



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE – CCBS

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - IBIO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL)

MESTRADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Nathália Rodrigues Corrêa da Silva

BIORREMEDIÇÃO DE LAGOAS COSTEIRAS EUTROFIZADAS: POTENCIAIS
ESPÉCIES E IMPLICAÇÕES À BIODIVERSIDADE

Rio de Janeiro

2022

Nathália Rodrigues Corrêa da Silva

BIORREMEDIAÇÃO DE LAGOAS COSTEIRAS EUTROFIZADAS: POTENCIAIS
ESPÉCIES E IMPLICAÇÕES À BIODIVERSIDADE

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-
Graduação em Biodiversidade Neotropical do
Instituto de Biociências da Universidade
Federal do Estado do Rio de Janeiro, como
requisito parcial para obtenção do título de
Mestre em Ciências Biológicas

Orientador: Raquel de Almeida Ferrando Neves

Rio de Janeiro

2022

FICHA CATALOGRÁFICA

R586 Rodrigues, Nathália
BIORREMEDIAÇÃO DE LAGOAS COSTEIRAS EUTROFIZADAS:
POTENCIAIS ESPÉCIES E IMPLICAÇÕES À BIODIVERSIDADE /
Nathália Rodrigues. -- Rio de Janeiro, 2022.
61

Orientadora: Raquel Neves.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do
Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação
em Ciências Biológicas, 2022.

1. biorremediação. 2. eutrofização.. 3. bivalves.
4. taxas alimentares. 5. Lagoa Rodrigo de Freitas.
I. Neves, Raquel , orient. II. Título.

Nathália Rodrigues Corrêa da Silva

**BIORREMEDIAÇÃO DE LAGOAS COSTEIRAS EUTROFIZADAS: POTENCIAIS
ESPÉCIES E IMPLICAÇÕES À BIODIVERSIDADE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre(a) em Ciências Biológicas.

Aprovada em 30 de março de 2022.

Banca Examinadora

Raquel de A. F. Neves

Dr(a). Raquel de Almeida Ferrando Neves (Orientadora)
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)

Luciano Neves dos Santos

Dr(a). Luciano Neves dos Santos
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)

Mariana de V. Contins Gonçalves

Dr(a). Mariana de Vasconcelos Contins Gonçalves
(Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela capacitação e coragem para enfrentar cada obstáculo, principalmente na fase crítica da pandemia.

A minha orientadora, Dra. Raquel Neves pelo apoio incondicional, por me ensinar e acompanhar cada etapa, desde as coletas, ensaios e análises para elaboração do presente estudo.

Ao Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) pelo apoio financeiro ao projeto, para compra de materiais e equipamentos essenciais para realização da pesquisa.

A Capes pela bolsa concedida durante o período de vigência do mestrado, fundamental para a minha permanência na pós-graduação.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas pela atenção, disponibilidade e dedicação em ensinar.

Aos meus amigos e familiares, pelas orações e incentivo.

RESUMO

A eutrofização é um dos principais impactos nos ecossistemas costeiros e seus efeitos negativos possibilitaram a aplicação de bivalves como solução para a melhoria da água. Esses organismos apresentam importante papel para o funcionamento regular do ecossistema, pois fornecem serviços reguladores, como remoção e ciclagem de nutrientes, além de servirem de habitat e alimento para outros grupos. O presente estudo avaliou o potencial de biorremediação dos bivalves dominantes da Lagoa Rodrigo de Freitas, o nativo *Brachidontes darwinianus* e o invasor *Mytilopsis leucophaeata*, além da capacidade da espécie invasora em remover e ingerir material particulado em suspensão em condições hipereutróficas. A espécie nativa demonstrou ser mais eficiente na concentração de séston mais baixa ($0,101 \text{ mg L}^{-1}$); o invasor parece não ter vantagem competitiva para obtenção de alimento no sistema introduzido. Maiores quantidades de material particulado em suspensão limitaram a capacidade do invasor de remover e ingerir partículas orgânicas em suspensão afetando negativamente suas taxas alimentares. No entanto, para as condições de qualidade de água atuais da Lagoa ($\bar{x} 0,015 \text{ mg SPM L}^{-1}$), ainda tem capacidade de responder positivamente aos aportes locais de matéria orgânica. O manejo de *M. leucophaeata* nas áreas onde ocorrem descargas pontuais de matéria orgânica poderia reduzir o material particulado em suspensão, sendo necessário cautela para evitar novas introduções. Mais estudos devem ser realizados para avaliar a influência dos processos do bivalve invasor sobre o nativo, a comunidade macrofaunística e o funcionamento da Lagoa. Medidas efetivas, como regulação sanitária e controle de efluentes devem ser tomadas para evitar a configuração de piores cenários de qualidade da água, como condições hipereutróficas.

PALAVRAS-CHAVE: eutrofização; biorremediação; bivalves; taxa de remoção; taxa de ingestão; Lagoa Rodrigo de Freitas.

ABSTRACT

Eutrophication is one of the main impacts on coastal ecosystems and its negative effects made it possible to apply bivalves as a solution to improve water. These organisms play an important role in the regular functioning of the ecosystem, as they provide regulatory services, such as nutrient removal and cycling, in addition to serving as habitat and food for other groups. The present study evaluated the bioremediation potential of the dominant bivalves of Rodrigo de Freitas Lagoon, the native *Brachidontes darwinianus* and the invader *Mytilopsis leucophaeata*, as well as the ability of the invasive species to remove and ingest suspended particulate matter under hypereutrophic conditions. The native proved to be more efficient at the lowest seston concentration (0.101 mg L^{-1}); the invader appears to have no competitive advantage in obtaining food in the introduced system. Larger amounts of suspended particulate matter limited the ability of invader to remove and ingest suspended organic particles, negatively affecting their feeding rates. However, for the current water quality conditions of the Lagoon ($0.015 \text{ mg SPM L}^{-1}$), it still has the capacity to respond positively to local inputs of organic matter. The management of *M. leucophaeata* in areas where organic matter discharges occur could reduce the particulate matter in suspension, requiring caution to avoid other introductions. More studies should be carried out to evaluate the influence of the invasive bivalve processes on the native, the macrofaunistic community and the functioning of the Lagoon. Effective measures, as sanitary regulation and effluent control must be taken to avoid the configuration of worst-case water quality scenarios, such as hypereutrophic conditions.

KEYWORDS: eutrophication; bioremediation; bivalves; removal rate; ingestion rate; Rodrigo de Freitas Lagoon.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
OBJETIVO GERAL.....	3
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	3
CAPÍTULO 1 – As respostas alimentares de um bivalve invasor supera o nativo? Possíveis implicações para o sucesso de invasão de <i>Mytilopsis leucophaeata</i>	7
1. INTRODUÇÃO.....	7
2. METODOLOGIA.....	8
2.1 Área de Estudo.....	8
2.2 Coleta do séston natural	9
2.3 Coleta dos organismos filtradores.....	10
2.4 Desenho Experimental	11
2.5 Determinação do material particulado e taxas alimentares.....	12
2.6 Análises estatísticas	14
3. RESULTADOS	14
3.1 Caracterização do séston nas concentrações testadas	14
3.2 Taxas de remoção e ingestão pela espécie invasora e nativa.....	16
4. DISCUSSÃO.....	19
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	21
CAPÍTULO 2 - Condições de hipereutrofização limitam as taxas de remoção e ingestão pelo bivalve invasor <i>Mytilopsis leucophaeta</i> (Dreissenidae)	24
1. INTRODUÇÃO.....	24
2. METODOLOGIA.....	26
2.1 Área de Estudo.....	26
2.2 Coleta do séston natural	27
2.3 Coleta e triagem do bivalve invasor.....	28
2.4 Desenho Experimental	28
2.5 Análises laboratoriais.....	29
2.6 Determinação das taxas de remoção e ingestão do falso-mexilhão.....	31
2.7 Análises estatísticas	31
3. RESULTADOS	32
3.1 Composição do séston nos diferentes tratamentos.....	32
3.2 Taxas de remoção e ingestão pelos bivalves invasores	33

4. DISCUSSÃO.....	38
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44
6. CONCLUSÃO GERAL	54

INTRODUÇÃO GERAL

Os problemas ambientais têm se tornado cada vez mais críticos e frequentes, sendo ocasionados, principalmente, pelo acelerado crescimento populacional aliado às ações antrópicas. Em 2010, o estudo realizado por pesquisadores do Centro de Análises Ecológicas da Universidade da Geórgia, nos Estados Unidos, evidenciou que o Brasil ocupa o 16º lugar no ranking dos principais países responsáveis pela poluição marinha, pois grande parte da população está concentrada em regiões costeiras (BBC, 2017).

A ocupação do território brasileiro ocorreu a partir do litoral, levando à concentração de sua população nas áreas litorâneas, onde importantes regiões metropolitanas se desenvolveram. Algumas delas se estabeleceram junto a baías, como a Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro (Bernardino & Franz, 2016). A cidade foi fundada na entrada da baía, pois é uma região estuarina, protegida e de fácil proteção contra invasores, sendo uma importante região portuária natural (Souza, 1997).

O aumento demográfico dessa região, associado ao desenvolvimento econômico e ao modo de vida da população, ocasionou impactos ambientais (Neto & Fonseca, 2011). Um exemplo é o aporte de esgoto doméstico, industrial e hospitalar em sistemas aquáticos (Campello, 2006). De acordo com estudo realizado pela instituição Trata Brasil, formado por empresas relacionadas aos avanços no saneamento básico e proteção dos recursos hídricos brasileiros, o município do Rio de Janeiro encontra-se na 43ª posição no Ranking do Saneamento Básico de 2021, tendo 65,62% do esgoto tratado por volume de água consumida.

O lançamento indiscriminado desses resíduos orgânicos e inorgânicos em corpos hídricos altera a qualidade da água, podendo comprometer os níveis tróficos e conseqüentemente o funcionamento regular do ecossistema local (Terlizzi et al., 2002). O investimento em tratamento de esgoto afeta tanto o ecossistema e a biodiversidade local, quanto a qualidade de vida da população, evitando a transmissão de doenças. Em 2015, as doenças de veiculação hídrica corresponderam a 2,35% de todas as internações no Brasil (OMS, 2015).

O aporte de matéria orgânica proveniente do esgoto doméstico bruto, principalmente de residências e estabelecimentos comerciais, é constituído por resíduos humanos (fezes e urina) e água residual oriunda de diversas atividades diárias, como asseio corporal, preparo de alimento, lavagem de roupas e utensílios domésticos (Von Sperling, 2005). Quando a quantidade de matéria orgânica é mais elevada do que a capacidade de autodepuração do ecossistema, ocorre a diminuição de oxigênio, e assim, comprometendo os processos metabólicos para produção de energia e reprodução dos organismos aquáticos (Mudge et al.,

2007).

A partir deste contexto atual de urbanização, a demanda por aumento na produção de recursos pesqueiros em sistemas de aquacultura e a consequente poluição orgânica dos corpos hídricos, técnicas físicas, químicas e biológicas vêm sendo empregadas para a recuperação e a atenuação de impactos ambientais (Mezyk et al., 2013; Price et al., 2015; Wei et al., 2019; Pous et al., 2020), além da restauração da biodiversidade e das funções de ecossistemas aquáticos degradados (Adams et al., 2005; Gao et al., 2017). Uma das técnicas comumente aplicadas é a biorremediação, definida como o uso de processos biológicos para degradar, transformar e remover contaminantes do ambiente (Huang et al., 2013; Ateia, 2016; Bagdanavičiūtė et al., 2018). Nesta técnica comumente se utiliza microrganismos, tais como fungos e bactérias, e plantas com capacidade de absorver e/ou utilizar poluentes e contaminantes como fonte de carbono e energia (Wood & McAtamney, 1994; Klecka et al., 2001). As tecnologias de biorremediação podem ser geralmente classificadas como *in situ* ou *ex situ*. A biorremediação *in situ* envolve o tratamento do material contaminado no local, enquanto *ex situ* envolve a remoção do material contaminado a ser tratado em outro lugar. Alguns exemplos de tecnologias de biorremediação são bioventação, cultivo de terras, biorreator, composição, bioaumentação, rizofiltração e bioestimulação (Prasad et al., 2012).

O uso de moluscos bivalves como ferramenta de remediação está sendo difundido uma vez que estes organismos são abundantes em ecossistemas aquáticos e possuem alta tolerância a vários poluentes, podendo bioacumular e translocar estes poluentes através da cadeia trófica (Maregoni et al., 2013). Além disto, a manutenção e a restauração da fauna nativa de bivalves tem sido reconhecidas como ferramentas importantes para a melhoria da qualidade de água (Kreeger et al., 2018). Estudos realizados com o bivalve invasor *Corbicula fluminea* relatam sua importância como sentinela para poluentes orgânicos, bem como capacidade de bioacumular contaminantes nos tecidos e tolerância aos efeitos da exposição a eles (Pereto et al., 2020). Alguns outros estudos levantaram a possibilidade de explorar essas capacidades com a finalidade de biorremediação. Por exemplo, um trabalho realizado no Rio Potomac (EUA) constatou que a biomassa desses moluscos estava diretamente relacionada às flutuações na qualidade da água, através do potencial da espécie como um biorremediador para cenários de eutrofização (Cohen et al., 1984).

Desta forma, visando testar a biorremediação como ferramenta para o manejo de lagunas costeiras eutrofizadas, a Lagoa Rodrigo de Freitas foi escolhida como modelo em função da sua relevância ambiental, econômica, social, paisagística e cultural para a cidade do Rio de Janeiro.

Apesar de ser nomeada “lagoa”, esse sistema é caracterizado como uma laguna, i.e., corpos d’água lênticos, de diferentes tamanhos, ligados ao mar por fluxo e refluxo (Campello, 2006). Dentre os serviços ecossistêmicos desta laguna pode-se citar a produção pesqueira, atividades econômicas, esportivas e de lazer, constituindo um dos principais cartões-postais do Rio de Janeiro de grande valor afetivo para o carioca. Contudo, diversos problemas ambientais são constatados neste ecossistema aquático, como excesso de matéria orgânica, ocorrência de microrganismos patogênicos, contaminação por elementos-traço, baixa oxigenação da água e esporádicas mortandades de peixes (Glibert, 2017).

OBJETIVO GERAL

O presente projeto tem como objetivo avaliar a capacidade de biorremediação e a potencial aplicação de invertebrados filtradores em lagoas costeiras eutrofizadas, usando como modelo a Lagoa Rodrigo de Freitas.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Obter as taxas de remoção e ingestão de matéria orgânica por bivalves dominantes na Lagoa, em especial o nativo *Brachidontes darwinianus* e o invasor *Mytilopsis leucophaeata* (Capítulo 1);

2. Avaliar os níveis de eficiência e o potencial de aplicação do uso destes bivalves para controle da entrada excessiva de matéria orgânica na Lagoa, a partir da análise integrada dos dados obtidos nos experimentos laboratoriais e dados de campo (Capítulo 1);

3. Avaliar as taxas de remoção e ingestão da espécie de bivalve invasor *M. leucophaeata* frente à cenários de hipereutrofização de forma a avaliar seu potencial para depuração e modificação da qualidade de água em sistemas aquáticos introduzidos impactados por alta carga de matéria orgânica (Capítulo 2).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, S. M., Ryon, M. G., Smith, J. G., 2005. Recovery in diversity of fish and invertebrate communities following remediation of a polluted stream: investigating causal relationships. *Hydrobiologia* 542:77–93.

Ateia, M., Yoshimura, C., Nasr, M., 2016. *In-situ* Biological Water Treatment

Technologies for Environmental Remediation: A Review. *J Bioremediat Biodegrad* 7:3.

Bagdanavičiūtė, I., Umgiesser, G., Vaičiūtė, D., Bresciani, M., Kozlov, I., Zaiko, A., 2018. GIS-based multi-criteria site selection for zebra mussel cultivation: Addressing end-of-pipe remediation of a eutrophic coastal lagoon ecosystem. *Sci Total Environ* 634: 990–1003.

Bernardino, D.; Franz, B. Lixo flutuante na Baía de Guanabara: passado, presente e perspectivas para o futuro. *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Vol. 38, agosto 2016: UFPR.

BBC Brasil, 2017. Cinco gráficos que explicam como a poluição por plástico ameaça a vida na Terra. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/geral-42308171>> Acesso em: 31/08/2018.

Campello, F.D., 2006. A problemática da poluição por esgoto doméstico no sistema estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém (RS, Brasil): física e química da água e a resposta dos macroinvertebrados bentônicos. UFRGS. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

Gao, H., Qian, X., Wu, H., Li, H., Pan, H., Han, C., 2017. Combined effects of submerged macrophytes and aquatic animals on the restoration of a eutrophic water body-A case study of Gonghu Bay, Lake Taihu. *Ecol Eng* 102: 15-23.

Glibert, P. M., 2017. Eutrophication, harmful algae and biodiversity — Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes *Mar Pollut Bull* 04: 027.

Huang, L., Zhuo, J., Guo, W., Spencer, R. G. M., Zhang, Z., Xu, J., 2013. Tracing organic matter removal in polluted coastal waters via floating bed phytoremediation. *Mar Pollut Bull* 71: 74–82.

Klečka, G.M., Gonsior, S.J., West, R.J., Goodwin, P.A., Markham, D.A., 2001. Biodegradation of bisphenol a in aquatic environments: River die-away. *Environ Toxicol Chem* 20: 2725–2735.

Kreeger, D.A., Gatenby, C.M., Bergstrom, P.W., 2018. Restoration potential of several native species of bivalve molluscs for water quality improvement in Mid-Atlantic watersheds. *J Shellfish Res* 37: 1121.

Marengoni, N.C., Klosowski, E.S., Oliveira, K.P., Chambo, A.P.S., Junior, A.C.G., 2013. Bioacumulação de metais pesados e nutrientes no mexilhão dourado do reservatório da usina hidrelétrica de itaipu binacional. *Quim Nova* 36: 359-363.

Mezyk, S. P., Rickman, K. A., Hirsch, C. M., Dail, M. K., Scheeler, J., Foust, T., 2013. Advanced Oxidation and Reduction Process Radical Generation in the Laboratory and on a

Large Scale: An Overview. In: *Monitoring Water Quality*, pp. 227-248.

Mudge, S.M., Icely, J.D., Newton, A., 2007. Oxygen depletion in relation to water residence times. *J Environ Monit* 9: 1194–1198.

Neto, J. A. B., Fonseca, E. M., 2011. The Eastern Margin of Guanabara Bay (Rio De Janeiro) in the period of 1999-2008. *Journal Of Integrated Coastal Zone Management* 11(1):31-39.

Neves, R.A.F., Naveira, C., Miyahira, I.C., Portugal, S.G.M., Krepsky, N., Santos, L.N., 2020. Are invasive species always negative to aquatic ecosystem services? The role of dark false mussel for water quality improvement in a multi-impacted urban coastal lagoon. *Water Res.* 184, 116108.

OMS., 2015. Análise de indicadores relacionados à água para consumo humano e doenças de veiculação hídrica no Brasil, ano 2013, utilizando a metodologia da matriz de indicadores da Organização Mundial da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. 1ª edição.

Pereto, C., Coynel, A., Lerat-Hardy, A., Gourves, P.Y., Schäfer, J., Baudrimon, M., 2020. *Corbicula fluminea*: A sentinel species for urban Rare Earth Element origin. *Science of the Total Environment* 732: 138552.

Pous, N., Hidalgo, M., Serra, T., Colomer, J., Colprim, J., Salvado, V., 2020. Assessment of zooplankton-based eco-sustainable wastewater treatment at laboratory scale. *Chemosphere* 238: 124683.

Price, C., Black, K. D., Hargrave, B. T., Morris Jr, J. A., 2015. Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. *Aquacul Env Interac* 6: 151–174.

Prasad, M., Garg, G., Maheshwari, R., 2012. Decontamination of polluted water employing bioremediation processes: a review. *Int. J. LifeSc. Bt & Pharm* 2250-3137. Vol. 1, No. 3.

Souza, H. Uma agenda permanente para o poder público e a sociedade. In: Rosa, I.p.; Lacerda, W. A. (Coord.). *Tormentas Cariocas. Seminário de prevenção e controle dos efeitos dos temporais no Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ. 1997.

Terlizzi, A., Frascchetti, S., Guidetti, P., Boero, F., 2002. The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Mar Pollut Bul* 44: 544–550.

Von Sperling, M. 1995. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*:

princípios do tratamento biológico e ao tratamento de águas residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 240p.

Wei, Z., Huo, Y., Liu, Q., Yang, F., Long, L., Bi, H., Fan, C., He, P., 2019. A field scale evaluation of *gracilaria lemaneiformis* co-cultured with *crassostrea gigas* as a nutrient bioextraction strategy in yantian bay, China. *Algal Res* 38: 101 407.

Wood, B., McAtamney, C., 1994. The use of macrophytes in bioremediation. *Biotechnol Adv* 12: 653–662.

CAPÍTULO 1 – As respostas alimentares de um bivalve invasor supera o nativo? Possíveis implicações para o sucesso de invasão de *Mytilopsis leucophaeata*

1. INTRODUÇÃO

Os serviços oferecidos pelo meio ambiente, como ciclagem de nutrientes, água potável e regulação do ciclo hidrológico, por exemplo, são essenciais para a sobrevivência humana e manutenção da biodiversidade. Estes são conhecidos como Serviços Ecosistêmicos sendo classificados em quatro categorias: provisão, regulação, culturais e de suporte (Avaliação Ecosistêmica do Milênio, 2005). Nas últimas décadas, tem ocorrido um amplo crescimento na produção de aquicultura para fins alimentícios com a introdução intencional de espécies para este fim. Em 2018, a produção foi de 57 milhões de toneladas, sendo 17,7 milhões de moluscos bivalves (FAO, 2018). Além da sua importância para o abastecimento alimentar, esses organismos também provêm outros benefícios, tais como a contribuição para o sequestro de carbono (Filgueira et al., 2015), proteção da costa (Grabowski et al., 2012) e a melhoria da qualidade de água a partir da captação e ciclagem de nutrientes (Nizzoli et al., 2006; Grabowski et al., 2012; Needles et al., 2013). Apesar da sociedade humana usufruir de diversos serviços ecosistêmicos que demandam estuários saudáveis (MEA, 2005), ecossistemas estuarinos e costeiros estão entre os mais alterados e degradados (Needles et al., 2013). Dentre os impactos sofridos pelos ecossistemas estuarinos e costeiros estão a poluição orgânica (Zhang et al., 2015), poluição química (Hu et al., 2012), além do estabelecimento de espécies invasoras (Rodrigues et al., 2021). As espécies invasoras podem reduzir a biodiversidade local, competir com espécies nativas e comprometer o funcionamento do ecossistema aquático (Li et al., 2020; Florin et al., 2013).

Ecossistemas estuarinos são caracterizados por alta variabilidade dos fatores abióticos (ex. salinidade, temperatura, oxigênio) e produtividade biológica. A integração desses dois componentes nos diferentes tipos de ecossistemas aquáticos de transição determina condições para a organização e manutenção da biodiversidade (Basset et al., 2013) e para o fornecimento de bens e serviços. O grupo dos invertebrados aquáticos (ex. Porifera, Mollusca, Crustacea) possui a maior contribuição absoluta (em termos de números de espécies) na riqueza total de espécies não nativas de sistemas estuarinos e costeiros no Brasil (Santos et al., 2021). Na Lagoa Rodrigo de Freitas, um sistema costeiro multi-impactado localizado na cidade do Rio de Janeiro (sudeste do Brasil), o falso-mexilhão *Mytilopsis leucophaeata* foi registrado pela primeira vez em 2014 (Rizzo et al., 2014). Atualmente, esta espécie possui ampla distribuição por todo o perímetro da Lagoa sendo a espécie da macrofauna epibentônica mais abundante no sistema

(Maia-Neto et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). O bivalve *M. leucophaeata* é nativo do Golfo do México e da Costa Atlântica da América do Norte, sendo uma espécie invasora em ecossistemas costeiros na América do Sul (Brasil), Eurásia (da Espanha ao Irã), e Norte da África (Rodrigues et al., in press). No Brasil, existe registros deste gênero de molusco invasor, ressaltando os estados de Pernambuco e Rio de Janeiro como locais de grande ocorrência (Teixeira & Creed, 2020). Após a introdução do falso-mexilhão *M. leucophaeata* na Lagoa Rodrigo de Freitas foi evidenciada melhoria da qualidade da água deste sistema costeiro, onde a espécie se mostrou eficaz para induzir aumento na transparência da água e na diminuição nas densidades de *Escherichia coli* na coluna d'água (Neves et al., 2020). O bivalve *Brachidontes darwinianus* é a espécie congênere nativa na Lagoa Rodrigo de Freitas, esta se distribui por todo o litoral brasileiro sendo comumente encontrada em ambientes costeiros entremarés e sistemas estuarinos (Trovant et al., 2013).

Com isso, o presente estudo tem como objetivo avaliar as respostas alimentares, a partir da comparação entre as taxas de remoção e ingestão de material particulado em suspensão, das espécies congêneres de bivalves *M. leucophaeata* e *B. darwinianus*, sendo a primeira uma espécie invasora e a segunda uma espécie nativa no ecossistema modelo. Para tal, ensaios experimentais controlados e independentes foram realizados em condições crescentes de séston natural do ecossistema modelo onde as espécies coexistem (Lagoa Rodrigo de Freitas) de forma a testar diferenças entre taxas alimentares em função de crescente disponibilidade de material particulado em suspensão (MPS). A partir da análise integrada dos dados obtidos nos experimentos laboratoriais, pode-se inferir sobre os níveis de eficiência destas espécies para a remoção de MPS, o papel destas espécies na ciclagem de nutrientes e possíveis vantagens competitivas com implicações no sucesso de invasão de *M. leucophaeata*.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

A Lagoa Rodrigo de Freitas, ocupa uma área de 2,2 Km² e está localizada na Zona Sul do município do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Esta recebe águas oriundas do Oceano Atlântico, através de um canal controlado artificialmente por comportas localizadas no parque Jardim de Alah. Além de receber água doce de diversos rios afluentes, como o Rio dos Macacos, Cabeça e Rainha, através de outros dois canais também controlados artificialmente por comportas localizadas nas ruas General Garzon e Visconde de Albuquerque. Essas características fazem da lagoa um sistema de água salobra (Neves & Santos, 2021).

A comunidade fitoplanctônica da Lagoa Rodrigo de Freitas é composta principalmente por cianobactérias, sendo cianobactérias picoplanctônicas ($\leq 1,5 \mu\text{m}$) o táxon mais dominante, seguido por diatomáceas, e criptófitas (Neves et al., 2020). A abundância de cianobactérias é explicada pelo elevado influxo de nutrientes que ocorre diariamente devido ao lançamento de esgoto não-tratado proveniente de residências, hospitais e demais estabelecimentos que estão localizados no entorno da lagoa (Neves & Santos, 2021).

2.2 Coleta do séston natural

O séston da Lagoa (i.e., partículas de fitoplâncton, detritos e material inorgânico em suspensão) foi obtido através de arrastos horizontais (~5 min) com rede de fitoplâncton (malha de 20 μm), utilizando uma embarcação motorizada, nas proximidades da área de ocorrência e coleta dos bivalves de forma a reduzir a variabilidade de itens alimentares. As amostras de séston foram pré-filtradas em malha de aço inoxidável (180 μm) ainda na embarcação de forma a remover partículas grandes fora da faixa de ingestão das espécies-alvo e organismos do zooplâncton que pudessem consumir partículas do séston. As amostras de séston concentrado foram acondicionadas em garrafas de vidro transparentes de 1 L (tipo schott), limpas e autoclavadas, totalizando 4 L de séston mantidos refrigerados. Os arrastos cobriram uma extensão de 1,5 km (indo desde a colônia de Pescadores Z-13, passando pelo Clube Naval Piraquê e chegando até o Clube de Regatas Vasco da Gama – Sede Náutica) (Figura 1). Amostras de água (n=3 réplicas) também foram coletadas em frascos de vidro âmbar de 250 mL (tipo schott), limpos e autoclavados, e mantidos refrigerados para determinação do material particulado em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica particulada e conteúdo orgânico (%) do sistema natural.



Figura 1: Mapa indicando o local de estudo (Lagoa Rodrigo de Freitas) e a área onde os arrastos e captura de indivíduos de *Mytilopsis leucophaeta* se concentrou (zona em vermelho com *). Em função da baixa densidade do bivalve nativo *Brachidontes darwinianus*, os indivíduos da espécie foram coletados ao longo de todo o perímetro da lagoa. Fonte imagem: Google Earth.

Um termosalinômetro (Hanna Instruments, HI98319) foi utilizado para determinação da temperatura e salinidade no momento da coleta de forma a padronizar a média dos valores mensurados nas condições experimentais em laboratório. Com base nos dados de monitoramento da Prefeitura do Rio de Janeiro, a comunidade fitoplanctônica apresentou uma média de 18 mil indivíduos mL^{-1} , não apresentando dominância de grupos específicos (i.e., 43% cianobactérias, 15% dinoflagelados, 12% dictiofíceas, 10% criptofíceas e 20% outros) na data da coleta do séston para os ensaios experimentais (Rio de Janeiro, 2021).

2.3 Coleta dos organismos filtradores

As duas espécies congêneres testadas no presente trabalho, sendo os bivalves invasor *M. leucophaeta* e o nativo *B. darwinianus*, foram coletadas manualmente com o auxílio de uma espátula em pontos próximos a área do arrasto, com esforço concentrado em píers de madeira com o uso de embarcação motorizada. No presente estudo foi constatada uma redução drástica na densidade da espécie nativa sendo necessário um esforço de coleta maior e mais distribuído por todo o perímetro da Lagoa. No total, foram coletados 100 indivíduos da espécie invasora e

38 indivíduos da espécie nativa estes foram acondicionados em bombonas plásticas (20 L) com água da lagoa para o transporte até o laboratório.

2.4 Desenho Experimental

Antes dos ensaios experimentais, foi realizada a triagem e limpeza dos bivalves de forma a elencar indivíduos da coorte mais representativa na Lagoa (Maia-Neto et al., 2020; Rodrigues et al., 2021) e na mesma faixa de comprimento de concha (15 a 20 mm). Posteriormente, os indivíduos foram aclimatados por 48 h em condições controladas de temperatura (21,5°C) e salinidade (14) e mantidos em inanição em água salobra artificial (i.e., mistura de água destilada com salinidade ajustada pela adição de sal marinho comercial). Assim como a aclimatação, os ensaios experimentais também foram realizados em condições controladas de salinidade (14) e temperatura (21,5°C) em água salobra artificial com três réplicas independentes (n=3), e triplicatas de controle (i.e., sem organismos) para cada um dos tratamentos (i.e., diferentes concentrações de séston). Os controles foram incubados nas mesmas condições das réplicas experimentais, entretanto sem os organismos, a fim de se monitorar flutuações independentes dos mesmos.

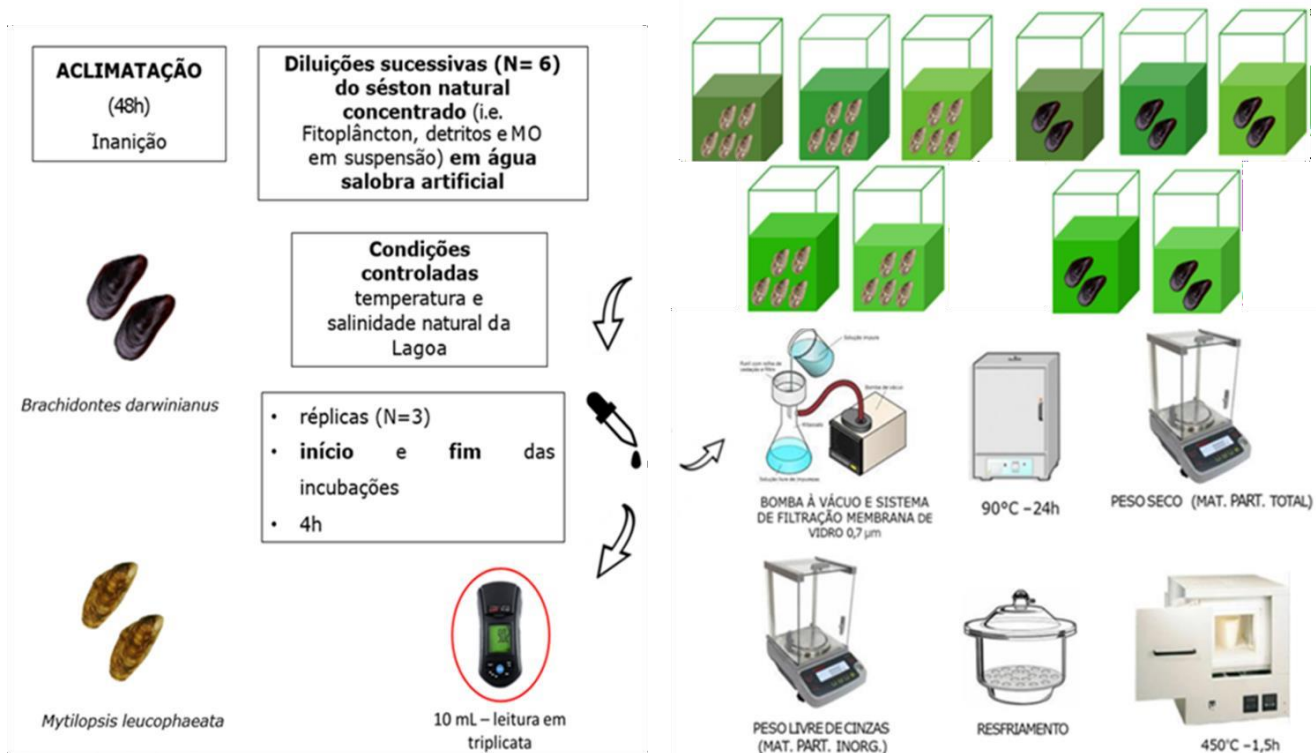


Figura 2. Desenho experimental indicando as incubações com os bivalves *Mytilopsis leucophaeta* e *Brachidontes darwinianus* e o processamento das amostras para determinação do material particulado em suspensão e taxas alimentares.

Em cada réplica de tratamento ($n=3$), de forma independente, foram incubados cinco indivíduos da espécie *M. leucophaeta* e dois indivíduos de *B. darwinianus* com séston natural em concentrações crescentes (mg L^{-1}) (Fig. 2). O número de organismos por tratamento foi determinado em função da densidade das espécies no ambiente natural (ind m^{-2} ; Rodrigues et al., 2021) e/ou disponibilidade total de organismos coletados de forma a avaliar as taxas de remoção e ingestão em todas as concentrações definidas no experimento. Cinco diluições sucessivas (concentrações), utilizando fator de diluição fixo (0,75) e evidenciando um gradiente de $\sim 0,6$ a 2,5 vezes a concentração natural da Lagoa, foram realizadas em aquários de 6 L com água salobra artificial ($S=14$) a partir do séston concentrado. Após as diluições e homogeneização da solução, seis aquários de vidro quadrados (1 L) com tampa de vidro foram preenchidos com 500 mL de cada solução (sendo três réplicas controle e três réplicas de tratamento) por espécie testada.

Alíquotas foram coletadas de cada réplica controle e tratamento, em cada uma das cinco concentrações, no início e ao final (4 h) das incubações para as análises dos parâmetros monitorados na água. A turbidez (NTU) da solução foi determinada em turbidímetro de bancada (Instrutherm TD-300, precisão de 0.5 NTU), as leituras foram realizadas em triplicata analítica por amostra (10 mL). Alíquotas (30 mL) foram coletadas para determinação do material particulado em suspensão total (mg mL^{-1}), matéria orgânica e inorgânica particulada (mg mL^{-1}) e conteúdo orgânico (%) de acordo com Navarro & Widdows (1997). Amostras (45 mL) dos aquários tratamento e controle também foram coletadas, ao início e final do experimento, para análise de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo total) seguindo protocolos padrão (APHA, 1998). O fósforo total foi determinado pelo método de ácido ascórbico, enquanto o carbono e nitrogênio total foram analisados pelo método de combustão em analisador de carbono orgânico total (TOC-LCPH/CPN Shimadzu Corporation).

2.5 Determinação do material particulado e taxas alimentares

O conteúdo de material particulado em suspensão total, orgânico e inorgânico foi determinada com base em Navarro & Widdows (1997). As amostras (alíquotas de 30 mL) foram filtradas em membrana de fibra de vidro (GF/C; $0,7 \mu\text{m}$), previamente lavadas com água destilada filtrada, mufladas por 1h a e pesadas em balança semi-analítica (0,001 g) para obtenção do peso do filtro após calcinação em mufla (P1). Após a filtração com auxílio de uma bomba de pressão à vácuo, as membranas foram mantidas em envelopes individualizados e identificados e posteriormente acondicionados em dessecador com sílica em gel.

Posteriormente, cada membrana foi acondicionada em cadinho de porcelana numerado e seca em estufa a 90°C por 24 h e, após o resfriamento em dessecador em gel, a mesma foi pesada (0,001 g) para aferição do peso seco do material particulado (P2). Em seguida, cada membrana foi novamente acondicionada em cadinho de porcelana numerado, muflada a 450°C por 1,5 h, e pesada novamente após o resfriamento em dessecador com sílica em gel para aferição do peso do material particulado calcinado (P3).

A partir das diferenças obtidas no peso da membrana de fibra de vidro após cada um dos processos, foi possível se determinar:

- **MST - Material Particulado em Suspensão Total (mg L⁻¹)= P2 - P1 / V x 1000**
- **MSO - Material Orgânico em Suspensão (mg L⁻¹)= P2 - P3 / V x 1000**
- **MSI - Material Inorgânico em Suspensão (mg L⁻¹)= P3 - P1 / V x 1000**

Onde:

P1 = peso da membrana após a calcinação em mufla (g)

P2 = peso da membrana com o material particulado após secagem em estufa (g)

P3 = peso da membrana com o material particulado após calcinação em mufla (g)

V = volume solução filtrada (L)

Com base na diferença de conteúdo de material particulado em suspensão (mg L⁻¹) ao início e final das incubações, as taxas de remoção (mL ind⁻¹ h⁻¹) e ingestão (mg ind⁻¹ h⁻¹) pelos organismos foram calculadas de forma independente para cada uma das réplicas de tratamento, corrigidas pela média dos controles por concentração (Coughlan, 1969).

- **Taxa de Remoção (mL ind⁻¹ h⁻¹) = K x V / n x t**
- **Taxa de Ingestão (mg ind⁻¹ h⁻¹) = taxa de remoção x [inicial]**

Onde:

K= (variação logarítmica da concentração final-inicial no tratamento) – (variação logarítmica da média da concentração final-inicial no controle)

V= volume da suspensão (mL)

n= número de indivíduos

t= tempo de incubação (h)

[] inicial= média geométrica entre a concentração inicial e final de MPS

Estas foram avaliadas para cada uma das réplicas independentes dos tratamentos

utilizando as diferenças de concentração de material particulado em suspensão no início e ao final do experimento.

As variações na turbidez (NTU) dos aquários tratamento, corrigidas pela média das variações nos aquários controle, também foram analisadas de forma a se testar as diferenças na turbidez em função das taxas de filtração e ingestão dos bivalves.

2.6 Análises estatísticas

As taxas de remoção, ingestão e variação de turbidez foram avaliados para cada um dos organismos testados, usando análises unifatoriais (paramétricas - ANOVA - ou não-paramétricas - Kruskal-Wallis) em função da natureza dos dados. A homogeneidade das variâncias (teste de Levene) e a normalidade dos dados foram testadas por teste de Levene e Kolmogorov-Smirnov, respectivamente, antes da aplicação dos testes unifatoriais, forma a testar a premissa de análises paramétricas. Os níveis de eficiência foram comparados entre espécies e tratamentos (interação entre fatores) utilizando modelos lineares generalizados com base em dados referentes às taxas de remoção e ingestão de matéria orgânica, além das variações na turbidez. As análises foram realizadas no Software Statistica 10.0 (StatSoft)) e os gráficos foram desenvolvidos no programa Graph Pad Prism 5.0.

3. RESULTADOS

3.1 Caracterização do séston nas concentrações testadas

A concentração de material particulado em suspensão (MPS) nos tratamento variou entre 0,107 e 0,140 mg L⁻¹, enquanto as concentrações de material particulado orgânico e inorgânico em suspensão (MSO e MSI) variaram entre 0,039 e 0,068 mg L⁻¹ e 0,051 e 0,103 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 1). A concentração de MPS no séston dos ensaios experimentais foi 2,72 a 3,56 vezes superior à concentração de MPS no séston natural da Lagoa no momento da coleta (\bar{X} 0,039 ± 0,017 mg L⁻¹), os valores médios de MSO e MSI no séston natural foi 0,014 e 0,028 mg L⁻¹, respectivamente, com 35,2% de conteúdo orgânico.

Tabela 1. Valores médios de material particulado no séston nos diferentes tratamentos, sendo material particulado em suspensão total (MPS; mg L⁻¹), material particulado orgânico em suspensão (MSO; mg L⁻¹), material particulado inorgânico em suspensão (MSI; mg L⁻¹) e conteúdo orgânico (%).

Tratamento	Material Particulado			
	MST	MSO	MSI	Conteúdo Orgânico
T ₁	0,107	0,048	0,057	45,8%
T ₂	0,120	0,068	0,051	57,4%
T ₃	0,127	0,033	0,080	26,3%
T ₄	0,131	0,039	0,082	29,6%
T ₅	0,140	0,028	0,103	20,3%

O séston, em termos de proporção entre conteúdo orgânico e inorgânico, apresentou variação na sua composição entre os diferentes tratamentos, variando entre 20 a 57% de conteúdo orgânico entre os tratamentos com menor e maior valores (Figura 3). Houve uma tendência de maiores concentrações de conteúdo orgânico nos tratamentos com menor material particulado em suspensão.

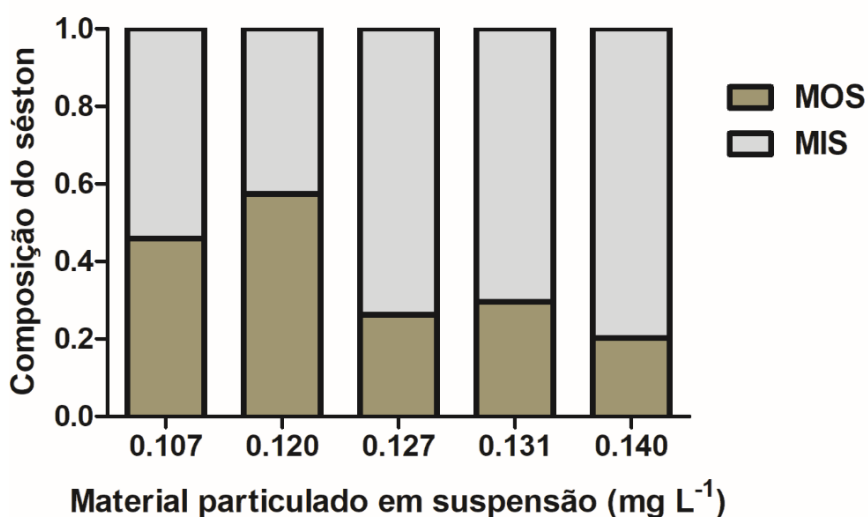


Figura 3. Proporção relativa da composição do séston em termos de conteúdo orgânico (barra marrom) e inorgânico (barra cinza) por tratamento (ou seja, concentração testada de material particulado em suspensão).

3.2 Taxas de remoção e ingestão pela espécie invasora e nativa

Houve diferença significativa nas taxas de remoção de material particulado em suspensão (ou seja, “clearance”) para interação entre as espécies testadas, os bivalves nativo *B. darwinianus* e invasor *M. leucophaeta*, e os tratamentos (GLM, $F_{4,29} = 6,0197$, $p = 0,0024$). Quando testado *a posteriori*, a diferença significativa nas taxas de remoção entre as espécies congêneres de bivalves foi observada na concentração de $0,107 \text{ mg MPS L}^{-1}$ (Tukey, $df = 20$, $p = 0,0043$), no qual o bivalve nativo apresentou uma taxa maior de remoção de partículas quando comparado ao invasor (Figura 4A). Isoladamente, houve influência significativa das diferentes concentrações de séston na taxa de remoção de MPS pelo bivalve nativo *B. darwinianus* para (Kruskal-Wallis, $H_{4,15} = 9,29$, $p = 0,05$); entretanto, não houve diferença significativa na comparação par a par entre as taxas ($p > 0,05$), apenas uma leve tendência entre os tratamentos com concentração de MPS em $0,107$ e $0,120 \text{ mg L}^{-1}$ (comparações múltiplas, $p = 0,062$) (Figura 4A). Enquanto para o bivalve invasor *M. leucophaeta*, houve influência significativa dos tratamentos nas taxas de remoção de MPS (One-way ANOVA, $F_{4,10} = 4,51$, $p = 0,0243$), sendo a taxa de remoção observada no tratamento de $0,120 \text{ mg MPS L}^{-1}$ significativamente menor que no tratamento de $0,131 \text{ mg MPS L}^{-1}$ (Tukey, $df = 10$, $p = 0,0389$) (Figura 4A).

De forma similar, houve diferença significativa nas taxas de ingestão de MPS para interação entre *B. darwinianus* e *M. leucophaeta* e os tratamentos (GLM, $F_{4,29} = 5,5207$, $p = 0,0037$). Quando testado *a posteriori*, a diferença significativa nas taxas de ingestão entre as espécies de bivalves também foi observada na concentração de $0,107 \text{ mg MPS L}^{-1}$ (Tukey, $df = 20$, $p = 0,0068$), no qual o bivalve nativo apresentou maior taxa de ingestão (Figura 4B). O mesmo padrão observado para taxa de remoção se repetiu nas análises unifatoriais, houve influência significativa das diferentes concentrações de séston na taxa de ingestão pelo bivalve nativo (Kruskal-Wallis, $H_{4,15} = 10$, $p = 0,0403$), mas houve apenas uma tendência de ingestão maior com MPS em $0,107 \text{ mg L}^{-1}$ quando comparado ao tratamento de $0,120 \text{ mg MPS L}^{-1}$ (comparações múltiplas, $p = 0,0619$) (Figura 4B). As taxas de ingestão do bivalve invasor *M. leucophaeta* foram significativamente influenciadas pelas concentrações de MPS nos tratamentos (One-way ANOVA, $F_{4,10} = 7$, $p = 0,0059$), sendo a taxa de ingestão observada no tratamento de $0,120 \text{ mg MPS L}^{-1}$ significativamente menor que nos tratamentos de $0,131$ (Tukey, $df = 10$, $p = 0,0233$) e $0,140 \text{ mg MPS L}^{-1}$ (Tukey, $df = 10$, $p = 0,0313$) (Figura 4B).

Não foi observada diferença na variação da turbidez da água para interação entre os tratamentos e as espécies de bivalve (GLM, $F_{5,24} = 0,946$, $p = 0,4699$). A tendência de redução

na turbidez nos tratamentos com *B. darwinuanus*, em relação ao controle (ou seja, menor que 100%), também não apresentou diferença significativa entre os tratamentos (One-way ANOVA, $F_{5,17} = 1,8162$, $p = 0,1841$) (Figura 4C). A espécie invasora *M. leucophaeata* influenciou significativamente a turbidez (One-way ANOVA, $F_{5,17} = 3,573$, $p = 0,0328$), tendo induzido a um aumento em relação ao controle (ou seja, maior que 100%) no tratamento de $0.107 \text{ mg MPS L}^{-1}$ que apresentou diferença significativa quando comparado ao tratamento em que a variação foi maior – $0.120 \text{ mg MPS L}^{-1}$ (ou seja, houve maior redução da turbidez em relação ao controle) (Tukey, $df = 12$, $p = 0,0482$) (Figura 4C). Uma vez que todas os tratamentos apresentaram variação de turbidez menor que 100% (percentagem em que o tratamento equivaleria ao controle), com exceção da incubação com *M. leucophaeata* em concentração de $0.107 \text{ mg MSP L}^{-1}$, a presença dos bivalves induziu a uma redução na turbidez da solução experimental quando comparado aos controles para uma determinada concentração de MPS.

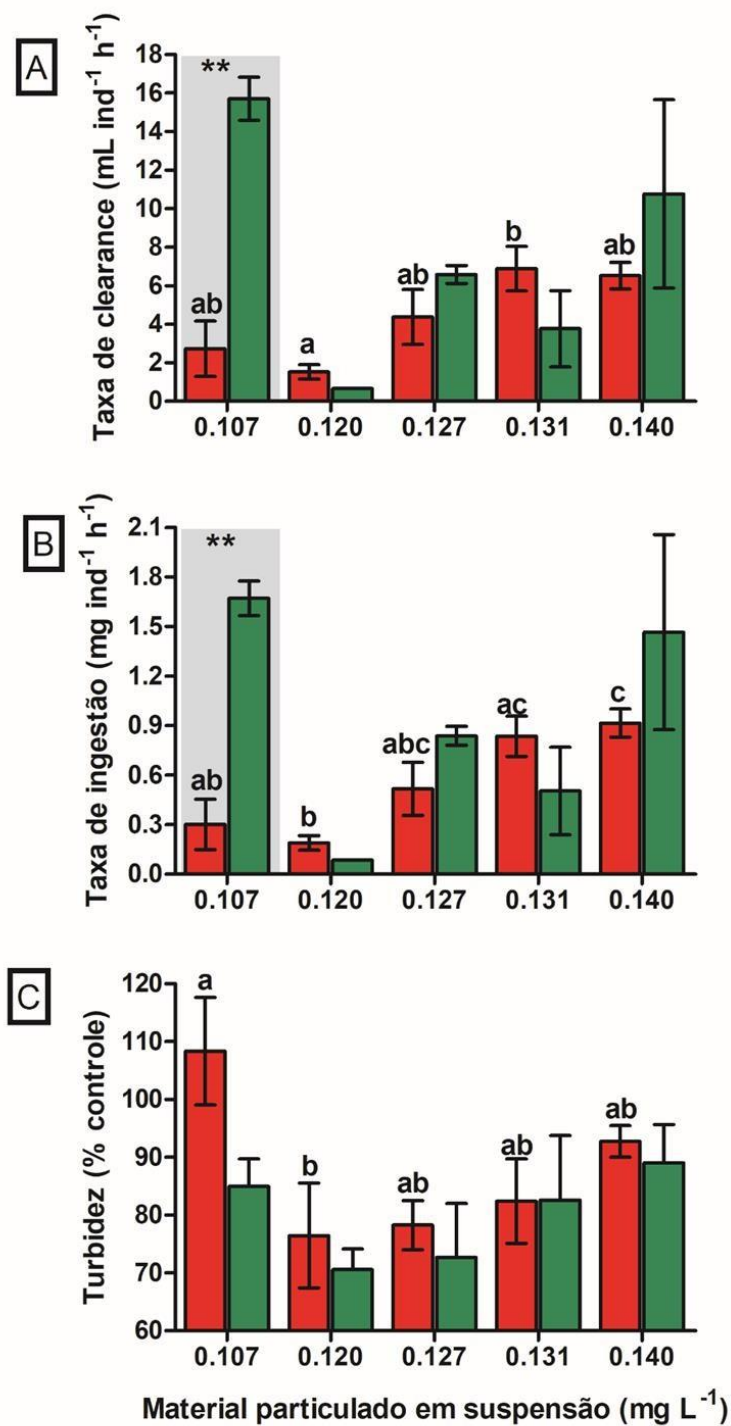


Figura 4: Valores médios (\pm desvio-padrão) das respostas alimentares do bivalve invasor *Mytilopsis leucophaeata* (barra vermelha) e do bivalve nativo *Brachidontes darwinianus* (barra verde) em função da concentração de material particulado em suspensão (MPS, mg L⁻¹). A) taxa de remoção de partículas em suspensão (*clearance*, mL ind⁻¹ h⁻¹), B) taxa de ingestão (mg ind⁻¹ h⁻¹) dos indivíduos, e C) variação da turbidez (NTU), em porcentagem do controle. As barras em área hachurada indicam diferença significativa (**) entre as taxas (barras)

entre as

espécies (Tukey, $p \leq 0.05$).

4. DISCUSSÃO

Os ensaios experimentais evidenciaram diferentes padrões de respostas alimentares para as espécies de bivalves nativo e invasor, respectivamente *Brachidontes darwinianus* e *Mytilopsis leucophaeata*, que coexistem na Lagoa Rodrigo de Freitas. A espécie de bivalve nativo não apresentou diferença significativa nas taxas alimentares em função do aumento da concentração de séston, tampouco houve diferença na variação de turbidez entre os tratamentos com *B. darwinianus*. Enquanto os indivíduos da espécie invasora apresentaram uma leve tendência de aumento das taxas de remoção e ingestão com o aumento da disponibilidade de séston, tendência esta significativa comparando concentrações mais baixas com as mais altas. Esse padrão de aumento na resposta alimentar em função do aumento na disponibilidade de alimento é comumente observado em ensaios experimentais para avaliação das taxas de bivalves em relação à quantidade de séston (Navarro & Velasco, 2003).

Os indivíduos da espécie nativa demonstraram ser significativamente mais eficientes na concentração de séston mais baixa testada quanto a remoção e ingestão de partículas sólidas em suspensão quando comparados com os indivíduos da espécie invasora. Um estudo realizado no Uruguai, para comparar as taxas alimentares de bivalves de água doce (o invasor - *Corbicula fluminea* e o nativo - *Diplodon paralelopipedon*) evidenciou declínio nas taxas da espécie invasora em relação a espécie nativa, sendo interpretado como compensação alimentar, ou seja, fitoplâncton composto por cianobactérias, o *C. fluminea* apresentou baixa taxa de remoção e o *D. Paralelopipedon* mostrou a mesma taxa, independente da composição do fitoplâncton (Marroni et al, 2014). Além de partículas orgânicas de natureza diversa, detritos e partículas inorgânicas, o séston também é composto por organismos fitoplactônicos que são base da alimentação dos organismos filtradores suspensívoros. No momento da coleta, a comunidade de fitoplâncton da Lagoa Rodrigo de Freitas era composta por cianobactérias, dinoflagelados,

dictiofíceas, criptofíceas e grupos não identificados sem dominância (ou seja, ocorrência > 50%) de nenhum grupo específico. Com isso, as diferenças observadas nas respostas alimentares dos bivalves não parece ter relação com a composição da comunidade fitoplactônica do séston, tampouco com a qualidade do mesmo visto que foi utilizado nas incubações o séston natural concentrado do mesmo sistema aquático em que os bivalves foram coletados.

A variação na turbidez apresentou coerência em relação ao padrão apresentado avaliando-se as concentrações de MPS em função das taxas alimentares das duas espécies, indicando que esta poderia ser utilizada como um parâmetro mais simples e direto de se avaliar para evidenciar alterações na qualidade da água, no que diz respeito à transparência, em função de variações nas taxas de remoção e ingestão de espécies filtradoras. Nesse contexto, os bivalves têm sido utilizados como espécies remediadoras em tanques de produção de peixes (piscicultura) com a finalidade de reduzir a turbidez causada, principalmente, pela oferta de ração e produção de fezes (Sousa et al, 2009).

Uma vez que a concentração média de MPS encontrada na Lagoa Rodrigo de Freitas é inferior às concentrações testadas, os resultados do presente estudo sugerem que a espécie invasora (*M. leucophaeata*) parece não ter vantagem competitiva para obtenção de alimento no sistema introduzido quando comparado ao seu congênere nativo (*B. darwinianus*). Esta espécie foi introduzida de forma não intencional na Lagoa Rodrigo de Freitas em 2014 (Rizzo et al. 2014), onde a mesma se estabeleceu rapidamente e atualmente está distribuída por todo o perímetro da lagoa (Maia-Neto et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). Bivalves do gênero *Mytilopsis* são tolerantes e se ajustam às condições ambientais em sistemas introduzidos, o que explica o sucesso no processo de invasão e estabelecimento de *M. leucophaeata* em sistemas de água salobra na América do Sul, Eurásia e Norte da África (Rodrigues et al., in press). Atualmente, este falso-mexilhão é a espécie mais abundante de macrofauna epibentônica na

lagoa, atingindo densidades entre 6.000 a 12.000 ind. m⁻² (Maia-Neto et al., 2020). Os resultados do presente estudo indicam que o comportamento alimentar de *M. leucophaeata* evidenciado pelas taxas de remoção e ingestão de MPS proveniente do séston natural não demonstra ser uma vantagem competitiva desta espécie invasora sobre a espécie nativa *B. darwinianus* no sistema introduzido (Lagoa Rodrigo de Freitas). Ademais, nossos resultados indicam ainda uma maior eficiência da espécie nativa nas taxas de remoção e ingestão para a concentração mais baixa testada quando comparada a espécie invasora. Sugere-se, com isso, que novos estudos sejam realizados de modo a testar outros processos biológicos (ex. assentamento larval, crescimento) que possam explicar as altas densidades e ampla distribuição da espécie invasora *M. leucophaeata* na Lagoa Rodrigo de Freitas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Basset, A.; M. Elliot, R. J. West; Wilson, J.G, 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 1-4.
- Borthagaray, A. I., Carranza, A., 2007. Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica* 31: 243–250.
- Filgueira, R., Byron, C. J., Comeau, L. A., Costa-Pierce, B., Cranford, P. J., Ferreira, J. G., Grant, J., Guyondet, T., Jansen, H. M., Landry, T., McKindsey, C. W., Petersen, J. K., Reid, G. K., Robinson, S. M. C., Smaal, A., Sonier, R., Strand., Strohmeier, T., 2015. An integrated ecosystem approach for assessing the potential role of cultivated bivalve shells as part of the carbon trading system. *Mar Ecol Prog Ser Vol.* 518: 281–287.
- Florin A. B., Svensson, M. O. K., F, Schagerström E., Kautsky, L., Bergström L., 2013. First records of Conrad's false mussel, *Mytilopsis leucophaeata* in the Southern Bothnian Sea, Sweden, near a nuclear power plant. *BioInvasions Rec* 2: 303-309.
- Grabowski, J. H., R. D. Brumbaugh, R. F. Conrad, A. G. Keeler, J. J. Opaluch, C. H. Peterson, M. F. Piehler, S. P. Powers, & A. R. Smyth, 2012. Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Oyster Reefs. *BioScience* 62: 900–909.
- Haag, W. R., 2012. North American Freshwater mussels. Natural History, Ecology and Conservation ISBN 978-0-521019938-4.
- Hu, B., Shen, L., Du, P., Zheng, P., Xu, X., 2012. The Influence of Intense Chemical

Pollution on the Community Composition, Diversity and Abundance of Anammox Bacteria in the Jiaojiang Estuary (China). PLoS ONE 7(3): e33826. d.

Maia-Neto, A. D. S., C. H. S. Caetano, & R. S. Cardoso, 2020. Population Dynamics and Secondary Production of the Invasive Bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia, Dreissenidae) in Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brazil. Journal of Shellfish Research 39: 655–669.

Marescaux, J., Falisse, E., Lorquet, J., Doninck, K. V., Beisel, J. N., Descy, J. P., 2016. Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors Hydrobiologia, 777(1), 67–78.

Marroni, S., C. Iglesias, N. Mazzeo, J. Clemente, F. Teixeira de Mello, & J. P. Pacheco, 2014. Alternative food sources of native and non-native bivalves in a subtropical eutrophic lake. Hydrobiologia, 735(1), 263-276.

Millenium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press.

Needles, L. A., S. E. Lester, R. Ambrose, A. Andren, M. Beyeler, M. S. Connor, J. E. Eckman, B. A. Costa-Pierce, S. D. Gaines, K. D. Lafferty, H. S. Lenihan, J. Parrish, M. S. Peterson, A. E. Scaroni, J. S. Weis, & D. E. Wendt, 2013. Managing Bay and Estuarine Ecosystems for Multiple Services. Estuaries and Coasts 38: 35–48.

Neves, R.A.F., Naveira, C., Miyahira, I.C., Portugal, S.G.M., Krepsky, N., Santos, L.N., 2020. Are invasive species always negative to aquatic ecosystem services? The role of dark false mussel for water quality improvement in a multi-impacted urban coastal lagoon. Water Res. 184, 116108.

Neves, R. A. F., Santos, L. N., 2021. Short-term effects of very heavy rainfall events on the water quality of a shallow coastal lagoon. Hydrobiologia, HYDR-D-21-00338R2.

Nizzoli, D., Welsh, D. T., Fano, E. A., Viaroli, P., 2006. Impact of clam and mussel farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. Mar Ecol Prog Ser Vol. 315: 151–165.

Rizzo, A. E., I. C. Miyahira, G. Moser, & S. B. Dos Santos, 2014. A new record of *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia: Dreissenidae) in Rio de Janeiro (Brazil). Marine Biodiversity Records 7: e129.

Rodrigues, A. J. D. S., M. R. Fernandes, I. C. Miyahira, L. N. Santos, & C. H. S. Caetano, 2021. Benthic macrofauna associated to the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata*

(Dreissenidae) in a coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 93: 1–19, doi: 10.1590/0001-3765202120191221.

Santos, L. N., A. C. S. Franco, J. S. de Souza, I. C. Miyahira, A. J. S. Rodrigues, I. C. B. Gonçalves, N. Krepsky, H. A. B. Monte, C. Naveira, T. M. B. Cabrini, R. R. S. Abude, M. Augusto, N. Rodrigues, T. B. Guimarães, & R. A. F. Neves, 2021. Using richness of native and non-native aquatic species along a climatic gradient to test the intermediate disturbance hypothesis. *Hydrobiologia* 848: 2055–2075.

Sousa, R., J. L. Gutiérrez, & D. C. Aldridge, 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions*, 11(10), 2367-2385.

Sprung, M., Rose, U., 1988. Influence of food size and food quantity on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. *Oecologia* 77:526-532.

Teixeira, L. M. P. & J. C. Creed, 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions* 15(1): 30–43.

Trovant, B., Ruzzante, D. E., Basso, N. G., Orensanz, J. M., 2013. Distinctness, phylogenetic relations and biogeography of intertidal mussels (*Brachidontes*, *Mytilidae*) from the south-western Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(7), 1843–1855.

Viergutz, C., Linn, C., Weitere, M., 2012. Intra- and interannual variability surpasses direct temperature effects on the clearance rates of the invasive clam *Corbicula fluminea*. *Mar Biol* 159:2379–2387.

Zhang Y., Wang L., Hu Y., Xi X., Tang Y., Chen J., 2015. Water Organic Pollution and Eutrophication Influence Soil Microbial Processes, Increasing Soil Respiration of Estuarine Wetlands: Site Study in Jiuduansha Wetland. *PLoS ONE* 10(5): e0126951.

CAPÍTULO 2 - Condições de hipereutrofização limitam as taxas de remoção e ingestão pelo bivalve invasor *Mytilopsis leucophaeta* (Dreissenidae)

1. INTRODUÇÃO

A eutrofização de corpos d'água ocorre devido ao enriquecimento excessivo de nutrientes, como fósforo, causando crescimento de produtores primários e consequentemente diminuição de oxigênio (Khan & Mohammad, 2013). O aumento de nutrientes em lagoas costeiras, por exemplo, ocorre principalmente por atividades humanas, devido à acelerada urbanização pelo lançamento de esgoto oriundo de residências, hospitais, estabelecimentos comerciais e indústrias (Yang et al., 2008). As lagoas costeiras sofrem com a degradação ambiental, pois estão localizadas em regiões com elevada densidade populacional e locais onde não ocorreu um planejamento de esgotamento sanitário concomitante ao desenvolvimento urbano. Dessa forma, as águas residuais desagüam nestes ecossistemas aquáticos, sem tratamento prévio, se tornando um grave problema ambiental pelo excedente de nutrientes (Lloret et al., 2008). Além disso, o processo de eutrofização pode causar outros diversos impactos negativos que comprometem o ecossistema aquático local podendo interferir na perda da biodiversidade com a redução da quantidade de oxigênio dissolvido na água (Padedda et al., 2022), alterações no pH da água (Yao et al., 2022) e floração de microalgas nocivas (Bai et al., 2022).

Os efeitos negativos da eutrofização têm despertado interesse quanto à utilização dos bivalves como uma solução natural para melhoria da qualidade de água com a remoção de partículas na coluna d'água (Gifford et al., 2007; McLaughlan and Aldridge, 2013; Kreeger et al., 2018) ou mesmo para a remoção de parasitas e patógenos (Graczyk et al., 2001, 2004). Os organismos que se alimentam de material orgânico em suspensão têm o potencial de alterar o funcionamento do ecossistema devido às suas respostas eco-fisiológicas e importante função à respeito da ciclagem de nutrientes (Newell, 2004) por apresentarem altas taxas de filtração e remoção de matéria orgânica (Neves et al., 2020). As altas taxas de filtração podem influenciar na melhoria da qualidade da água, principalmente em ambientes que sofrem com aporte excessivo e contínuo de matéria orgânica, podendo variar de acordo com fatores abióticos como pH, temperatura e turbidez (Lim et al, 2005), e bióticos como ciclo de crescimento dos indivíduos filtradores e natureza e/ou tamanho das partículas em suspensão (Viergutz et al., 2012; Sprung & Rose, 1988). Através da filtração, esses indivíduos removem os sólidos orgânicos em suspensão e convertem este recurso em biomassa, tornando-o disponível para níveis tróficos superiores através da predação, ou remobilizam a matéria orgânica para a zona

bentônica em forma de fezes e pseudofezes (Marescaux et al, 2016). Os bivalves que habitam os ecossistemas costeiros bentônicos também são considerados espécies engenheiras por formarem agregações de indivíduos modificando a natureza e a complexidade do substrato em que assentam, podendo ser importantes para a manutenção da biodiversidade local (Bothagaray & Carranza, 2007).

A utilização de espécies não nativas, especialmente as bioengenheiras, em ecossistemas degradados de forma a promover o aumento da multifuncionalidade destes sistemas impactados vem sendo aplicada e amplamente discutida (Ramus et al., 2017; Sotka & Byers, 2019). Entretanto, deve-se ter cautela no que diz respeito à novas introduções de espécies não nativas, mesmo que com fins à recuperação de ecossistemas aquáticos degradados, uma vez que os reais impactos de espécies não nativas no funcionamento de ecossistemas introduzidos deve considerar os processos e serviços ecossistêmicos, como um todo, bem como a biodiversidade nativa (Sotka & Byers, 2019). As consequências adversas de introduções biológicas variam enormemente (Mack et al., 2000; Havel et al., 2015), e espécies não nativas podem alterar tão profundamente um ecossistema tornando o habitat impróprio para a biota nativa (Rocha et al., 2011). Espécies não nativas podem competir com as nativas por recursos essenciais, alterar a ciclagem de nutrientes, promover florações de micro e macroalgas, reduzir a riqueza de espécies e a diversidade de comunidades nativas e/ou exercer forte pressão de predação sobre espécies nativas (e.g. Vanderploeg et al., 2001; Pothoven et al., 2016; Freitas-Souza et al., 2022).

Entretanto, considerando as altas densidades e ampla distribuição espacial de bivalves invasores em habitats não nativos, as atividades associadas a estas espécies engenheiras podem significativamente alterar a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos modificando as características do sedimento e o conteúdo de matéria orgânica através da bioturbação, aumentando a penetração de luz na coluna d'água em função das altas taxas de filtração, provendo substrato colonizável e refúgio em suas conchas (Sousa et al., 2009). Recentemente, a introdução do falso-mexilhão *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) na Lagoa Rodrigo de Freitas (Rio de Janeiro, Brasil) foi relacionada à melhoria da qualidade da água com aumento na transparência da água e redução na concentração de bactérias fecais (Neves et al., 2020). A espécie foi introduzida de forma não intencional na Lagoa Rodrigo de Freitas em 2014 (Rizzo et al. 2014), onde a mesma está estabelecida de maneira ampla e bem distribuída por todo o perímetro do sistemas sendo atualmente a espécie mais abundante de macrofauna epibentônica neste ecossistema, atingindo densidades entre 6.000 a 12.000 ind. m⁻² (Maia-Neto et al., 2020). Apesar da maior parte da área territorial da Lagoa estar contemplada no bioma Mata Atlântica,

mais da metade de sua cobertura está localizada em área urbanizada próxima aos bairros de Ipanema, Leblon, Gávea, Jardim Botânico, Humaitá e Lagoa; além de contemplar as proximidades das comunidades de Modesto Brocos, Rocinha, Parque da Cidade e Chácara do Céu, onde a infraestrutura sanitária não é adequada (Vezzone et al., 2020). No seu entorno, existem cerca de 30 pontos de desague do sistema de águas pluviais periodicamente contaminados por despejo de esgoto ilegal em sua rede de drenagem subterrânea (Neves & Santos, 2021). Em condições de chuvas fortes, maiores volumes de água fluviais com água pluvial contaminada por rejeitos urbanos (e.g., esgoto urbano, resíduos de combustíveis, fuligem) deságuam na Lagoa reduzindo as condições de oxigênio dissolvido (Santos & Teixeira, 2019). Chuvas muito pesadas e extremas tendem a ser mais intensas e frequentes na região onde a Lagoa em razão das mudanças climáticas globais, o que pode levar a condições de mudanças repentinas no funcionamento ecossistêmico e na qualidade do sistema afetando a biodiversidade local e os recursos pesqueiros (Neves & Santos, 2021). Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo avaliar a capacidade de remoção e ingestão de material particulado em suspensão pelo bivalve invasor *M. leucophaeata* frente à cenários de hipereutrofização em lagoas costeiras de forma a avaliar seu papel na depuração de sistemas introduzidos impactados por alta carga de poluentes orgânicos. A principal hipótese deste estudo é que esta espécie de bivalve invasor ajusta suas taxas de remoção e ingestão de material particulado em suspensão quando em condições de hipereutrofização atuando diretamente na melhoria dos indicadores de qualidade de água em sistemas lagunares.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

A Lagoa Rodrigo de Freitas, ocupa uma área de 2,2 Km² e está localizada na Zona Sul do município do Rio de Janeiro, Brasil. Este é um sistema semiconfinado com uma complexa dinâmica de renovação de água superficial, não afetando as camadas mais profundas da água, regulada pela entrada de águas pluviais (chuvas), águas fluviais (Rio dos Macacos, Cabeça e Rainha) e fluxo de água marinha (Oceano Atlântico Sul), que adentra o sistema esporadicamente quando a comporta está aberta (Jardim de Alah)(Neves et al., 2020; Neves & Santos, 2021). Três comportas artificiais controlam o nível de água da Lagoa e o regime hidrológico, tanto para trocas fluviais quanto oceânica, sustentando a condição estuarina do sistema (Neves & Santos, 2021). Devido à essas características, a degradação ambiental é intensificada, evidenciando contaminação por metais, eutrofização e mortandade de peixes

(Vezzone et al., 2020).

A comunidade fitoplanctônica da Lagoa Rodrigo de Freitas é composta principalmente por cianobactérias, sendo cianobactérias picoplanctônicas ($\leq 1,5 \mu\text{m}$) o táxon mais dominante, seguido por diatomáceas, e criptófitas (Neves et al., 2020). A abundância de cianobactérias é explicada pelo elevado influxo de nutrientes que ocorre diariamente devido ao lançamento de esgoto não-tratado proveniente de residências, hospitais e demais estabelecimentos que estão localizados no entorno da lagoa (Neves & Santos, 2021).

2.2 Coleta do séston natural

A coleta de séston na Lagoa Rodrigo de Freitas (i.e., partículas de fitoplâncton, detritos e material inorgânico em suspensão) foi realizada em 22 de junho de 2021 através de arrastos horizontais (~5 min) com rede de fitoplâncton (malha de $20 \mu\text{m}$), utilizando uma embarcação motorizada, nas proximidades da área de coleta de indivíduos do falso-mexilhão. Os arrastos foram concentrados na mesma área de coleta dos organismos de forma a reduzir a variabilidade de itens alimentares, cobrindo uma extensão de 1,5 km (indo desde a colônia de Pescadores Z-13, passando pelo Clube Naval Piraquê e chegando até o Clube de Regatas Vasco da Gama – Sede Náutica) (Figura 1).

Amostras de água (n= 3 réplicas) também foram coletadas em frascos de vidro âmbar de 250 mL (tipo schott), limpos e autoclavados, e mantidos refrigerados para determinação do material particulado em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica particulada e conteúdo orgânico (%) do sistema natural ao longo da extensão do arrasto para coleta do séston.



Figura 1: Mapa indicando o local de estudo (Lagoa Rodrigo de Freitas) e a área onde os arrastos e captura de indivíduos foram realizadas (zona delimitada com elipse vermelha e *). Fonte imagem: Google Earth.

As amostras de séston foram pré-filtradas em malha de aço inoxidável (180 μm) ainda na embarcação de forma a remover partículas grandes fora da faixa de ingestão da espécie-alvo e organismos (i.e., zooplâncton) que pudessem remover a matéria em suspensão partículas, e acondicionadas em garrafas de vidro transparentes de 1L (tipo schott), limpas e autoclavadas, mantidas refrigeradas. Um termosalinômetro (Hanna Instruments, HI98319) foi utilizado para determinação da temperatura e salinidade no momento da coleta de forma a utilizar a média dos valores mensurados nas condições experimentais. Com base nos dados de monitoramento da Prefeitura do Rio de Janeiro, a comunidade fitoplanctônica apresentou uma média de $1,48 \times 10^5$ células mL^{-1} com dominância de picocianobactérias (95%) na data da coleta do séston para os ensaios experimentais (Rio de Janeiro, 2021).

2.3 Coleta e triagem do bivalve invasor

Os indivíduos da espécie *M. leucophaeata* ($n= 100$) foram coletados manualmente com auxílio de espátula em pontos próximos a área do arrasto, com esforço concentrado principalmente em píers próximos à colônia de pescadores Z-13 Lagoa, e acondicionados em bombonas plásticas com água da Lagoa (20 L). Antes dos ensaios experimentais, foi realizada a triagem e limpeza dos organismos, de forma a elencar indivíduos da coorte mais representativa da Lagoa (Maia-Neto et al., 2020) e na mesma faixa de comprimento de concha (15 a 20 mm). Posteriormente, os indivíduos ($n= 80$) foram aclimatados por 48 h em condições controladas de temperatura (22°C) e salinidade (14), levando em consideração os valores médios das variáveis ambientais, e mantidos em inanição em água salobra artificial (i.e., mistura de água destilada com salinidade ajustada pela adição de sal marinho comercial; Blue Treasure).

2.4 Desenho Experimental

Os experimentos foram realizados em aquários de vidro quadrados (1 L) com tampa de vidro, em condições controladas de salinidade (15) e temperatura (22°C) utilizando uma solução de água salobra artificial e séston natural. Para cada concentração de séston testada, foram realizadas três réplicas independentes dos tratamento (i.e., incubação com bivalves) e triplicatas de controle negativo (i.e., incubação sem bivalves). Os controles foram incubados nas mesmas condições das réplicas experimentais, entretanto sem os organismos, a fim de se

monitorar flutuações independentes dos mesmos.

Oito concentrações de séston foram obtidas através de diluições sucessivas (fator de diluição de 0.82) do séston natural concentrado em água salobra artificial (S= 15). Estas concentrações foram selecionadas de modo a contemplarem um gradiente de matéria orgânica em suspensão variando de 2.67 a 9.78 vezes maior que a concentração natural avaliada na Lagoa Rodrigo de Freitas no momento da coleta ($n= 8$; $\bar{X} \pm DP= 0.015 \pm 0.008 \text{ mg L}^{-1}$). Em cada réplica de tratamento, dois indivíduos da espécie *M. leucophaeta* foram incubados por aquário (réplica) overnight (~15 h).

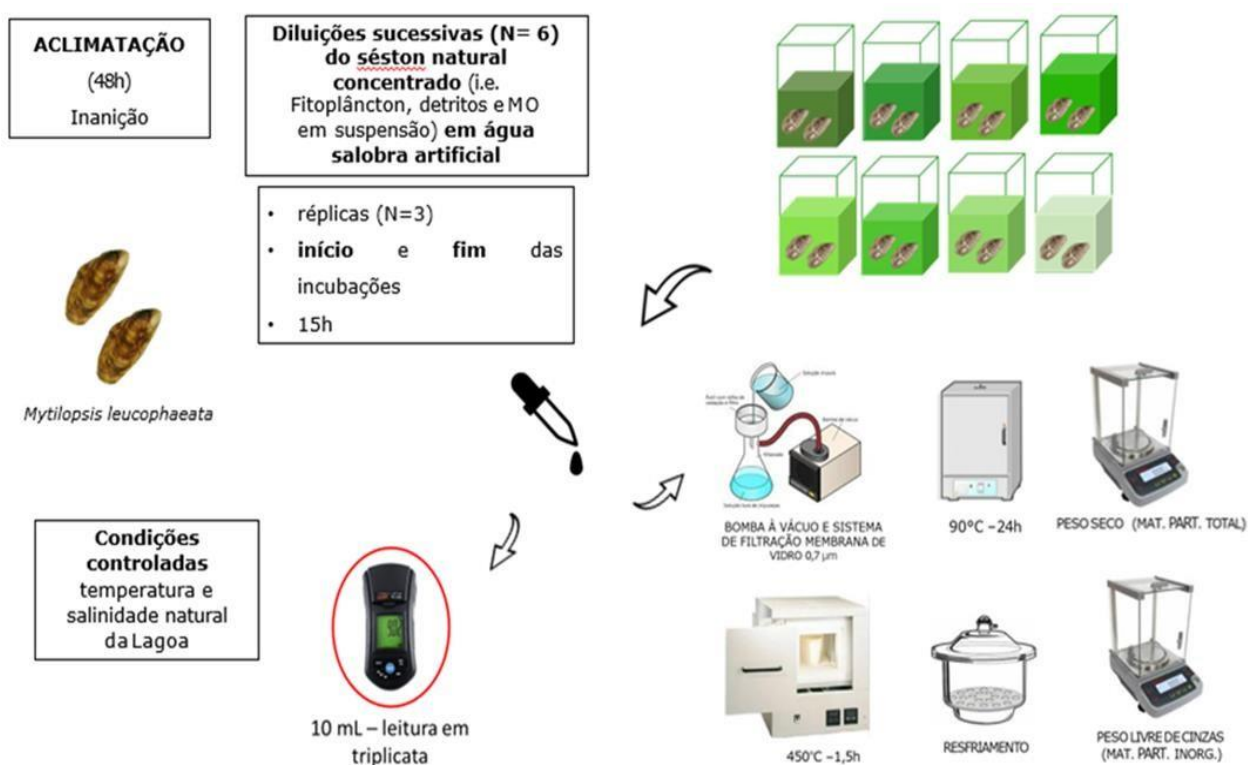


Figura 2. Ensaio experimental com *M. leucophaeta* e processamento das amostras para determinação do material particulado em suspensão e das taxas de remoção e ingestão.

2.5 Análises laboratoriais

Alíquotas de água (30 mL) foram coletadas com auxílio de uma pipeta sorológica de vidro graduada e pipetador automático. Para este fim, as amostras coletadas foram imediatamente filtradas com o auxílio de uma bomba de vácuo e sistema de filtração em membrana de fibra de vidro (47 mm, GF/C, 0,7 µm), previamente lavadas com água destilada filtrada, mufladas a 450°C por 1,5 h e pesadas (P1) em balança analítica (0,0001 mg). Após a filtração, as membranas foram individualmente acondicionadas em envelopes identificados e

mantidas em dessecador com sílica gel. Após estarem secas, as membranas foram acondicionadas em cadinhos de porcelana numerados e secas a 90°C por 24 h e mantidas em dessecador com sílica em gel. Posteriormente, as membranas foram pesadas (P2) em balança de analítica (0,0001 mg), mufladas a 450°C por 1,5 h e pesadas novamente (P3) em balança analítica (0,0001 mg) após o resfriamento em dessecador de vidro com sílica gel. O material particulado em suspensão total (mg mL^{-1}), material orgânico e inorgânico em suspensão (mg mL^{-1}) e a percentagem do conteúdo orgânico e inorgânico (%) foram determinados com base nas equações abaixo (Navarro & Widdows, 1997):

- **MST - Material Particulado em Suspensão Total (mg L^{-1})** = $(P2 - P1) / V \times 1000$
- **MSO - Material Orgânico em Suspensão (mg L^{-1})** = $(P2 - P3) / V \times 1000$
- **MSI - Material Inorgânico em Suspensão (mg L^{-1})** = $(P3 - P1) / V \times 1000$

Onde:

P1 = peso da membrana após pré-calcinação em mufla (g)

P2 = peso da membrana com o material particulado seco em estufa (g)

P3 = peso da membrana com o material particulado calcinado em mufla (g)

V = volume filtrado (L)

Alíquotas de água (10 mL) também foram coletadas de cada réplica, em cada um dos tratamentos e controles, no início e ao final da incubação (após 15h) para determinação da turbidez (NTU) utilizando um turbidímetro de bancada (± 0.5 NTU, Instrutherm TD-300); as leituras foram realizadas em triplicata analítica por amostra.

Adicionalmente, amostras de água (45 mL) foram coletadas com auxílio de uma pipeta sorológica de vidro graduada e pipetador automático, ao início e final do experimento, e acondicionadas em frascos de vidro mantidos em freezer (-20°C) para análise de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo total) seguindo métodos padrão (APHA, 1998). O fósforo total foi determinado pelo método de ácido ascórbico, enquanto o carbono e nitrogênio total foram analisados pelo método de combustão em analisador de carbono orgânico total (TOC-LCPH/CPN Shimadzu Corporation). O cálculo do Índice do Estado Trófico (IET) para cada um dos tratamentos, a partir dos valores de fósforo total (PT, $\mu\text{g L}^{-1}$), foi realizado seguindo as instruções da Agência Nacional de Águas (ANA) pela equação descrita por Lamparelli (2004):
$$\text{IET} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36) \times (\ln \text{PT}) / \ln 2)).$$

2.6 Determinação das taxas de remoção e ingestão do falso-mexilhão

As taxas de remoção ($\text{mL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e ingestão ($\text{mg ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) pelos organismos em resposta ao aumento da disponibilidade de séston foram calculadas com base em Coughlan (1969).

- **Taxa de Remoção ($\text{mL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$)** = $K \times V / n \times t$
- **Taxa de Ingestão ($\text{mg ind}^{-1} \text{h}^{-1}$)** = taxa de remoção x [inicial]

Onde:

K = (variação logarítmica da concentração final-inicial no tratamento) – (variação logarítmica da média da concentração final-inicial no controle)

V = volume da suspensão (mL)

N = número de indivíduos

T = tempo de incubação (h)

[] inicial = média geométrica entre a concentração inicial e final de MSO

Estas foram avaliadas para cada uma das réplicas independentes dos tratamentos utilizando as diferenças de concentração de material particulado em suspensão no início e ao final do experimento.

Dados de turbidez e nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo total) ao final das incubações para cada concentração, corrigidos pelo controle, também foram utilizados como indicador das variações induzidas pelas pelos bivalves.

2.7 Análises estatísticas

Os dados obtidos no experimento foram testados em função das diferentes concentrações experimentais de material particulado em suspensão usando análises unifatoriais paramétricas ou não paramétricas em função da natureza dos dados. A homogeneidade das variâncias e a normalidade dos dados foram testadas por teste de Levene e Kolmogorov-Smirnov, respectivamente, antes da aplicação dos testes unifatoriais de forma a se verificar as premissas de análises paramétricas. O teste paramétrico de análise de variância unifatorial (one-way ANOVA), seguido do pós-teste de Tukey quando o resultado foi significativo ($p \leq 0,05$), foi aplicado aos dados de taxas de ingestão e remoção de material particulado em suspensão pelo falso-mexilhão e de proporção da turbidez nos tratamentos em função do controle (após transformação por arcoseno da raiz quadrada). O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparações múltiplas quando o resultado foi significativo ($p \leq 0,05$), foi

aplicado aos dados de proporção de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo total) nos tratamentos em função do controle. As análises foram realizadas no Software Statistica 10.0 (StatSoft) e os gráficos foram desenvolvidos no programa Graph Pad Prism 5.0.

3. RESULTADOS

3.1 Composição do séston nos diferentes tratamentos

Com relação ao séston, em termos de conteúdo orgânico e inorgânico, foi possível observar um padrão semelhante na sua composição entre os diferentes tratamentos, variando entre 41 a 54% de conteúdo orgânico (Figura 3). O balanço de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo total) nas soluções de séston testadas está apresentada na Tabela 1. Com base nos valores de fósforo total ao início da incubação, todos os tratamentos apresentaram condições de sistemas aquáticos hipereutrofizados (ou seja, IET > 67) com valores de IET variando de 90,5 a 95,3 sendo portanto representativos de cenários de condições lagunares hipertróficas (Tabela 1).

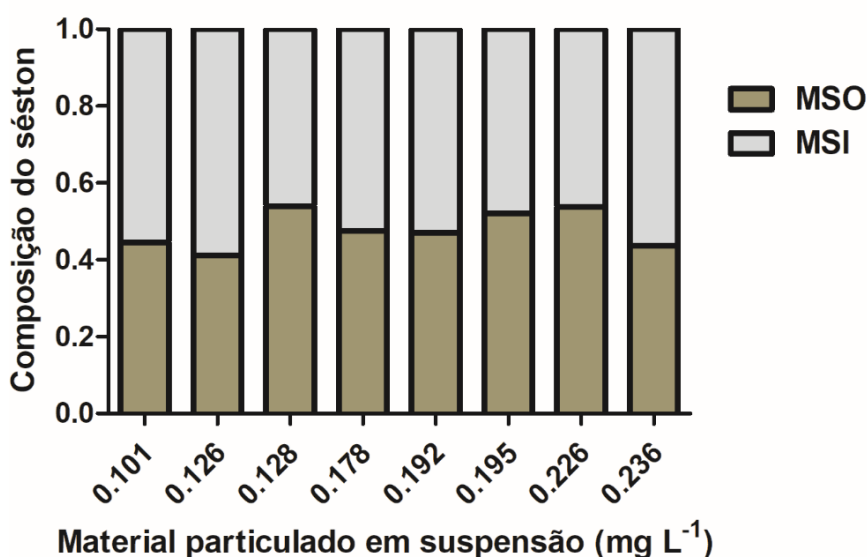


Figura 3. Composição do séston em termos de conteúdo orgânico (barra marrom) e inorgânico (barra cinza) por tratamento (ou seja, concentração de material particulado em suspensão testada).

Tabela 1. Concentração de nutrientes (mg L⁻¹) – carbono (TC), nitrogênio (TN) e fósforo total (TP) – nos oito tratamentos experimentais (T1-T8) e valores do índice de estado trófico (IEF) calculado para cada um dos tratamentos.

Nutrientes	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
TC	1,0003	2,3510	2,9715	2,6060	1,2685	1,4535	1,8670	3,8475
TN	0,2955	0,3666	0,2358	0,2944	0,1711	0,2686	0,5786	0,3214
TP	0,7990	1,1650	1,5080	1,6420	1,7720	1,7070	1,897	2,0040
IEF	90,51	92,47	93,81	94,25	94,65	94,45	95,00	95,29

3.2 Taxas de remoção e ingestão pelos bivalves invasores

Houve diferença significativa nas taxas de remoção de material particulado em suspensão (ou seja, clearance) pelos indivíduos de *M. leucophaeata* em função dos tratamentos (ANOVA, $F_{7,23} = 5.67$, $p = 0.002$). Uma tendência semelhante foi encontrada para as taxas de remoção de partículas em suspensão nos tratamentos com as concentrações de sólidos totais em suspensão de 0,101, 0,128, 0,195 e 0,192 mg L⁻¹ (Figura. 4). A maior taxa de remoção de partículas (i.e., 5,6 mL ind⁻¹ h⁻¹) foi observada na concentração 0,178 mg de sólidos totais em suspensão L⁻¹. Em contraste, na concentração 0,126 mg L⁻¹ houve uma tendência de redução no potencial de remoção de partículas por indivíduos, esta tendência foi semelhante e mais evidenciada nas concentrações mais altas de material particulado em suspensão: 0,227 e 0,237 mg L⁻¹. Houve diferença significativa apenas entre a maior taxa de ingestão, observada na concentração de 0.178 mg L, e as taxas obtidas nos tratamentos que apresentaram a segunda menor (i.e., 0.126) e as três maiores (i.e., 0.227 e 0.237) concentrações de séston (Tukey, $p \leq 0.040$) (Tabela 2).

Houve diferença significativa nas taxas de ingestão dos indivíduos de *M. leucophaeata* em função dos tratamentos (ANOVA, $F_{7,23} = 4.54$, $p = 0.006$). As maiores taxas de ingestão, aparentemente onde os indivíduos foram mais eficientes, foram observadas nas concentrações com 0,178, 0,192 e 0,195 mg de sólidos totais em suspensão L⁻¹ (Figura 4). Houve uma tendência semelhante nas taxas de ingestão para indivíduos incubados em concentrações de sólidos em suspensão de 0,101 e 0,128 mg L⁻¹ e entre as concentrações de 0,126, 0,227 e 0,237 mg L⁻¹. Entretanto, houve diferença significativa apenas entre a maior taxa de ingestão, observada na concentração de 0,178 mg L⁻¹, e as taxas obtidas nos tratamentos com as duas menores (i.e., 0,101 e 0,126 mg L⁻¹) e duas maiores (i.e., 0,227 e 0,237 mg L⁻¹) concentrações

de séston (Tukey, $p \leq 0.028$) (Tabela 2).

Houve diferença significativa na variação da turbidez em função dos tratamentos experimentais (ANOVA, $F_{7,23} = 24.96$, $p < 0.0001$). Houve uma tendência de redução na turbidez em função do aumento na concentração de material particulado em suspensão até atingir a maior variação de turbidez (ou seja, maior diferença em relação ao controle) na concentração de 0,178 mg L^{-1} . Entretanto, a partir da concentração de 0,192 mg de material particulado em suspensão L^{-1} foi observada uma brusca redução na variação da turbidez com tendência de estabilização nos tratamentos com as maiores concentrações (Figura 4). As variações de turbidez observadas nas concentrações de 0,128 e 0,178 mg de material particulado em suspensão L^{-1} não apresentaram diferença significativa entre si (Tukey, $p = 0.082$), mas houve diferença significativa entre estas e as variações de turbidez encontradas nos demais tratamentos (Tukey, $p \leq 0.020$) (Tabela 2).

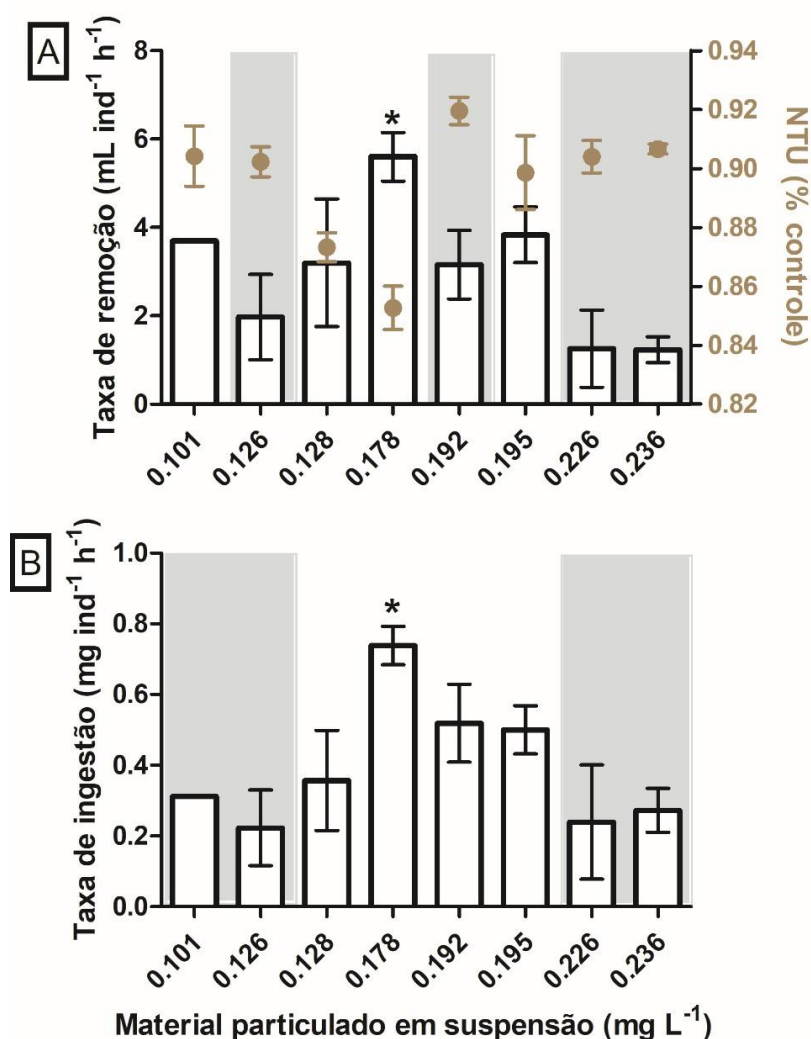


Figura 4: Valores médios (\pm desvio-padrão) das respostas alimentares de *Mytilopsis*

leucophaeata em função da concentração de material particulado em suspensão (mg L^{-1}). A) taxa de remoção de partículas em suspensão (*clearance*, $\text{mL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e variação da turbidez (NTU) em percentagem do controle, eixo da direita; e B) taxa de ingestão ($\text{mg ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) dos indivíduos. As barras em área hachurada indicam diferença significativa entre as taxas (barras) contidas na área e a barra indicada com * (Tukey, $p \leq 0.040$).

Houve diferença significativa na proporção de fósforo total, corrigido pelo controle, em função dos tratamentos experimentais (Kruskal-Wallis, $H_{7,24} = 19.88$, $p = 0.006$). Houve uma tendência de redução nas concentrações de fósforo total após a incubação em relação aos controles nas menores concentrações de séston testadas ($0,102 - 0,128 \text{ mg L}^{-1}$), seguido de aumento da concentração de fósforo em relação aos controles nas concentrações intermediárias ($0,178$ e $0,192 \text{ mg L}^{-1}$), e posterior redução com estabilização entre a concentração de fósforo total nos tratamentos e controles nas maiores concentrações de material particulado em suspensão ($0,195 - 0,237 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 5; Tabela 2). Entretanto, houve diferença significativa apenas entre os tratamentos que apresentaram o maior e menor valores de fósforo total em percentagem do controle (i.e., 139% e 50%, respectivamente) (comparações múltiplas, $p = 0.012$). Também foi encontrada diferença significativa na proporção de carbono total, corrigido pelo controle, em função dos tratamentos (Kruskal-Wallis, $H_{7,24} = 20.87$, $p = 0.004$). Assim como os dados de fósforo total, houve uma tendência inicial de redução nas concentrações de carbono total em relação os controles nos tratamentos com concentrações mais baixas de séston ($0,102-0,128 \text{ mg L}^{-1}$), seguido de rápido aumento nas concentrações intermediárias de séston ($0,178$ e $0,192 \text{ mg L}^{-1}$), e posterior redução com estabilização entre tratamentos e controles nas concentrações mais elevadas de material particulado em suspensão ($0,195 - 0,237 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 5; Tabela 2). Ao se comparar os dados por comparações múltiplas, houve diferença apenas entre os tratamentos que apresentaram o maior e o menor valores de carbono total em percentagem do controle (ou seja, 152% e 68%, respectivamente; $p = 0.018$). Em relação aos dados de nitrogênio total, houve uma tendência de drástica redução nas concentrações em relação aos controles, seguida de estabilização em valores inferiores ou iguais a 30% em percentagem do controle (Figura 5; Tabela 2). Entretanto, não houve diferença significativa na proporção de nitrogênio total entre as diferentes concentrações testadas (Kruskal-Wallis, $H_{7,24} = 3.18$, $p = 0.868$). Com relação ao IET, as respostas alimentares do falso mexilhão em curto período de incubação (15 h) não induziram alterações em termos estado de trofia, todos os valores calculados com base na concentração de fósforo total ao final das incubações se

mantiveram acima de 67 indicando condição hipertrófica (Tabela 2).

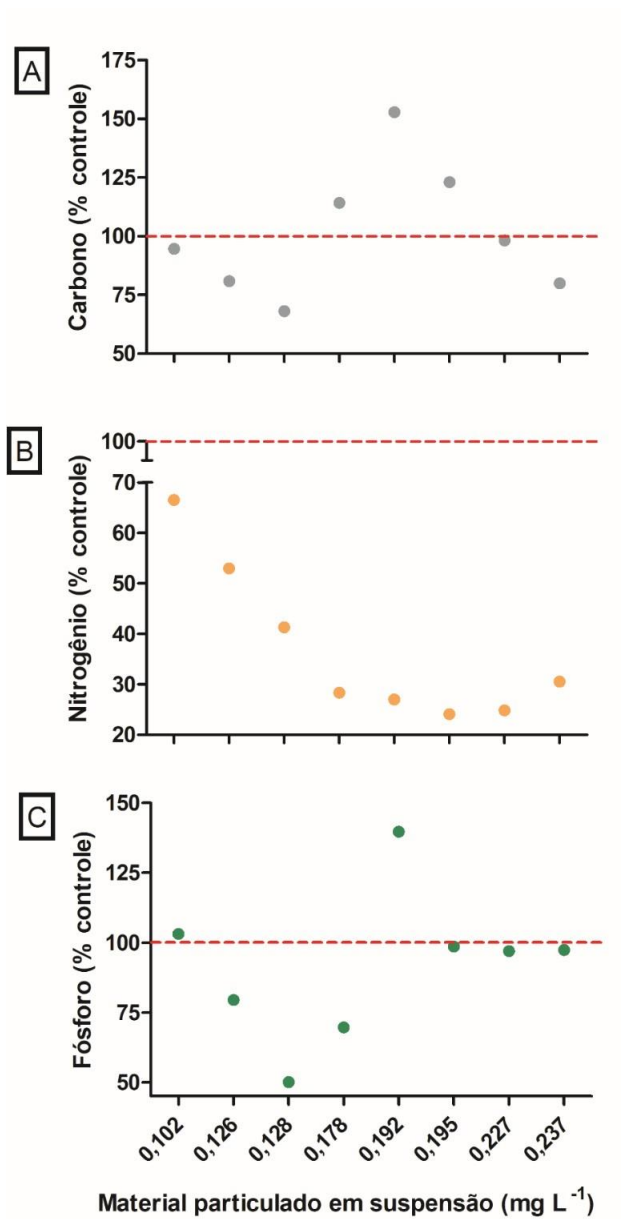


Figura 5: Variação na concentrações de nutrientes, em porcentagem do controle, em função da concentração de material particulado em suspensão ao final da incubação com *Mytilopsis leucophaeata*, sendo: A) carbono, B) nitrogênio e C) fósforo total. A linha tracejada indica 100% de compatibilidade entre resultados obtidos nos controles e tratamentos (ou seja, sem aumento ou redução na concentração do tratamento em relação ao controle).

Tabela 2: Média das taxas de remoção ($\text{mL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) e ingestão ($\text{mg ind}^{-1} \text{h}^{-1}$) de partículas em suspensão, variação de turbidez (% controle) e nutrientes – carbono, nitrogênio e fósforo total (% controle) – e índice de estado trófico (IFE) por tratamentos com diferentes concentrações iniciais de material particulado em suspensão (MPS, mg L^{-1}). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos para cada uma das variáveis (teste *a posteriori* de Tukey ou comparações múltiplas, $p \leq 0.05$).

MPS (mg L^{-1})	Remoção ($\text{mL ind}^{-1} \text{h}^{-1}$)	Ingestão ($\text{mg ind}^{-1} \text{h}^{-1}$)	Turbidez (%)	Carbono (%)	Nitrogênio (%)	Fósforo (%)	IEF
0,101	3,70 ^{a,b}	0,31 ^a	90,4 ^a	94,6 ^{a,b}	66,5	103 ^{a,b}	89,93
0,126	1,97 ^a	0,22 ^a	84,3 ^a	80,9 ^{a,b}	52,9	79,5 ^{a,b}	90,98
0,128	3,20 ^{a,b}	0,36 ^{a,b}	72,2 ^b	68,0 ^a	41,3	50,0 ^a	89,87
0,178	5,60 ^b	0,74 ^b	63,6 ^b	114,2 ^{a,b}	28,4	69,7 ^{a,b}	91,76
0,192	3,83 ^{a,b}	0,50 ^{a,b}	82,7 ^a	152,9 ^b	27,0	139 ^b	93,45
0,195	3,16 ^a	0,52 ^{a,b}	91,5 ^a	123,1 ^{a,b}	24,1	98,6 ^{a,b}	94,19
0,227	1,25 ^a	0,24 ^a	84,9 ^a	98,2 ^{a,b}	24,9	97,0 ^{a,b}	95,58
0,237	1,23 ^a	0,27 ^a	86,1 ^a	79,9 ^{a,b}	30,5	97,4 ^{a,b}	95,20

4. DISCUSSÃO

O presente estudo evidenciou que o falso-mexilhão invasor *Mytilopsis leucophaeata* é capaz de remover de forma significativa material particulado em suspensão do séston frente à cenários de hipereutrofização em lagoas costeiras. Entretanto, a capacidade de remoção e ingestão de material em suspensão pelo bivalve apresentou diferenças significativas em função das concentrações de séston testadas, o que indica limitação na capacidade deste bivalve em atuar na depuração de sistemas introduzidos impactados por alta carga de poluição orgânica. Numa tendência geral, as respostas alimentares dos indivíduos de *M. leucophaeata* aumentaram em função do aumento da oferta de alimento natural (ou seja, material particulado em suspensão) com pico nas taxas de remoção e ingestão na concentração de 0,178 mg de material particulado em suspensão L⁻¹. Esse padrão de resposta é comumente observado em ensaios experimentais com bivalves, em que é observado aumento da taxa de ingestão em função do aumento da concentração de séston (Velasco et al., 2002). Da mesma forma, em estudo realizado com o mexilhão verde asiático *Perna viridis* foi disponibilizado aos bivalves soluções crescentes de cultura da microalga *Isochrysis galbana* e verificou-se que a taxa de ingestão do mexilhão aumentou frente ao aumento da concentração de microalga (Rajesh et al., 2000). Entretanto, no presente estudo, ao invés das taxas de remoção e ingestão nas concentrações mais altas de séston (em especial 0,227 e 0,237 mg de material particulado L⁻¹) estabilizarem em valores similares as taxas máximas observadas (5,6 mL ind⁻¹ h⁻¹ e 0,74 mg ind⁻¹ h⁻¹, respectivamente), houve uma redução significativa nas respostas alimentares dos indivíduos, sugerindo que as altas cargas de material particulado em suspensão causam efeito negativo nas capacidades de remoção e ingestão de partículas e, conseqüentemente, na capacidade de depuração do sistema aquático pelo falso mexilhão *M. leucophaeata*. Resultados similares foram observados no estudo citado anteriormente, em que ocorre um aumento significativo na ingestão do mexilhão verde asiático *P. viridis*, porém seguido de um declínio abrupto nas maiores concentrações de microalgas

(Rajesh et al., 2000). Além de espécies incrustantes, respostas similares foram obtidas para o bivalve infaunal *Paphia malabarica*, em que as taxas de remoção e ingestão aumentaram inicialmente em resposta à crescente concentração de séston, havendo diminuição de ambas as taxas em concentrações mais altas (Navarro & Widdows, 1997). Altas concentrações de material inorgânico em suspensão reduziu abruptamente as taxas de remoção, ingestão e assimilação do mexilhão zebra *Dreissena polymorpha* em condições experimentais (Madon et al., 1998).

No presente estudo, possivelmente, as altas concentrações de material particulado em suspensão ao longo da incubação curta (~15h) de indivíduos de *M. leucophaeata* pode ter induzido ao rápido fechamento das valvas e, conseqüentemente, à redução nas taxas de remoção e ingestão de partículas em suspensão por ajuste às condições experimentais em termos de qualidade de alimento ou mesmo ter sido induzido por danos ao epitélio e/ou entupimento das brânquias destes bivalves. Bivalves filtradores suspensívoros possuem habilidade de regulação da abertura de valvas em resposta à concentrações de matéria orgânica particulada impactando diretamente na atividade de remoção de partículas (Riisgard et al., 2003). Outra condição que pode explicar esse comportamento em bivalves é o aumento da produção de biodepósitos, ou seja, fezes e pseudofezes. Estudos relacionados à atividade alimentar e disponibilidade de séston revelam que os bivalves possuem a capacidade de selecionar o que é consumido, ou seja, selecionam alimento rico em conteúdo orgânico e rejeitam dieta rica em partículas inorgânicas, consideradas de pior qualidade (Bacon et al., 1998; Velasco et al., 2002). Essa avaliação é feita através da análise da produção de pseudofezes (ou seja, porção de material filtrado rico em conteúdo inorgânico e rejeitado pelos bivalves a partir da produção de muco), tendo sido observada uma tendência de aumento na produção de pseudofezes em maiores concentrações de séston (Velasco et al., 2002). Conseqüentemente, declínios nas taxas de ingestão foram relacionadas ao aumento na disponibilidade de partículas inorgânicas (Ward & MacDonald,

1996) em função da maior produção de pseudofezes pelos bivalves (Bayne et al., 1989; Navarro & Widdows, 1997; Velasco et al., 2002). Dessa forma, no presente estudo, sugere-se que a diminuição das taxas de remoção e ingestão pelo falso mexilhão nas altas concentrações de material particulado em suspensão também possa estar relacionada a alta disponibilidade e potencial acúmulo de partículas inorgânicas, proveniente da excreção (fezes), e posteriormente rejeitada pelos bivalves como pseudofezes.

Dentre os indicadores avaliados na água (ou seja, turbidez e concentração de nutrientes) para detecção de variações nas concentrações de material particulado em suspensão no séston, a variação na turbidez se mostrou bastante eficiente e coerente com o padrão dos resultados obtidos para as taxas alimentares dos organismos. Houve uma tendência de redução na transparência da água nos tratamentos experimentais em relação aos controles, sendo a menor variação de turbidez (ou seja, maior redução desta variável em relação ao controle) obtida na concentração em que as taxas alimentares foram significativamente maiores, seguida de menores variações em relação ao controle e tendência de estabilização mesmo com o aumento da concentração de material particulado em suspensão. Apesar de menor variação, a redução na turbidez observada em relação ao controle indica que as taxas de remoção e ingestão são positivas (ou seja, os organismos estão removendo e consumindo partículas em suspensão) mas não o suficiente para causar grandes diferenças na turbidez da água em concentrações de séston igual ou superiores a 0,192 mg de material particulado L⁻¹. Diferenças significativas na turbidez da água induzidas pela espécie de bivalve invasor *M. leucophaeata* foram evidenciadas em estudo realizado com dados históricos pré- e pós-introdução da espécie na Lagoa Rodrigo de Freitas, também corroborado através de ensaios experimentais curtos, onde alterações nos parâmetros de qualidade da água foram significativas evidenciando aumento na transparência (Neves et al., 2020). De forma similar, outros estudos realizados com *M. leucophaeata* apontaram alta eficiência na taxa de filtração como determinante para a redução na turbidez da

coluna d'água (Rice, 2000; Sousa et al., 2011). Com isso, em função do baixo custo da análise e rápida obtenção de dados, os resultados do presente estudo sugerem que variações na turbidez podem ser aplicadas em estudos experimentais como eficiente indicador para detecção de variações na concentração de séston induzidas por respostas alimentares de bivalves e, possivelmente, outros grupos de organismos filtradores suspensívoros. Resultados semelhantes foram observados em outros estudos, como no ensaio utilizando bivalves como filtro biomecânico para redução do material particulado em efluentes de tanques de peixes que apontou a redução da turbidez como uma variável relevante (Shpigel et al., 1997), e em estudo utilizando mexilhões para remoção de bactérias patogênicas oriundas do lançamento de esgoto que verificou que a magnitude da redução da turbidez foi preditiva para redução da contaminação (Durand et al., 2020).

No sistema natural, o falso mexilhão *M. leucophaeata* atua diretamente removendo partículas orgânicas da coluna d'água e convertendo o conteúdo orgânico assimilado em biomassa (ou seja, em crescimento), mas também reciclando nutrientes por excreção a partir da liberação de nutrientes inorgânicos dissolvidos, e na remineralização com a produção de fezes e pseudofezes, o que os torna um elo importante no balanço de nutrientes em sistemas aquáticos. Em geral, bivalves excretam grandes quantidades de nutrientes inorgânicos dissolvidos, como fósforo e nitrogênio (Kuenzler, 1961; Hakenkamp et al., 2001; Orlova et al., 2004; Vaughn & Hoellein, 2018), e nutrientes se tornam disponíveis para o compartimento bentônico a partir da produção e deposição dos biodepósitos (Vaughn & Hoellein, 2018). No presente estudo, sugere-se que a diminuição de carbono e fósforo total nas menores concentrações de séston tenha ocorrido devido ao aumento na taxa de ingestão e assimilação de material orgânico, sendo observada uma redução das concentrações destes nutrientes em relação aos controles. Em condições experimentais, indivíduos de *M. leucophaeata* induziram significativo aumento nas concentrações de fósforo total reativo em concentrações de séston similares às encontradas no

ambiente natural - a Lagoa Rodrigo de Freitas (Neves et al. 2020). Apesar das taxas de excreção dos dreissenídeos variarem em função da composição de microalgas, estequiometria do séston, abundância de bivalves e taxas de ingestão (Vanderploeg et al., 2017), a proporção de nutrientes dissolvidos excretados pelo mexilhão zebra *D. polymorpha* é composta por menos nitrogênio e mais fósforo (Arnott & Vanni, 1996). Este fato reforça a importância de se monitorar o balanço de nutrientes e o impacto do dreissenídeo invasor *M. leucophaeata* na disponibilidade de nutrientes inorgânicos dissolvidos que podem favorecer a proliferação de organismos produtores, tais como micro- e macroalgas. Após a invasão de sistemas aquáticos por dreissenídeos, tem sido verificados aumentos no crescimento de algas bentônicas e florações de macroalgas (Ozersky et al., 2009; Auer et al., 2010). Os dreissenídeos podem contribuir com o aumento no aporte de fósforo através da excreção em sistemas invadidos (ex. Arnott e Vanni, 1996; James et al., 2001; Conroy et al., 2005; Naddafi et al., 2008), o fósforo disponibilizado pela excreção dos mexilhões pode ultrapassar em 11 vezes a concentração natural presente na coluna de água que chega ao compartimento bentônico (Mosley & Bootsma, 2015). No presente estudo, independente das concentrações de séston e das taxas de ingestão dos bivalves, a abrupta redução na disponibilidade nitrogênio total nos tratamentos quando comparado ao controle parece ter sido promovida por uma rápida absorção deste nutriente dissolvido por microrganismos presentes na água da Lagoa Rodrigo de Freitas. Estes microrganismos são, provavelmente células de nano- e picocianobactérias que dominam na comunidade planctônica deste sistema aquático, e que, em função do tamanho reduzido, não são removidas e controladas pelo falso mexilhão.

Os resultados do presente estudo sugerem que nas condições atuais da água da Lagoa Rodrigo de Freitas ($\bar{x}=0,015 \text{ mg L}^{-1}$), a espécie invasora *M. leucophaeata* ainda tem capacidade de responder de forma positiva a entradas pontuais de matéria orgânica, normalmente oriundas de esgoto doméstico que deságua de forma ilegal junto às águas pluviais e fluviais (Neves &

Santos, 2021), aumentando suas taxas de remoção e ingestão de material particulado em suspensão. Entretanto, tendo em vista a alta urbanização no entorno de sistemas costeiros e lagunares (Zheng et al., 2020), o histórico e contínuo aporte de esgoto sem tratamento nestes sistemas (Li et al., 2012) e as previsões de maior incidência de chuvas extremas com deságue de águas poluídas (Neves & Santos, 2021), sugere-se que medidas eficazes voltadas ao planejamento espacial, regulação sanitária e controle de efluentes sejam tomadas de modo a evitar pioras nos cenários de qualidade de água em sistemas costeiros lagunares, em especial na Lagoa Rodrigo de Freitas. Além disso, a restauração e conservação de vegetações marginais nestes sistemas é uma importante ferramenta, especialmente áreas de manguezal por atuarem como filtros biológicos reduzindo a disponibilidade de nutrientes (González-Alcaraz et al., 2011).

Espécies invasoras que possuem elevada capacidade de se estabelecerem com sucesso em um novo ambiente, apresentam algumas características específicas, tais como: tolerância fisiológica à modificações ambientais e ambientes extremos, rápido crescimento e maturidade sexual, comportamento gregário e ampla variabilidade genética (Darrigran, 2002). Na Lagoa Rodrigo de Freitas, alguns impactos já foram relacionados à invasão do falso mexilhão *M. leucophaeata*, em especial no que tange a qualidade da água. Entretanto, durante a execução do presente estudo observamos uma acentuada redução da espécie de bivalve nativo *Brachidontes darwinianus* em comparação com estudos anteriores (Rodrigues et al., 2021). Uma vez que a diminuição de populações de macroinvertebrados pode ser observada com a introdução de espécies de bivalves (Darrigran et al., 1998), em especial se tratando da espécie nativa com características similares à introduzida, sugere-se que futuros estudos sejam direcionados à avaliação de uma possível substituição da espécie de bivalve nativa pela invasora na Lagoa Rodrigo de Freitas,. Com isto, toda cautela é necessária para se evitar novas introduções não intencionais de *M. leucophaeata* em sistemas lagunares. Entretanto, em sistemas onde esta

espécie já se estabeleceu de forma bem sucedida e domina a macrofauna bentônica como é o caso da Lagoa Rodrigo de Freitas, inclusive criando substrato para a ocorrência de espécies da fauna nativa (Rodrigues et al., 2021), o manejo dos aglomerados de indivíduos da espécie para áreas do sistema onde ocorrem deságues pontuais de altas cargas de matéria orgânica poderia promover uma redução local nas concentrações de material orgânico particulado em suspensão e, de uma forma geral, teria potencial para auxiliar na depuração do sistema aquático como um todo. Entretanto, cabe ressaltar que em condições hipertróficas parece haver um limite na capacidade de remoção e ingestão de partículas orgânicas, que foi evidenciado experimentalmente no presente estudo simulando sistemas tropicais (24°C), refletindo na redução do potencial e capacidade de depuração e eficiência da espécie em promover melhorias na qualidade de água. Considerando a previsão dos cenários de mudanças climáticas globais (IPCC, 2021) com aquecimento global ultrapassando 1,5 °C entre 2021 e 2040, sugere-se que novos estudos avaliem o impacto do aumento da temperatura nas respostas alimentares deste bivalve de forma a levantar possíveis questões quanto a sua capacidade de depuração de sistemas tropicais em cenários de alterações climáticas globais.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, twentieth ed. American Public Health Associations, American Water Works Association. Water Environmental Federation, Washington, DC, p. 361.
- Arnott, D. L., & M. J. Vanni, 1996. Nitrogen and phosphorus recycling by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the western basin of Lake Erie. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 646–659, doi: 10.1139/f95-214.
- Auer, M. T., L. M. Tomlinson, S. N. Higgins, S. Y. Malkin, E. T. Howell, & H. A. Bootsma, 2010. Great Lakes Cladophora in the 21st century: same algae—different ecosystem. Journal of Great Lakes Research 36: 248–255, doi: 10.1016/j.jglr.2010.03.001.

- Bacon, G. S., B. A. MacDonald, & J. E. Ward, 1998. Physiological responses of infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magellanicus*) bivalves to variations in the concentration and quality of suspended particles: I. Feeding activity and selection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 219(1-2), 105-125.
- Bai, L., Q. Ju, C. Wang, L. Tian, C. Wang, H. Zhang, & H. Jiang, 2022. Responses of steroid estrogen biodegradation to cyanobacterial organic matter biodegradability in the water column of a eutrophic lake. *Science of the Total Environment* 805: 150058, doi: [10.1016/j.scitotenv.2021.150058](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150058)
- Bayne, B. L., A. J. S., Hawkins, E. Navarro, & I. P. Iglesias, 1989. Effects of seston concentration on feeding, digestion and growth in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series*, 47-54.
- Borthagaray, A. I., Carranza, A., 2007. Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica* 31: 243–250.
- Conroy, J. D., W. J. Edwards, R. A. Pontius, D. D. Kane, H. Zhang, J. F. Shea, J. N. Richey, & D. A. Culver, 2005. Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (*Dreissena* spp.): potential impacts for nutrient remineralisation in western Lake Erie. *Freshwater Biology* 50: 1146–1162, doi: 10.1111/j.1365-2427.2005.01392.x.
- Coughlan, J., 1969. The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Marine Biology* 2: 356–358, doi: 10.1007/BF00355716.
- Darrigran, G., 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4: 145–156.
- Durand, S. E., R. Niespor., A. Ador., N. Govinda., M. Candia, & K. Torres, 2020. Ribbed mussel in an urban waterway filters bacteria introduced by sewage. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111629.
- Filgueira, R., C. J. Byron, L. A. Comeau, B. Costa-Pierce, P. J. Cranford, J. G. Ferreira, J.

- Grant, T. Guyondet, H. M. Jansen, T. Landry, C. W. McKindsey, J. K. Petersen, G. K. Reid, S. M. C. Robinson, A. Smaal, R. Sonier, Strand, & T. Strohmeier, 2015. An integrated ecosystem approach for assessing the potential role of cultivated bivalve shells as part of the carbon trading system. *Marine Ecology Progress Series* 518: 281–287.
- Florin A. B., M. O. K. F Svensson, E. Schagerström, L. Kautsky, & L. Bergström 2013. First records of Conrad's false mussel, *Mytilopsis leucophaeata* in the Southern Bothnian Sea, Sweden, near a nuclear power plant. *BioInvasions Records* 2: 303-309.
- Freitas-Souza, D., A. B. Nobile, F. D. Prado, É. A. Serrano, F. P. Lima, F. Foresti, F. Porto-Foresti, & C. Oliveira, 2022. Genetic markers indicate that hybrids of *Pseudoplatystoma* (Siluriformes, Pimelodidae) are reproducing in natural environments in southeastern Brazil. *Biological Invasions* 6, doi: 10.1007/s10530-021-02701-6.
- Gentry, R. R., H. K. Alleway, M. J. Bishop, C. L. Gillies, T. Waters, & R. Jones, 2020. Exploring the potential for marine aquaculture to contribute to ecosystem services. *Reviews in Aquaculture* 12: 499–512, doi: 10.1111/raq.12328.
- González-Alcaraz, M. N., C. Egea, A. María-Cervantes, F. J. Jiménez-Cárceles, & J. Álvarez-Rogel, 2011. Effects of eutrophic water flooding on nitrate concentrations in mine wastes. *Ecological Engineering*, 37(5), 693-702.
- Gifford, R., 2007. *Environmental psychology: Principles and practice*.
- Grabowski, J. H., R. D. Brumbaugh, R. F. Conrad, A. G. Keeler, J. J. Opaluch, C. H. Peterson, M. F. Piehler, S. P. Powers, & A. R. Smyth, 2012. Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. *BioScience* 62: 900–909.
- Graczyk, T., D. Conn, F. Lucy, D. Minchin, L. Tamang, L. S. Moura, & A. Silva, 2004. Human waterborne parasites in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from the Shannon River drainage area, Ireland. *Parasitology Research* 93: 385–391, doi: 10.1007/s00436-004-1142-4.

- Graczyk, T. K., D. J. Marcogliese, Y. de Lafontaine, A. J. Silva, B. Mhangami-Ruwende, & N. J. Pieniazek, 2001. *Cryptosporidium parvum* oocysts in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): evidence from the St. Lawrence River. *Parasitology Research* 87: 231–234, doi: 10.1007/s004360000293.
- Hakenkamp, C. C., S. G. Ribblett, M. A. Palmer, C. M. Swan, J. W. Reid, & M. R. Goodison, 2001. The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. *Freshwater Biology* 46: 491–501, doi: 10.1046/j.1365-2427.2001.00700.x.
- Havel, J. E., K. E. Kovalenko, S. M. Thomaz, S. Amalfitano, & L. B. Kats, 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* 750: 147–170, doi: 10.1007/s10750-014-2166-0.
- James, W. F., J. W. Barko, & H. L. Eakin, 2001. Phosphorus recycling by zebra mussels in relation to density and food resource availability. *Hydrobiologia* 455: 55–60, doi: 10.1023/A:1011935317815.
- Khan, M. N., & F. Mohammad, 2014. Eutrophication: challenges and solutions. In *Eutrophication: causes, consequences and control* (pp. 1-15). Springer, Dordrecht.
- Kreeger, D. A., C. M. Gatenby, & P. W. Bergstrom, 2018. Restoration potential of several native species of bivalve molluscs for water quality improvement in Mid-Atlantic watersheds. *Journal of Shellfish Research* 37: 1121, doi: 10.2983/035.037.0524.
- Kuenzler, E. J., 1961. Phosphorus budget of a mussel population. *Limnology and Oceanography* 6: 400–415, doi: 10.4319/lo.1961.6.4.0400.
- Lamparelli, M. C., 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. PhD thesis, São Paulo University (USP), São Paulo, Brazil 235 f.

- Li, X., Y. Wang., B. Li., C. Feng., Y. Chen., & Z. Shen, 2013. Distribution and speciation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze estuary and coastal areas. *Environmental earth sciences*, 69(5), 1537-1547.
- Lloret, J., A. Marín, & L. Marín-Guirao, 2008. Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 403–412, doi: 10.1016/j.ecss.2008.01.003.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, & F. A. Bazzaz, 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689, doi: 10.2307/2641039.
- Madon, S. P., D. W. Schneider, J. A. Stoeckel, & R. E. Sparks, 1998. Effects of inorganic sediment and food concentrations on energetic processes of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: implications for growth in turbid rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 401–413, doi: 10.1139/f97-214.
- Maia-Neto, A. D. S., C. H. S. Caetano, & R. S. Cardoso, 2020. Population dynamics and secondary production of the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia, Dreissenidae) in Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Shellfish Research* 39: 655–669, doi: 10.2983/035.039.0311.
- Marescaux, J., E. Falisse, J. Lorquet, K. V. Doninck, J. N. Beisel, & J. P. Descy, 2016. Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia*, 777: 67–78.
- McLaughlan, C., & D. C. Aldridge, 2013. Cultivation of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) within their invaded range to improve water quality in reservoirs. *Water Research* 47: 4357–4369, doi: 10.1016/j.watres.2013.04.043.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC: 155, doi: 10.5822/978-1-61091-484-0_1.

- Mosley, C., & H. Bootsma, 2015. Phosphorus recycling by profunda quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research International Association for Great Lakes Research* 41: 38–48, doi: 10.1016/j.jglr.2015.07.007.
- Naddafi, R., K. Pettersson, & P. Eklöv, 2008. Effects of the zebra mussel, an exotic freshwater species, on seston stoichiometry. *Limnology and Oceanography* 53: 1973–1987, doi: 10.4319/lo.2008.53.5.1973.
- Navarro, J. M., & L. A. Velasco, 2003. Comparison of two methods for measuring filtration rate in filter feeding bivalves. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83(3), 553-558.
- Navarro, J. M., & J. Widdows, 1997. Feeding physiology of *Cerastoderma edule* in response to a wide range of seston concentrations. *Marine Ecology Progress Series* 152: 175–186, doi: 10.3354/meps152175.
- Needles, L. A., S. E. Lester, R. Ambrose, A. Andren, M. Beyeler, M. S. Connor, J. E. Eckman, B. A. Costa-Pierce, S. D. Gaines, K. D. Lafferty, H. S. Lenihan, J. Parrish, M. S. Peterson, A. E. Scaroni, J. S. Weis, & D. E. Wendt, 2015. Managing bay and estuarine ecosystems for multiple services. *Estuaries and Coasts* 38: 35–48, doi: 10.1007/s12237-013-9602-7.
- Neves, R. A. F., C. Naveira, I. C. Miyahira, S. G. M. Portugal, N. Krepsky, & L. N. Santos, 2020. Are invasive species always negative to aquatic ecosystem services? The role of dark false mussel for water quality improvement in a multi-impacted urban coastal lagoon. *Water Research* 184: 116108, doi: 10.1016/j.watres.2020.116108.
- Neves, R. A. F., & L. N. Santos, 2021. Short-term effects of very heavy rainfall events on the water quality of a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*, doi:10.1007/s10750-021-04772-x.
- Nizzoli, D., D. T. Welsh, E. A. Fano, & P. Viaroli, 2006. Impact of clam and mussel farming

- on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. *Marine Ecology Progress Series* 315: 151–165.
- Orlova, M., S. Golubkov, L. Kalinina, & N. Ignatieva, 2004. *Dreissena polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae) in the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland, Baltic Sea): Is it a biofilter or source for pollution? *Marine Pollution Bulletin* 49: 196–205, doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.02.008.
- Ozersky, T., S. Y. Malkin, D. R. Barton, & R. E. Hecky, 2009. Dreissenid phosphorus excretion can sustain *C. glomerata* growth along a portion of Lake Ontario shoreline. *Journal of Great Lakes Research* 35: 321–328, doi: 10.1016/j.jglr.2009.05.001.
- Padedda, B. M., A. Lugliè, G. G. Lai, F. Giadrossich, C. T. Satta, & S. Pulina, 2022. Land-based impact of nutrient loads and eutrophication on an ancient Mediterranean natural lake. *Hydrology* 9: 7, doi: [10.3390/hydrology9010007](https://doi.org/10.3390/hydrology9010007).
- Padedda, B. M., S. Pulina, C. T. Satta, A. Lugliè, & P. Magni, 2019. Eutrophication and Nutrient Fluxes in Mediterranean Coastal Lagoons *Encyclopedia of Water*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA: 1–16, doi: 10.1002/9781119300762.wsts0161.
- Pothoven, S. A., G. L. Fahnenstiel, H. A. Vanderploeg, & T. F. Nalepa, 2016. Changes in water quality variables at a mid-depth site after proliferation of dreissenid mussels in southeastern Lake Michigan. *Fundamental and Applied Limnology* 188: 233–244, doi: 10.1127/fal/2016/0883.
- Rajesh, K. V., K. S., Mohamed, & V., Krip, 2001. Influence of algal cell concentration, salinity and body size on the filtratoin and ingestion rates of cultivable Indian bivalves. *Indian journal of marine sciences*, 30(2), 87-92.
- Ramus, A. P., B. R. Silliman, M. S. Thomsen & Z. T. Long, 2018. Correction: An invasive foundation species enhances multifunctionality in a coastal ecosystem (*Proc Natl Acad Sci USA* (2018) 114 (8580–8585) DOI: 10.1073/pnas.1700353114). *Proceedings of the*

- National Academy of Sciences of the United States of America 115: E3856, doi: [10.1073/pnas.1804651115](https://doi.org/10.1073/pnas.1804651115).
- Rice, P. H., 2000. The effects of selected environmental variables on filtration rate of *Mytilopsis leucophaeata* and evaluation of its potential role in the purification of mariculture effluent. Tese de Doutorado. Texas A&M University.
- Riisgård, H. U., C. Kittner, & D. F. Seerup, 2003. Regulation of opening state and filtration rate in filter-feeding bivalves (*Cardium edule*, *Mytilus edulis*, *Mya arenaria*) in response to low algal concentration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 284: 105–127, doi: 10.1016/S0022-0981(02)00496-3.
- Rio de Janeiro Municipality, 2021. Gestão Ambiental do Sistema da Lagoa Rodrigo de Freitas. Boletim n° 171/2021. Available online at <http://www.rio.rj.gov.br/web/smac/gestao-da-lagoa-rodrigo-de-freitas>.
- Rizzo, A. E., I. C. Miyahira, G. Moser, & S. B. Dos Santos, 2014. A new record of *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia: Dreissenidae) in Rio de Janeiro (Brazil). *Marine Biodiversity Records* 7: e129, doi: 10.1017/S1755267214001286.
- Rocha, O., E. L. Espíndola., A. C. Rietzler., N. Fenerich-Verani, & J. R. Verani, 2011. Animal invaders in São Paulo state reservoirs. *Oecologia Australis*, 15(3), 631-642.
- Rodrigues, A. J. D. S., M. R. Fernandes, I. C. Miyahira, L. N. Santos, & C. H. S. Caetano, 2021. Benthic macrofauna associated to the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Dreissenidae) in a coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 93: 1–19, doi: 10.1590/0001-3765202120191221.
- Santos, N. O. & L. Teixeira, 2019. Accelerated reoxygenation of water bodies using hydrogen peroxide. *International Journal of Environmental Studies* Routledge 76: 558–570.

- Sotka, E. E., & J. E. Byers, 2019. Not so fast: promoting invasive species to enhance multifunctionality in a native ecosystem requires strong(er) scrutiny. *Biological Invasions* 21: 19–25, doi: 10.1007/s10530-018-1822-0.
- Sousa, R., J. L. Gutiérrez, & D. C. Aldridge, 2009. Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions* 11: 2367–2385, doi: 10.1007/s10530-009-9422-7.
- Shpigel, M., A. Gasith., & E. Kimmel, 1997. A biomechanical filter for treating fish-pond effluents. *Aquaculture*, 152(1-4), 103-117.
- Sprung, M., & U. Rose, 1988. Influence of food size and food quantity on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. *Oecologia* 77: 526–532.
- Vanderploeg, H. A., J. R. Liebig, W. W. Carmichael, M. A. Agy, T. H. Johengen, G. L. Fahnenstiel, & T. F. Nalepa, 2001. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1208–1221, doi: 10.1139/cjfas-58-6-1208.
- Vanderploeg, H. A., O. Sarnelle, J. R. Liebig, N. R. Morehead, S. D. Robinson, T. H. Johengen, & G. P. Horst, 2017. Seston quality drives feeding, stoichiometry and excretion of zebra mussels. *Freshwater Biology* 62: 664–680, doi: 10.1111/fwb.12892.
- Vaughn, C. C., & T. J. Hoellein, 2018. Bivalve impacts in freshwater and marine ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 49, 183-208.
- Velasco, L. A., & J. M. Navarro., 2002. Feeding physiology of infaunal (*Mulinia edulis*) and epifaunal (*Mytilus chilensis*) bivalves under a wide range of concentrations and qualities of seston. *Marine Ecology Progress Series*, 240, 143-155.
- Vezzone, M., R. Cesar, D. Moledo de Souza Abessa, A. Serrano, R. Lourenço, Z. Castilhos, A. P. Rodrigues, F. C. Perina, & H. Polivanov, 2019. Metal pollution in surface sediments from

- Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): Toxic effects on marine organisms. *Environmental Pollution* 252: 270–280, doi: 10.1016/j.envpol.2019.05.094.
- Viergutz, C., C. Linn, & M. Weitere, 2012. Intra- and interannual variability surpasses direct temperature effects on the clearance rates of the invasive clam *Corbicula fluminea*. *Marine Biology* 159:2379–2387.
- Ward, E. J., & B. A. MacDonald, 1996. Pre-ingestive feeding behaviors of two sub-tropical bivalves (*Pinctada imbricata* and *Arca zebra*): responses to an acute increase in suspended sediment concentration. *Bulletin of Marine Science*, 59(2), 417-432.
- Yang, X., W. U. Xiang, H. L. Hao & Z. L. He, 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B* 9: 197-209, doi: 10.1631/jzus.B0710626.
- Yao, H., J. Wang, Y. Han, X. Jiang & J. Chen, 2022. Decadal acidification in a subtropical coastal area under chronic eutrophication. *Environmental Pollution* 293: 118487, doi: 10.1016/j.envpol.2021.118487.
- Zheng, Z., Z. Wu., Y. Chen., Z. Yang., & F. Marinello, 2020. Exploration of eco-environment and urbanization changes in coastal zones: A case study in China over the past 20 years. *Ecological Indicators*, 119, 106847.

6. CONCLUSÃO GERAL

Ensaio experimentais evidenciaram diferentes padrões de respostas alimentares para as espécies de bivalves nativo e invasor, respectivamente *Brachidontes darwinianus* e *Mytilopsis leucophaeata*, que coexistem na Lagoa Rodrigo de Freitas. O bivalve nativo não apresentou diferença significativa nas taxas alimentares em função do aumento da concentração de séston, enquanto indivíduos da espécie invasora apresentaram uma leve tendência de aumento das taxas de remoção e ingestão com o aumento da disponibilidade de séston. Os indivíduos da espécie nativa demonstraram ser significativamente mais eficientes quanto a remoção e ingestão de partículas em suspensão, na concentração de séston mais baixa, quando comparados aos indivíduos da espécie invasora. Uma vez que a concentração média de MPS na Lagoa Rodrigo de Freitas é inferior às concentrações testadas, a espécie invasora (*M. leucophaeata*) parece não ter vantagem competitiva para obtenção de alimento no sistema introduzido quando comparado ao seu congênere nativo (*B. darwinianus*).

Conforme evidenciado experimentalmente por nosso estudo simulando condições hipertróficas em sistemas aquáticos tropicais (24°C), maiores quantidades de material particulado em suspensão limitaram a capacidade do falso-mexilhão *M. leucophaeata* de remover e ingerir partículas orgânicas em suspensão afetando negativamente suas taxas alimentares. No entanto, para as condições de qualidade de água atuais da Lagoa Rodrigo de Freitas (\bar{x} 0,015 mg SPM L⁻¹), o bivalve invasor ainda tem capacidade de responder positivamente aos aportes locais de matéria orgânica, aumentando suas taxas de depuração e ingestão. Além disso, o manejo de aglomerados de *M. leucophaeata* nas áreas onde ocorrem descargas pontuais de altas cargas de matéria orgânica em sistemas introduzidos poderia reduzir localmente o material particulado em suspensão e, de modo geral, promover a depuração da água em sistemas introduzidas. No entanto, todo cuidado é necessário para evitar novas introduções não intencionais de *M. leucophaeata* em sistemas lagunares costeiros. Além disso,

deve-se destacar a preocupação com a aplicação de *M. leucophaeata* para fins de biorremediação em sistemas introduzidos, uma vez que a magnitude dos impactos no funcionamento do ecossistema como consequência dos processos desta espécie invasora ainda não é desconhecida. Mais estudos devem ser realizados para avaliar a influência dos processos de espécies básicas (ex. alimentação, excreção, dispersão) da invasora *M. leucophaeata* sobre as espécies nativas de bivalves, comunidade macrofaunística e o funcionamento da Lagoa Rodrigo de Freitas.

Considerando a alta urbanização no entorno da Lagoa Rodrigo de Freitas, as entradas históricas e contínuas de poluentes orgânicos neste sistema e as previsões de maior incidência de chuvas extremas com escoamento de águas poluídas, medidas efetivas de ordenamento do território, regulação sanitária e controle de efluentes devem ser tomadas para evitar a configuração de piores cenários de qualidade da água, como condições hipereutróficas. Além disso, a restauração e conservação da vegetação marginal nesses sistemas é uma importante ferramenta de manejo, uma vez que a vegetação marginal atua como filtro biológico reduzindo a disponibilidade de nutrientes.