud Mar Sci* 56, 102677. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102677>
- Navarro, J.M., Thompson, R.J., 1997. Biodeposition by the horse mussel *Modiolus modiolus* (Dillwyn) during the spring diatom bloom. *J Exp Mar Biol Ecol* 209, 1–13. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(96\)02681-0](https://doi.org/10.1016/0022-0981(96)02681-0)
- Newell, R.I.E., 2006. A framework for developing “ecological carrying capacity” mathematical models for bivalve mollusc aquaculture. *Bull. Fish. Res. Agen.* 19.
- Newell, R.I.E., 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. *J Shellfish Res* 23, 51–61.
- Newell, R.I.E., Fisher, T.R., Holyoke, R.R., Cornwell, J.C., 2005. Influence of Eastern Oysters on Nitrogen and Phosphorus Regeneration in Chesapeake Bay, USA. *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems* 93–120. [https://doi.org/10.1007/1-4020-3030-4\\_6](https://doi.org/10.1007/1-4020-3030-4_6)
- Newell, R.I.E., Jordan, S.J., 1983. Preferential ingestion of organic material by the American oyster *Crassostrea virginica*\*. *Mar Ecol Prog Ser* 13, 47–53.
- O’Shea, R., Collins, A., Howe, C., 2022. Offshore Multi-use setting: Introducing integrative assessment modelling to alleviate uncertainty of developing Seaweed Aquaculture inside Wind Farms. *Environmental Challenges* 8. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100559>
- Sakamaki, T., Hayashi, K., Zheng, Y., Fujibayashi, M., Nishimura, O., 2020. Effects of oyster age on selective suspension-feeding and the chemical composition of biodeposits: Insights from fatty acid analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 644, 75–89. <https://doi.org/10.3354/meps13359>
- Sakamaki, T., Nishimura, O., 2007. Physical control of sediment carbon content in an estuarine tidal flat system (Nanakita River, Japan): A mechanistic case study. *Estuar Coast Shelf Sci* 73, 781–791. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.03.019>
- Sakamaki, T., Zheng, Y., Hatakeyama, Y., Fujibayashi, M., Nishimura, O., 2022. Effects of spatial scale on assessments of suspension bivalve aquaculture for

productivity and environmental impacts. *Aquaculture* 553, 738082. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738082>

Schmitt, J.F., 2002. Efeito de diferentes condições ambientais em áreas de cultivo sobre alimentação e biodeposição do mexilhão *Perna perna* 89.

Silva, E., Garbossa, L.H.P., Nuñez, A.P.O., Lapa, K.R., 2019. Hydrodynamic modelling of the dispersion and deposition of biodeposits from marine bivalve mollusc farming under neap and spring tides in Santa Catarina Island Bays. *Aquaculture* 501, 507–514. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.11.001>

Souza, G.K., Kuroshima, K.N., Gustavo, J., Abreu, J.G.N., Manzoni, G.C., 2022. Speciation and distribution of sedimentary phosphorus in an important mariculture area , Armação do Itapocoroy Bay , Southern Brazil. *Reg Stud Mar Sci* 49. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102137>

Strickland, . D. H., Parsons, T.R., 1972. A Practical Handbook, Second Edi. ed, The Journal of Higher Education. Fisheries Research Board of Canada. <https://doi.org/10.2307/1979241>

Suplicy, F.M., 2004. Population and ecophysiological modelling of the cultured mussel. *Aquaculture*.

Thunberg, C.P., 1793. Tekning och Beskrifning på en stor Ostronsort ifrån Japan Konglia Vetenskaps-akademiens Handl., 14 (1793) (1793), pp. 140-142.

Vasechkina, E.F., 2023. Modeling the environmental impact of mussels' cultivation in the coastal zone of Crimea. *Ecol Modell* 476. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110245>

Walker, T.R., Grant, J., Weise, A.M., McKindsey, C.W., Callier, M.D., Richard, M., 2014. Influence of suspended mussel lines on sediment erosion and resuspension in Lagune de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec, Canada. *Aquaculture* 433, 450–457. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.07.006>

Weise, A.M., Cromey, C.J., Callier, M.D., Archambault, P., Chamberlain, J., McKindsey, C.W., 2009. Shellfish-DEPOMOD: Modelling the biodeposition from suspended shellfish aquaculture and assessing benthic effects. *Aquaculture* 288, 239–253. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.12.001>

## **4 CONCLUSÃO GERAL**

Este trabalho permitiu o desenvolvimento e a validação de uma nova metodologia para determinação das velocidades verticais de sedimentação dos biodepósitos de moluscos marinhos bivalves, apresentando resultados de forma rápida e econômica quando comparados a outros métodos já apontados na literatura. Foi possível apontar as velocidades de amostras de fezes e amostras compostas de fezes e pseudofezes para as espécies e locais de coleta analisados. Para determinar as velocidades verticais de sedimentação as partículas de pseudofezes são necessários ensaios com tempo superior a 25 minutos, uma vez que observamos que este tempo não foi suficiente para sedimentação das partículas de pseudofezes dos moluscos. Além disso, foi avaliada a caracterização química dos biodepósitos com relação a carbono orgânico total, nitrogênio total e fósforo total para ambas as espécies estudadas e locais. Os resultados apontaram diferença significativa para o carbono orgânico total dos biodepósitos, superior em CBS quando comparado à SBQ, para ambas as espécies. E em conjunto, a determinação das taxas de produção de biodepósitos, as quais não apresentaram diferenças significativas entre espécies e locais de coleta. A assimilação desses dados fornece uma base para sua integração em modelos matemáticos hidrodinâmicos e ecossistêmicos, permitindo assim a compreensão dos processos biogeoquímicos que ocorrem em ambientes aquáticos. Tais estudos são cruciais para avaliar a capacidade de suporte dos ambientes, particularmente em pesquisas focadas no cultivo de moluscos.

## **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O estudo desenvolvido teve como foco a busca por informações relacionadas à caracterização dos biodepósitos de moluscos marinhos cultivados na Baía da Ilha de Santa Catarina, local em que se cultiva o maior volume de moluscos marinhos comercializados no Brasil. Existe uma diversidade de estudos relacionados à fisiologia energética de moluscos marinhos, no entanto, esta relaciona-se diretamente com o local de cultivo, e é alterada em função dos parâmetros de qualidade água, como a temperatura, qualidade e quantidade do séston e outros, além das características biológicas do animal.

Com base no exposto acima, em determinados momentos, para estudos, não podemos considerar as taxas de produção de biodepósitos, por exemplo, de determinado local para cálculo da capacidade de suporte em outro local. Desta maneira, nosso estudo teve foco na determinação de características dos biodepósitos com o intuito de que estes dados sejam utilizados, futuramente, para estudos relacionados à construção de cenários de previsão acerca dos cultivos de moluscos marinhos e as características que o envolvem.

Estudos de modelagem hidrodinâmica e ecossistêmicos que permitam avaliar a dispersão de partículas de fezes e pseudofezes no meio aquático, realizar o mapeamento de zonas de acumulação de biodepósitos, analisar as interações entre a coluna de água e o sedimento, bem como estudar a capacidade de suporte do ambiente são fundamentais para a continuidade da malacocultura no Brasil. Nosso estudo contribuiu com a divulgação de dados que poderão ser utilizados na gestão do cultivo de moluscos na Baía da Ilha de Santa Catarina, e mais pesquisas devem ser realizadas, especialmente com relação à capacidade de suporte do ambiente.

Com relação à velocidade de sedimentação de biodepósitos, especialmente para as partículas de pseudofezes, sugerimos que em estudos posteriores o tempo de acompanhamento seja superior a 25 minutos. As pseudofezes são partículas bastante finas e em nossos ensaios iniciais, após 3 horas não foi possível observar um pico claro de turbidez em relação ao tempo. Uma outra opção é realizar a determinação da velocidade de sedimentação de pseudofezes através de outras metodologias, como aquelas relacionadas a filmagens que permitem calcular o deslocamento das partículas através de algoritmos.

Também vale ressaltar que a coluna de sedimentação se mostrou adequada para a avaliação da velocidade de sedimentação dos biodepósitos, no entanto, ajustes são sugeridos, como a introdução de uma pequena comporta para liberação das amostras na parte superior, buscando ainda mais a diminuição da turbulência na parte superior da coluna.

Para a determinação de taxas de produção de biodepósitos e demais taxas fisiológicas, sugere-se que as pesquisas sejam realizadas um número maior de ensaios que o que utilizamos em nosso estudo, tendo em vista que há grande variação das condições ambientais e, em consequência, dos parâmetros de qualidade de água, os quais influenciam diretamente as taxas fisiológicas.

Nosso estudo possibilitou a determinação de parâmetros essenciais no *input* de dados aos modelos hidrodinâmicos e ecossistêmicos, contribuindo para o desenvolvimento do cultivo de moluscos em Florianópolis e as cidades ao redor.

## 6 REFERÊNCIAS DA INTRODUÇÃO GERAL

- BARBIERI, Edison *et al.* Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 385–398, 2014.
- BAYNE, Brian. **Biology of Oysters**. [S. l.]: Academic Press, 2017-. ISSN 0167-9309.
- BEVERIDGE, Malcolm. **Cage Aquaculture, Third Edition**. 3rd. ed.ed. [S. l.]: Blackwell, 2004.
- BONETTI, Carla; BONETTI, Jarbas; BARCELLOS, Roberto Lima. Caracterização sedimentar e geoquímica de sistemas costeiros com ênfase na avaliação da influência de sítios de cultivo de moluscos. *In*: BARROSO, Gilberto Fonseca; POERSCH, Luís Henrique da Silva; CAVALLI, Ronaldo Oliveira (org.). **Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e socio-econômicos**. [S. l.: s. n.], 2004. p. 139–150.
- BELTRAME, E.; BONETTI, J. Seleção de sítios para o cultivo de camarões marinhos em Santa Catarina com apoio de um sistema de informação geográfica. *In*: BARROSO, Gilberto Fonseca; POERSCH, Luís Henrique da Silva; CAVALLI, Ronaldo Oliveira (org.). **Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. p. 316.
- CALLIER, Myriam D. *et al.* Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): Biodeposit production and dispersion. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 322, p. 129–141, 2006.
- CHAMBERLAIN, Jon. **Modelling the Environmental Impacts of Suspended Mussel (Mytilus edulis L.) Farming**. 2002. 206 f. - Napier University - Edinburgh, [s. l.], 2002.
- CHANG, Bd *et al.* Organic enrichment at salmon farms in the Bay of Fundy, Canada: DEPOMOD predictions versus observed sediment sulfide concentrations. **Aquaculture Environment Interactions**, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 185–208, 2014. Disponível em: <http://www.int-res.com/abstracts/aei/v5/n3/p185-208/>. Acesso em: 23 set. 2014.
- CROMEY, Chris J *et al.* MERAMOD: predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. **Aquaculture Environment Interactions**, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 157–176, 2012. Disponível em: <http://www.int-res.com/abstracts/aei/v2/n2/p157-176/>. Acesso em: 28 set. 2014.
- DILLWYN, 1817. A Descriptive Catalogue of Recent Shells : Arranged According to the Linnæan Method; **J. and A. Arch**, London (1817), 10.5962/bhl.title.10437.
- EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Produção de Moluscos em Santa Catarina - 2021. <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjojN2I1YzhiNzQtYzNiNS00MjVmLTg0N2UtNTM1YWJhYWFiODgyliwidCI6ImExN2QwM2ZjLTRiYWMtNGI2OC1iZDY4LWUzOTYzYTJlYzRlNiJ9>. Acesso em: 23 fev. 2023.

FERREIRA, J. G. *et al.* Modelling of interactions between inshore and offshore aquaculture. **Aquaculture**, [s. l.], v. 426–427, p. 154–164, 2014. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848614000477>. Acesso em: 5 ago. 2014.

FERREIRA, Jaime Fernando; OLIVEIRA NETO, Francisco Manoel. Cultivo de moluscos em Santa Catarina. *In*: BARROSO, Gilberto Fonseca; POERSCH, Luís Henrique da Silva; CAVALLI, Ronaldo Oliveira (org.). **Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos**. [S. l.]: Museu Nacional, 2007. p. 315.

FILGUEIRA, R *et al.* Ecosystem modelling for ecosystem-based management of bivalve aquaculture sites in data-poor environments. **Aquaculture Environment Interactions**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 117–133, 2013. Disponível em: <http://www.int-res.com/abstracts/aei/v4/n2/p117-133/>. Acesso em: 14 set. 2014.

FILGUEIRA, Ramón; *et al.* **Modelling Carrying Capacity of Bivalve Aquaculture: A Review of Definitions and Methods**. [S. l.: s. n.], 2015.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2022**. [S. l.]: FAO, 2022.

FORREST, Barrie M. *et al.* Bivalve aquaculture in estuaries: Review and synthesis of oyster cultivation effects. **Aquaculture**, [s. l.], v. 298, n. 1–2, p. 1–15, 2009. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848609008278>. Acesso em: 9 jul. 2014.

FORSBERG, Pernille L. *et al.* Impact of mussel bioengineering on fine-grained sediment dynamics in a coastal lagoon: A numerical modelling investigation. **Journal of Marine Systems**, [s. l.], v. 176, n. July, p. 1–12, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2017.07.008>.

GOSLING, Elizabeth. **Bivalve Molluscs: Biology, Ecology and Culture**. [S. l.]: Fishing News Books, 2003-. ISSN 17549469.v. 7 Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/269107473\\_What\\_is\\_governance/link/548173090cf22525dcb61443/download%0Ahttp://www.econ.upf.edu/~reynal/Civilwars\\_12December2010.pdf%0Ahttps://think-asia.org/handle/11540/8282%0Ahttps://www.jstor.org/stable/41857625](https://www.researchgate.net/publication/269107473_What_is_governance/link/548173090cf22525dcb61443/download%0Ahttp://www.econ.upf.edu/~reynal/Civilwars_12December2010.pdf%0Ahttps://think-asia.org/handle/11540/8282%0Ahttps://www.jstor.org/stable/41857625).

HATAKEYAMA, Yuji *et al.* Sources and oxygen consumption of particulate organic matter settling in oyster aquaculture farms: Insights from analysis of fatty acid composition. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 254, n. March, p. 107328, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107328>.

HENDERSON, By A *et al.* Use of hydrodynamic and benthic models for managing environmental impacts of marine aquaculture. **Journal of Applied Ichthyology**, [s. l.], v. 17, n. 4, p. 163–172, 2001. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1439-0426.2001.00313.x>.

HUGGINS, D L; PIEDRAHITA, R H; RUMSEY, T. Analysis of sediment transport modeling using computational fluid dynamics (CFD) for aquaculture raceways.

**Aquacultural Engineering**, [s. l.], v. 31, n. 3–4, p. 277–293, 2004. Disponível em: <Go to ISI>://WOS:000224009400009. Acesso em: 9 set. 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2021. Quantidade produzida de ostras, vieiras e mexilhões em 2021. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/pesquisa/18/0?tipo=ranking&indicador=16488>. Acesso em: 14 dez. 2023.

JAMBRINA Y LEAL, Maria de la Concepción. Aproximação metodológica ao diagnóstico de áreas litorâneas com aptidão para maricultura: aplicações no Estado de São Paulo. 2000. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000. Acesso em: 07 mar. 2024.

JARAMILLO, E.; BERTRÁN, C.; BRAVO, A. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 82, p. 85–94, 1992.

KEELEY, Nb *et al.* Predictive depositional modelling (DEPOMOD) of the interactive effect of current flow and resuspension on ecological impacts beneath salmon farms. **Aquaculture Environment Interactions**, [s. l.], v. 3, n. 3, p. 275–291, 2013. Disponível em: <http://www.int-res.com/abstracts/aei/v3/n3/p275-291/>. Acesso em: 28 set. 2014.

LACOSTE, Élise *et al.* Science of the Total Environment Changes in infaunal assemblage structure in fl uence nutrient fl uxes in sediment enriched by mussel biodeposition. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 692, p. 39–48, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.235>.

LIN, Jun; LI, Chunyan; ZHANG, Shouyu. Hydrodynamic effect of a large offshore mussel suspended aquaculture farm. **Aquaculture**, [s. l.], v. 451, p. 147–155, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.08.039>.

LINNEAUS, C. von., n.d. 1758. Systema Naturae Per Regna Tria Naturae. Impensis Direct. Laurentii Salvii. Holmiae (1758). doi:10.5962/bhl.title.542.

MAGALHÃES, Aimê Rachel Magenta; FERREIRA, Jaime Fernando. Cultivo de Mexilhões. *In*: POLI, Carlos Rogério; POLI, Annia Teclia B.; ANDREATTA, Edemar; BELTRAME, Elpídio (org.). **Aquicultura: Experiências Brasileiras**. [S. l.: s. n.], 2004. p. 221–250.

NAVAS, Juan M.; TELFER, Trevor C.; ROSS, Lindsay G. Application of 3D hydrodynamic and particle tracking models for better environmental management of finfish culture. **Continental Shelf Research**, [s. l.], v. 31, n. 6, p. 675–684, 2011. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0278434311000124>. Acesso em: 9 set. 2014.

NEWELL, R I E *et al.* Influence of Eastern Oysters on Nitrogen and Phosphorus Regeneration in Chesapeake Bay, USA. **The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems**, [s. l.], n. Boicourt 1992, p. 93–120, 2005.

NORKKO, A. *et al.* Benthic-pelagic coupling and suspension-feeding bivalves: Linking site-specific sediment flux and biodeposition to benthic community structure. **Limnology and Oceanography**, [s. l.], v. 46, n. 8, p. 2067–2072, 2001.

PERÁN, A L *et al.* Modelling the environmental and productive carrying capacity of a great scale aquaculture park in the Mediterranean coast and its implications. *In*: MATEUS, M.; NEVES, R. (org.). **Ocean modelling for coastal management - Case studies with MOHID**. [S. l.]: IST Press, 2013.

PINTO, L *et al.* Modelling mussel growth in Tagus Estuary: a preliminary approach. *In*: MATEUS, M.; NEVES, R. (org.). **Ocean modelling for coastal management - Case studies with MOHID**. [S. l.]: IST Press, 2013. Disponível em: <http://www.mohid.com>.

ROSLAND, Rune *et al.* Modelling growth variability in longline mussel farms as a function of stocking density and farm design. **Journal of Sea Research**, [s. l.], v. 66, n. 4, p. 318–330, 2011.

SAKAMAKI, Takashi *et al.* Effects of oyster age on selective suspension-feeding and the chemical composition of biodeposits: Insights from fatty acid analysis. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 644, p. 75–89, 2020.

SAKAMAKI, Takashi *et al.* Effects of spatial scale on assessments of suspension bivalve aquaculture for productivity and environmental impacts. **Aquaculture**, [s. l.], v. 553, n. February, p. 738082, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738082>.

SARAIVA, Sofia. **Modelling bivalves in estuaries and coastal areas**. 2014. 195 f. - VU University Amsterdam, [s. l.], 2014.

SARAIVA, S. *et al.* Modelling feeding processes in bivalves: A mechanistic approach. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 222, n. 3, p. 514–523, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.031>.

SEWALD, A. M. *et al.* Caracterização Química do Extrato Orgânico de Sedimentos em Áreas de Cultivo de Ostras e Mexilhões na Baía Sul de Florianópolis, SC. **Revista virtual de química**, [s. l.], v. 4, n. 4, p. 413–433, 2012.

SILVA, Eliziane *et al.* Hydrodynamic modelling of the dispersion and deposition of biodeposits from marine bivalve mollusc farming under neap and spring tides in Santa Catarina Island Bays. **Aquaculture**, [s. l.], v. 501, p. 507–514, 2019.

SUPLICY, Felipe Matarazzo. A review of the multiple benefits of mussel farming. **Reviews in Aquaculture**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 204–223, 2020.

SUPLICY, Felipe Matarazzo. Population and ecophysiological modelling of the cultured mussel. **Aquaculture**, [s. l.], 2004. Disponível em: [file:///C:/Users/Acer/Documents/Mendeley Desktop/RENOMEADO/Suplicy - 2004 - Population and ecophysiological modelling of the cultured mussel.pdf](file:///C:/Users/Acer/Documents/Mendeley%20Desktop/RENOMEADO/Suplicy%20-%20Population%20and%20ecophysiological%20modelling%20of%20the%20cultured%20mussel.pdf).

THUNBERG, C.P., 1793. Tekning och Beskrifning på en stor Ostronsort ifrån **Japan Konglia Vetenskaps-akademiens** Handl., 14 (1793) (1793), pp. 140-142.

VINTHER, Hanne Fogh; HOLMER, Marianne. Experimental test of biodeposition and ammonium excretion from blue mussels (*Mytilus edulis*) on eelgrass (*Zostera marina*) performance. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [s. l.], v. 364, n. 2, p. 72–79, 2008.

WALKER, Tony R. *et al.* Influence of suspended mussel lines on sediment erosion and resuspension in Lagune de la Grande Entrée, Îles-de-la-Madeleine, Québec, Canada. **Aquaculture**, [s. l.], v. 433, p. 450–457, 2014. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848614003408>. Acesso em: 1 set. 2014.

WEISE, Andrea M. *et al.* Shellfish-DEPOMOD: Modelling the biodeposition from suspended shellfish aquaculture and assessing benthic effects. **Aquaculture**, [s. l.], v. 288, n. 3–4, p. 239–253, 2009.

WILDISH, D.; KRISTMANSON, D. (1997) Mechanisms of seston capture and benthic populations and flow. In: Wildish, D. and Kristmanson, D., Eds., **Benthic Suspension Feeders and Flow**, Cambridge University Press, Cambridge, 270-312