



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS FLORIANÓPOLIS-SC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Carlos Eduardo Peixoto Dias

**Avaliação dos efeitos de estressores globais e locais sobre bancos da grama
marinha *Halodule wrightii*: uma abordagem mensurativa e experimental**

Florianópolis

2024

Carlos Eduardo Peixoto Dias

Avaliação dos efeitos de estressores globais e locais sobre bancos da grama marinha *Halodule wrightii*: uma abordagem mensurativa e experimental.

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Antunes Horta Junior
Coorientadora: Dr^a. Kalina Manabe Brauko

Florianópolis

2024

Dias, Carlos Eduardo Peixoto

Avaliação dos efeitos de estressores globais e locais sobre bancos da grama marinha *Halodule wrightii*: uma abordagem mensurativa e experimental / Carlos Eduardo Peixoto Dias ; orientador, Paulo Antunes Horta, coorientadora, Kalina Manabe Brauko , 2024.

58 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Ondas de Calor Marinhas . 3. Eutrofização . 4. Gramas marinhas . I. Horta, Paulo Antunes . II. , Kalina Manabe Brauko. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

Carlos Eduardo Peixoto Dias

Avaliação dos efeitos de estressores globais e locais sobre bancos da grama marinha *Halodule wrightii*: uma abordagem mensurativa e experimental.

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 10 de abril de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.Dr. Joel Christopher Creed
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Bruno Renaly Souza Figueiredo
Universidade Federal de Santa Catarina

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



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Prof. Dr. Paulo Antunes Horta Junior

Florianópolis, 2024.

Este trabalho é dedicado ao meu pai,
Antônio Machado Dias.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de expressar minha profunda gratidão à minha família pelo apoio incondicional e pela crença na importância e na construção da minha jornada acadêmica. Ao meu orientador Paulo Horta pelo incentivo, inspiração no desenvolvimento do projeto e indispensável orientação e dedicação à essa pesquisa. À minha co-orientadora Kalina Brauko por estar sempre a prontidão para esclarecimento e complementação das ideias que foram fundamentais para a construção desse trabalho e para o meu amadurecimento acadêmico. Aos meus queridos amigos e colegas de trabalho do LAFIC que, sem a companhia de vocês nada disso seria possível.

À inúmeros outros professores e colaboradores pela disposição em ajudar nesse processo de aprendizado (Leonardo Rorig, Ana Claudia, José Bonomi, Paulo Pagliosa, Alessandra Fonseca). À equipe do NEMAR e do Laboratório de Oceanografia Química e Biológica pelas análises de nutrientes, sedimento e triagem. Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECO) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela oportunidade de executar esse projeto com o auxílio de uma bolsa de pesquisa.

RESUMO

Ecossistemas costeiros, como as pradarias de gramas marinhas, têm sido constantemente afetadas por estressores antropogênicos em escala global (e.g ondas de calor marinhas - OCMs) e local (e.g eutrofização). O objetivo dessa pesquisa foi avaliar como esses estressores afetam bancos da grama marinha *Halodule wrightii*. Dados de biomassa e densidade de brotos de *H. wrightii*, assim como parâmetros abióticos como a granulometria do sedimento e radiação fotossinteticamente ativa (Par) foram coletados em uma laguna costeira no sul do Brasil em dois períodos que entremeiam um evento eutrófico agudo. Além disso, um experimento em laboratório foi conduzido a fim de avaliar os efeitos dos estressores na grama marinha e na infauna associada simulando uma onda de calor marinha (OCM) e um evento eutrófico, com tratamentos que abordaram os estressores agindo isoladamente e de forma interativa. Nossos resultados mostraram a extinção de alguns prados na laguna após o período de intensa eutrofização, principalmente na porção sul, onde todos os bancos de *H. wrightii* se extinguíram. Para os resultados do experimento em laboratório, a grama marinha e a infauna associada foram significativamente afetadas nos tratamentos que simularam um processo de eutrofização. Nos tratamentos que simularam uma OCM, *H. wrightii* e a infauna não foram afetadas significativamente, no entanto, a alta temperatura potencializou os efeitos da eutrofização no tratamento com combinação dos estressores, degradando a grama marinha nos processos fisiológicos e morfológicos e afetando a abundância da infauna associada. Essa pesquisa evidenciou os iminentes impactos das OCMs e da eutrofização na grama marinha *H. wrightii* e na infauna associada, destacando como os estressores em múltiplas escalas agindo de forma interativa afetam ecossistemas costeiros e impactam a biodiversidade constantemente ameaçada pelas mudanças climáticas e pela poluição costeira.

Palavras-chave: Ondas de calor marinhas; Eutrofização; *Halodule wrightii*; Estressores antropogênicos; Eventos de declínio.

ABSTRACT

Coastal ecosystems, such as seagrass meadows, have been constantly affected by anthropogenic stressors on a global scale (e.g., marine heatwaves - MHWs) and a local scale (e.g., eutrophication). The aim of this research was to evaluate how these stressors affect *Halodule wrightii* seagrass beds. Biomass and shoot density data of *H. wrightii*, as well as abiotic parameters such as sediment granulometry and photosynthetically active radiation (PAR), were collected in a coastal lagoon in southern Brazil during two periods surrounding an acute eutrophic event. In addition, a laboratory experiment was conducted to assess the effects of the stressors on seagrass and associated infauna by simulating a marine heatwave (MHW) and a eutrophic event, with treatments addressing the stressors acting individually and interactively. Our results showed the extinction of some meadows in the lagoon after the period of intense eutrophication, mainly in the southern portion, where all *H. wrightii* meadows were extinguished. In the laboratory experiment results, seagrass and associated infauna were significantly affected in treatments simulating a eutrophication process. In treatments simulating an MHW, *H. wrightii* and infauna were not significantly affected, however, high temperatures potentiated the effects of eutrophication in the combined stressor treatment, degrading seagrass physiological and morphological processes and affecting the abundance of associated infauna. This research highlighted the imminent impacts of MHWs and eutrophication on *H. wrightii* seagrass and associated infauna, emphasizing how stressors at multiple scales acting interactively affect coastal ecosystems and impact biodiversity constantly threatened by climate change and coastal pollution.

Keywords: Marine heatwaves; Eutrophication; *Halodule wrightii*; Anthropogenic stressors; Decline events.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros bióticos dos prados de *H. wrightii* da LC no período PreR e PosR

22

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Lagoa da Conceição e locais de coleta de <i>H.wrightii</i> de BERCOVICH et al., 2019)	17
Figura 2 - Parâmetros abióticos nas pradarias de <i>H. wrightii</i> da LC nos períodos PreR e PosR.	23
Figura 3 - Desenho amostral do experimento	31
Figura 4 - Gráficos representando nutrientes e uso aparente do oxigênio (UAO)	35
Figura 5 - Gráficos representando F_v/F_m , Produtividade Bruta e Clorofila a e b	36
Figura 6 - Fotomicrografia de secções transversais da lâmina foliar de <i>H. wrightii</i> nos diferentes tratamentos	37
Figura 7 - Gráficos representando os grupos dominantes da infauna associada e a razão de pigídios liberados pelo grupo Nereididae	39
Figura 8 - Representação gráfica da correlação e linearidade entre as variáveis mensuradas no fim do experimento	40

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

OCMs - Ondas de Calor Marinhas;

OCM - Onda de Calor Marinha;

TSM - Temperatura da Superfície do Mar;

LC - Lagoa da Conceição;

ETEs - Estações de Tratamento de Esgoto;

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto;

AGB - Biomassa Acima do Solo;

BGB - Biomassa Abaixo do Solo;

PreR - Pré ruptura da estação de tratamento de esgoto;

PosR - Pós ruptura da estação de tratamento de esgoto;

N-B - Norte pré ruptura da estação de tratamento de esgoto;

N-A - Norte pós ruptura da estação de tratamento de esgoto;

C-B - Central pré ruptura da estação de tratamento de esgoto;

C-A - Central pós ruptura da estação de tratamento de esgoto;

S-B - Sul pré ruptura da estação de tratamento de esgoto;

S-A - Sul pós ruptura da estação de tratamento de esgoto;

Kd - Coeficiente de atenuação da luz;

Par - Radiação fotossinteticamente ativa;

UAO - Uso Aparente do oxigênio;

RDNA - Redução dissimilatória do nitrato para amônio;

(26°C (NE)) - Tratamento controle sem exposição a onda de calor e ao efluente;

(32°C (NE)) - Tratamento com exposição somente a onda de calor;

(26°C (E)) - Tratamento com exposição somente ao efluente;

(32°C (E)) - Tratamento com exposição a ambos estressores simultaneamente - com onda de calor e efluente;

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 ESTRESSORES GLOBAIS E LOCAIS	12
1.2 PRADARIAS MARINHAS	13
1.3 JUSTIFICATIVA	14
1.4 OBJETIVOS	15
1.4.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
1.5 HIPÓTESES	15
2 CAPÍTULO 1 - REDUÇÃO CATASTRÓFICA E MUDANÇAS NA ESTRUTURA DOS BANCOS DE <i>HALODULE WRIGHTII</i> APÓS EVENTO AGUDO DE EUTROFIZAÇÃO NA LAGOA DA CONCEIÇÃO - SC, BRASIL.	16
2.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1.1 Lagoa da Conceição e histórico de impacto	16
2.1.2 <i>Halodule wrightii</i>	18
2.2 METODOLOGIA	19
2.3 RESULTADOS	21
2.4 DISCUSSÃO	24
3 CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DAS ONDAS DE CALOR MARINHAS E DA EUTROFIZAÇÃO NOS BANCOS DE <i>HALODULE WRIGHTII</i> E DA INFAUNA ASSOCIADA	27
3.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	27
3.1.1 Estressores globais e locais nos bancos de gramas marinhas	27
3.2 METODOLOGIA	29
3.2.1 Procedimentos de amostragem e delineamento experimental	29
3.2.2 Medições da grama marinha e da infauna associada	31
3.2.3 Análise da água e nutrientes	32
3.2.4 Análises estatísticas	33
3.3 RESULTADOS	34
3.4 DISCUSSÃO	41
4 CONCLUSÃO GERAL	44

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 ESTRESSORES GLOBAIS E LOCAIS

A atual crise ambiental, impulsionada pela perda de biodiversidade, levanta sérias preocupações acerca dos impactos nos ecossistemas marinhos (O'Hara et al., 2021). Esses ambientes, que desempenham um papel fundamental ao fornecer serviços ecossistêmicos avaliados em aproximadamente 74,5 bilhões de dólares anualmente em todo o mundo (Creed et al., 2023), têm sido persistentemente afetados por estressores antropogênicos em escala global e local (Breitburg e Riedel, 2005; Breitburg et al., 2018). Os impactos em escala global refletem os principais estressores associados às mudanças climáticas, tais como aquecimento, acidificação, desoxigenação, aumento do nível do mar e eventos extremos de tempestade e precipitação, acometendo principalmente ecossistemas marinhos costeiros como recifes de coral, ambientes algais, pradarias de gramas marinhas, estuários e manguezais (Williamson e Guinder, 2021; Muruganandam et al., 2023).

Apesar das projeções de aquecimento para os próximos anos e décadas, os eventos extremos como as severas ondas de calor marinhas (OCMs) têm rapidamente intensificado na frequência e duração em todo o mundo (Rodrigues et al., 2019; Smale et al., 2019; Costa e Rodrigues, 2021). Esses eventos são marcados quando a temperatura da superfície do mar (TSM) excede um limite por mais de cinco dias consecutivos (Hobday et al., 2016), e suas consequências, já bem conhecidas, incluem mortalidade generalizada de organismos marinhos, mudanças na distribuição de espécies, aumento de invasões biológicas e perda no estoque de carbono (Smale et al., 2019; Brauko et al., 2020). Por outro lado, a eutrofização tem se destacado como o estressor local mais proeminente em ambientes costeiros devido ao aumento de cargas de matéria orgânica e nutrientes provenientes de atividades humanas (Lund, 1972; Nixon, 2009), especialmente na América do Sul em consequência da intensa urbanização costeira (Schnerer et al., 2013) e de sistemas de tratamento de esgoto inadequados (Campestrini & Jardim, 2017; Barletta et al., 2019). Esses processos, cada vez mais comuns e negligenciados em diversas regiões costeiras são a principal causa do surgimento

de zonas mortas, e ,quando interagem com eventos extremos de aquecimento e precipitação, podem ocasionar imensos prejuízos à biodiversidade (Breitburg et al., 2018; Brauko et al., 2020).

1.2 PRADARIAS MARINHAS

As pradarias marinhas, ecossistemas altamente impactados por esses estressores, formam um grupo polifilético de fanerógamas que ocuparam o ambiente aquático há milhões de anos e atualmente apresentam ampla distribuição global, compreendendo regiões tropicais e temperadas (Short et al., 2007). Dentro do grupo, subclasse (Alismatidae), estão distribuídas nas seguintes famílias: Zosteraceae, Posidoniaceae, Cymodoceaceae, Hydrocharitaceae, Ruppiaceae e Zanichellaceae, e apresentam aproximadamente 12 gêneros com mais de 60 espécies (Den Hartog e Kuo, 2006).

No Brasil, as pradarias são encontradas ao longo de toda costa do país, com uma extensão de aproximadamente 20.000 hectares (Creed, 2003), e seis espécies reconhecidas: *Ruppia maritima* Linnaeus (Ruppiaceae), *Halodule wrightii* Ascherson, *Halodule emarginata* Hartog, *Halodule beaudettei* (Cymodoceaceae), *Halophila baillonis* Ascherson, *Halophila decipiens* Ostenfeld (Hydrocharitaceae) (Creed et al., 2023). *H. wrightii* e *R. maritima* são as espécies com maior abrangência no país, se distribuindo nas porções norte, leste e sul da costa brasileira. Encontram-se em condições diversas, em águas que podem apresentar uma ampla variação de salinidade como lagoas costeiras, estuários, áreas de manguezais, áreas adjacentes a recifes de coral e lagoas salgadas. As demais espécies estão restritas à porção tropical e apresentam menor tolerância à variação de temperatura e salinidade (Copertino et al., 2016).

A capacidade de influenciar fisicamente, quimicamente e biologicamente o ambiente faz dos bancos de gramas marinhas importantíssimos engenheiros ecossistêmicos, fornecendo uma série de serviços ecológicos para sistemas marinhos e para populações humanas (Orth et al., 2006; Creed et al., 2023). Devido à alta complexidade estrutural, essas populações de fanerógamas marinhas promovem alimento e abrigo para uma infinidade de invertebrados e peixes de

interesse econômico, além de áreas de forrageamento para muitas espécies de aves aquáticas e espécies ameaçadas, como cavalos-marinhos, dragões-marinhos, tubarões, tartarugas marinhas, dugongos e peixes-boi (Björk et al., 2008; Waycott et al., 2009).

Globalmente, as contribuições prestadas por esse grupo aproximam de 20 bilhões de dólares por ano (Orth et al., 2006), sendo 3 vezes superior aos de recifes de coral e 10 vezes maior que os valores estimados para florestas tropicais (Björk et al., 2008). Além disso, esses ecossistemas desempenham um papel global extremamente significativo no que diz respeito à mitigação das mudanças climáticas (Fourqurean et al., 2012; Unsworth et al., 2019), sequestrando de 10 a 50 vezes mais carbono do que florestas terrestres, colocando esses ecossistemas como verdadeiros sumidouros de carbono (Duarte et al., 2013).

1.3 JUSTIFICATIVA

Apesar das significativas contribuições desses ecossistemas, inúmeras pradarias ao redor do mundo são impactadas anualmente devido às intensas modificações no ambiente costeiro causadas pela ocupação humana e pelos efeitos das mudanças climáticas globais. Desde o final do século XIX, a perda desses ecossistemas atingiu aproximadamente 30% da área de distribuição conhecida (Waycott et al., 2009). Além disso, a degradação dos bancos de gramas marinhas vem aumentando desde 1990, com uma taxa de declínio anual de 2% a 7%, colocando as pradarias marinhas entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (Copertino et al., 2016).

No contexto brasileiro, apesar do aumento nos estudos sobre as pradarias marinhas, o estado de conservação desses ecossistemas é crítico. O conhecimento atual sobre a dinâmica, estrutura, composição das espécies, bem como os potenciais impactos dos estressores antropogênicos locais e das mudanças climáticas, ainda permanece desconhecido (Copertino et al., 2016; Creed et al., 2023). Essa lacuna de informações dificulta a implementação de processos que viabilizem e impulsionam projetos e iniciativas de conservação desses ambientes cruciais para a manutenção da biodiversidade e do equilíbrio climático.

1.4 OBJETIVOS

Diante do contexto apresentado na introdução geral e na justificativa, essa pesquisa teve como objetivo geral avaliar como os estressores globais (e.g ondas de calor marinhas - OCMs) e locais (e. g eutrofização) impactam bancos da grama marinha *Halodule wrightii* através de uma abordagem mensurativa e experimental.

1.4.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar parâmetros bióticos referentes à biomassa e densidade de brotos de *H. wrightii*, e abióticos como a granulometria do sedimento e radiação fotossinteticamente ativa (Par) em uma laguna costeira no sul do Brasil em duas escalas temporais que intercalam um evento pontual de eutrofização.
- Realizar um experimento bifatorial em laboratório levando em consideração a simulação de uma onda de calor marinha (OCM) e um processo de eutrofização para avaliar as respostas morfológicas e fisiológicas de *H. wrightii* e da infauna associada a essa espécie.

1.5 HIPÓTESES

Hipotetizamos que apesar da alta adaptabilidade e tolerância de *H. wrightii* em condições de estresse, o grande aporte de efluente que ocasionou intensa eutrofização na Lagoa da Conceição causou uma diminuição substancial na biomassa e no número de brotos nas pradarias de *H. wrightii*, afetando o desenvolvimento e a persistência da espécie na lagoa.

Os eventos extremos de aquecimento anormal como as ondas de calor marinhas (OCMs) e do processo de eutrofização induzem respostas negativas nos bancos de *H. wrightii*, no entanto, a combinação desses estressores têm impactos mais significativos do que as respostas dos mesmos agindo de forma isolada.

2 CAPÍTULO 1 - REDUÇÃO CATASTRÓFICA E MUDANÇAS NA ESTRUTURA DOS BANCOS DE *HALODULE WRIGHTII* APÓS EVENTO AGUDO DE EUTROFIZAÇÃO NA LAGOA DA CONCEIÇÃO - SC, BRASIL.

As seções a seguir caracterizam a área de estudo e a espécie alvo dessa pesquisa, além da metodologia, resultados e discussão deste capítulo.

2.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

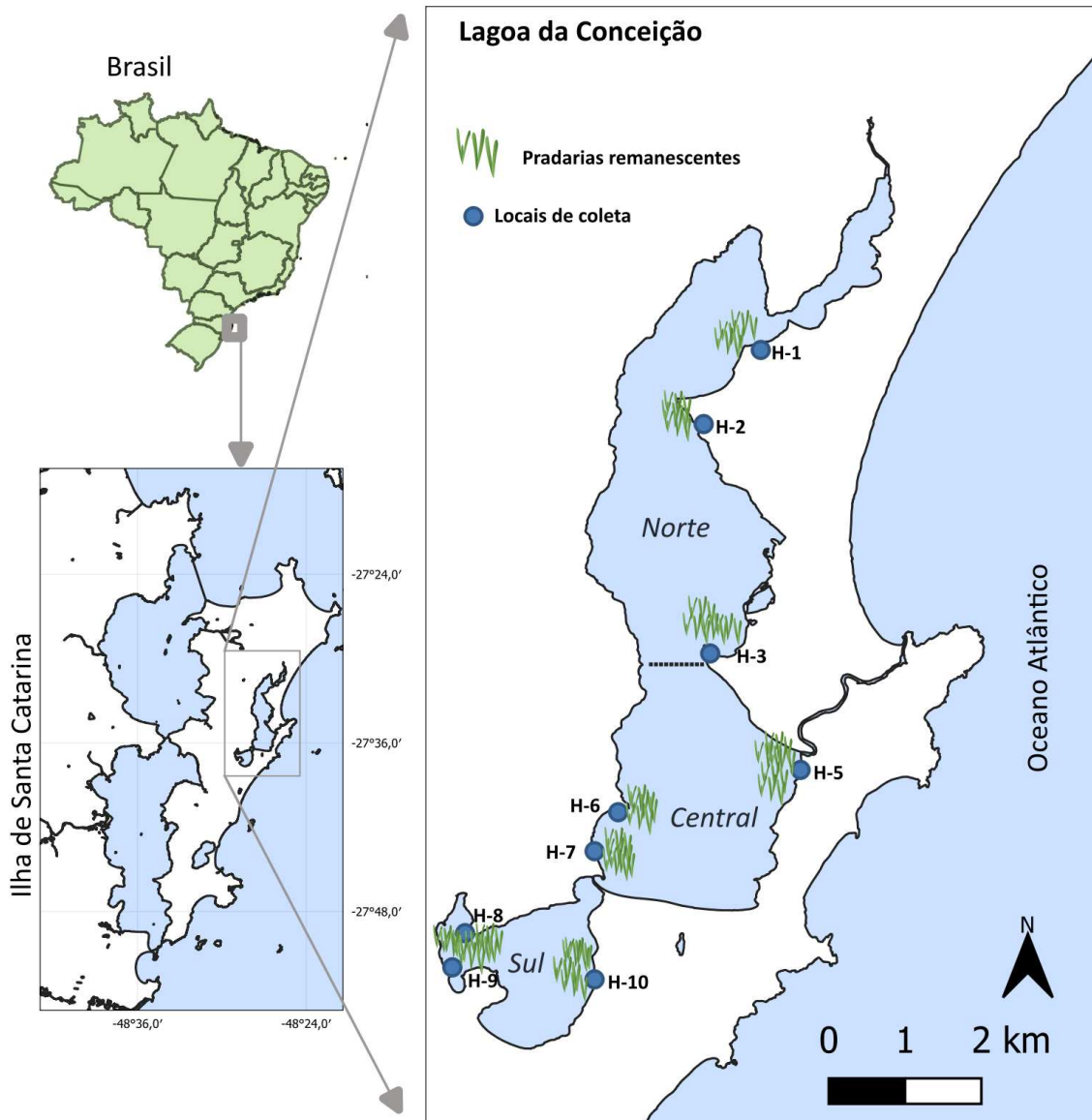
2.1.1 Lagoa da Conceição e histórico de impacto

A Lagoa da Conceição (LC) é uma laguna costeira de sistema fechado localizada na porção leste da ilha de Santa Catarina (27°34S 48°26W), região subtropical do Brasil. Possui uma extensão de 61,77 km² de área total, com um corpo hídrico de 19,90 km² e uma profundidade média de 1,7 metros (Fonseca e Braga, 2011) (Figura 1). A laguna está localizada em um região de micromarés, com amplitude diária inferior a um metro. É ligada ao oceano por um estreito canal de 2,8 km, atenuando 95% da maré astronômica (Godoy et al., 2008). Além disso, é dividida em três regiões principais (Norte, Centro e Sul), as quais são diferenciadas por padrões geomorfológicos e biogeoquímicos (Fonseca e Braga, 2011).

A LC, assim como em outras regiões costeiras, têm sofrido grande urbanização desde 1980, mas o sistema de tratamento de esgoto não acompanhou esse crescimento populacional em seu entorno, gerando alterações na qualidade da água e do sedimento, apresentando nos últimos anos altas concentrações de fosfato, amônio e coliformes fecais (Fonseca e Braga, 2006; Cabral et al., 2019). O tratamento de efluentes cobre somente parte da população da laguna, com apenas duas estações de tratamento de esgoto (ETEs) localizadas dentro da bacia hidrográfica. Na porção em que as ETEs não cobrem, os efluentes são despejados em fossas sépticas, um regulamento que raramente é cumprido (Cabral et al., 2019). Dessa forma, esse processo tem ocasionado um acentuado estresse na LC desde 2007, com significativo despejo de matéria orgânica e nutrientes, principalmente em sua porção central e sul, ocasionando processos de eutrofização e crescente hipoxia

e anoxia de fundo, impactando a biodiversidade da laguna de diversas maneiras (Barros et al., 2017; Cabral et al., 2019; Leite et al., 2021).

Figura 1 - Lagoa da Conceição e locais de coleta de *H. wrightii* de BERCOVICH et al., 2019).



Fonte: Elaborado pelo próprio autor

Legenda: Lagoa da Conceição na porção leste da ilha de Santa Catarina. Os pontos azuis no mapa mostram os locais de amostragem dos prados de *H. wrightii* em 2018 e 2023. O mapa foi criado no software QGIS

A LC experienciou, em 2021, um evento extremo com elevada pluviosidade, o que contribuiu para o rompimento de uma barragem da estação de tratamento de esgoto, com introdução aguda de efluentes com elevada carga de nutrientes dissolvidos, acarretando fertilização e uma brusca redução de salinidade na laguna. O acidente liberou aproximadamente 100 milhões de litros de esgoto tratado na porção central da LC, impactando o mosaico de ecossistemas da região. Entre as principais consequências observadas após o desastre, inicialmente, houve uma turbidez aguda decorrente dos resíduos e posteriormente houve eutrofização e anoxia, seguido de florações de fitoplâncton tóxico e marés marrons de microalgas bentônicas (*Fibrocapsa japonica*), além de eventos de mortandade em massa de peixes, crustáceos, bivalves, gastrópodes e poliquetas, conforme descrito pela nota técnica publicada pelo Ecoando Sustentabilidade, (2021). Posteriormente ao evento, florações de algas na LC vem ocorrendo com uma frequência nunca observada antes na laguna (Rörig - comunicação pessoal, 3 de março de 2023) Contudo, até o presente estudo o conhecimento sobre os impactos nas pradarias de *H. wrightii* da lagoa era desconhecido.

2.1.2 *Halodule wrightii*

Halodule wrightii (Ascherson) é uma fanerógama marinha muito comum na biorregião do Atlântico tropical, sendo comumente encontrada em ambientes adjacentes a recifes de coral, lagoas costeiras, bancos de macroalgas e praias arenosas (Copertino et al., 2016; Bertelli et al., 2020). É considerada uma planta pioneira, de crescimento rápido e ampla tolerância a ambientes ricos em nutrientes e a fatores abióticos, como salinidade, profundidade, temperatura e luz (Fourqurean et al., 1995; Rivera-Guzmán et al., 2017).

No Brasil, *H. wrightii* é a espécie mais abundante de grama marinha, ocorrendo em praticamente toda a costa. Apesar de ser considerada um espécie tropical, sua ocorrência tem limite no sul do país, com registros recentes sugerindo uma possível expansão desta espécie em direção aos pólos (Ferreira et al., 2015; Copertino et al., 2016). Nessas regiões que demarcam o limite sul de distribuição dessa grama marinha, como é o caso da Lagoa da Conceição, *H. wrightii* está

distribuída em pequenas manchas, com biomassa reduzida em comparação com regiões de menores latitudes.

2.2 METODOLOGIA

Para avaliar as respostas das pradarias de *H. wrightii* da LC frente ao impacto agudo de eutrofização ocorrido na laguna em 2021, usamos como base para comparação dados de 2018 do estudo de Bercovich et al., (2019) e dados coletados em 2023 usando a mesma metodologia do estudo do autor.

Em fevereiro de 2018, foram realizadas campanhas de amostragem em toda a lagoa para mapear as pradarias de *H. wrightii* e avaliar parâmetros relacionados à densidade de brotos e biomassa. No total, Bercovich et al., (2019) mapeou dez pradarias principais, três ao norte e ao sul e quatro na região central. Naquela época, também foram medidos parâmetros de qualidade da água e sedimento para caracterização ambiental, como radiação fotossinteticamente ativa (PAR) no nível do dossel das ervas marinhas, coeficiente de atenuação da luz (KD) e granulometria do sedimento. Em fevereiro de 2023, foram selecionadas três pradarias principais em cada região (Norte, Centro e Sul) (Figura 1) para coletar os mesmos parâmetros e comparar o estado da lagoa e a estrutura das pradarias entre os períodos antes e depois da ruptura da estação de tratamento de esgoto (ETE). Daqui em diante, esses períodos serão descritos pelas siglas PreR (Pré ruptura da estação de tratamento de esgoto) para a amostragem de 2018 e PosR - (Pós ruptura da estação de tratamento de esgoto) para a amostragem de 2023. As diferentes regiões da lagoa (Norte, Central e Sul) também serão referidas pelas seguintes siglas nos dois períodos amostrados que indicam o pré e pós-ruptura da estação de tratamento de esgoto: N-B (Norte pré ruptura); N-A (Norte pós ruptura); C-B (Centro pré ruptura); C-A (Centro pós ruptura); S-B (Sul pré ruptura); e S-A (Sul pós ruptura).

Quatro amostras de grama marinha de cada ponto (folhas, rizomas e raízes) no período PreR e três amostras no PosR foram coletadas usando um amostrador (10 cm de diâmetro e 15 cm de altura) e colocadas em sacos ziplock. Em seguida, as amostras foram levadas ao laboratório e armazenadas em um refrigerador. A densidade das ervas marinhas foi determinada contando-se os brotos de cada amostra. Posteriormente, o material foi dissecado em biomassa subterrânea (raízes

+ rizoma, BGB) e biomassa aérea (folhas, AGB). Para determinar o peso seco, o material foi seco por 48 horas a 60°C.

A radiação fotossinteticamente ativa disponível (PAR) ao nível do dossel das ervas marinhas foi determinada para cada prado por meio de medições de irradiância subaquática da superfície até o fundo usando um sensor de luz coseno (LI-190SA, LICOR), acoplado a um datalogger (LI-1400, LI-COR Lincoln, EUA). A penetração da luz na coluna de água foi corrigida para a inclinação do sol antes de calcular o coeficiente de atenuação (K_d) e a proporção de PAR que atinge as ervas marinhas.

Para caracterizar a granulometria do sedimento, duas amostras foram coletadas no período PreR e três amostras no PosR em cada um dos pontos de amostragem ($n=18$; $n=27$, respectivamente), usando um amostrador de sedimentos medindo 10 cm de diâmetro e 10 cm de altura. No laboratório, o conteúdo do sedimento foi lavado e seco a 60°C. Os grãos foram separados por peneiramento e caracterizados de acordo com Wentworth (1922), usando a escala phi (ϕ). A seleção dos grãos foi agrupada em cascalho ($\phi < -1$), areia ($-1 < \phi < 4$ - Grossa, média e fina) e lama (silte + argila; $\phi > 4$), expressos como uma porcentagem do peso total da amostra.

Testes t e testes de Wilcoxon não pareados foram usados para comparar a densidade de brotos e os parâmetros de biomassa para cada ponto entre os dois períodos estudados. As variáveis granulometria, coeficiente de atenuação da luz (K_D) e radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foram plotadas por região, onde os valores médios para cada ponto foram extraídos e usados para criar réplicas a fim de comparar diferenças e/ou semelhanças entre as regiões nos dois períodos amostrados. Análise de variância unifatorial (ANOVA One-way) e análise não paramétrica (Kruskal-Wallis) foram usadas para este propósito. Antes de todos os testes de hipótese, a normalidade e a homoscedasticidade dos resíduos foram verificadas usando gráficos e testes de hipótese de Shapiro-Wilk e Breuch-Pagan. Todas as análises e gráficos foram gerados usando o ambiente RStudio v 4.2.3.

2.3 RESULTADOS

Entre os nove prados de *H. wrightii* selecionados para amostragem no período pós ruptura da estação de tratamento de esgoto (PosR), apenas quatro foram encontrados com a presença das gramas marinhas. Destes, dois prados estavam localizados na porção norte e dois na porção central da LC, resultando em uma perda total de 56% dos prados entre os dois períodos de amostragem.

Os prados restantes (H1) e (H5) mostraram os maiores valores para densidade de brotos, BGB, AGB e biomassa total no período PosR. Por outro lado, os prados (H2) e (H6) exibiram os menores valores (Tabela 1). O prado (H1) apresentou diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os períodos pré ruptura da estação de tratamento de esgoto (PreR) e PosR na densidade de brotos, BGB, AGB e biomassa total, com os maiores valores no período PosR. O prado (H5) mostrou diferenças significativas ($P < 0,05$) apenas na densidade de brotos e biomassa BGB, com os maiores valores também no período PosR. O prado (H2) mostrou uma diferença significativa ($P < 0,05$) apenas em AGB, com valores mais altos no período PreR. O prado (H6) não apresentou diferença significativa na densidade de brotos ($P > 0,05$), e não foi possível medir diferenças ou semelhanças nos outros parâmetros devido a um número insuficiente de réplicas que foram desconsideradas para proporcionar robustez ao teste estatístico.

Tabela 1 - Parâmetros bióticos dos prados de *H. wrightii* da LC no período PreR e PosR.

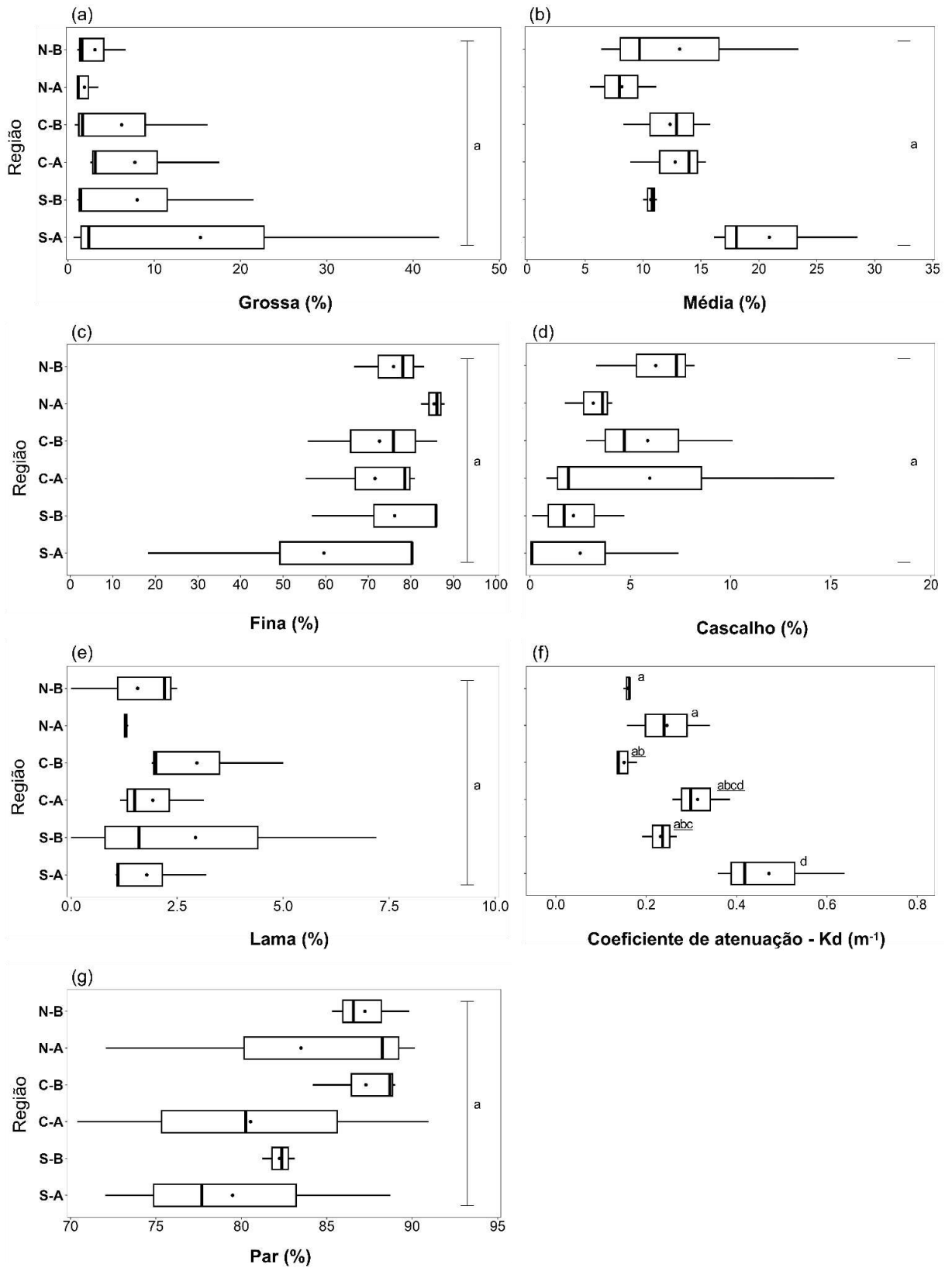
Prados	Densidade (Brotos m ⁻²)			BGB (g m ⁻²)		
	(PreR)	(PosR)	<i>P</i>	(PreR)	(PosR)	<i>P</i>
H1	8276±2208	15406±1019	0.002	112±58.3	377.8±38	0.001
H2	8467±3837	4711±918	0.228	77.4±54.8	44.8±12	0.857
H5	6175±2497	10695±1796	0.028	88.7±49.1	285.7±87.7	0.037
H6	6557±2030	4244±3331	0.357	89.1	29±25.7	---

	AGB (g m ⁻²)			Biomassa Total (g m ⁻²)		
	(PreR)	(PosR)	<i>P</i>	(PreR)	(PosR)	<i>P</i>
H1	17.5±6.2	42±7.3	0.008	126.7±63.1	420±45	0.001
H2	10.5±3.3	1.7±0.9	0.013	87.9±57.6	46.5±11.4	0.628
H5	14.1±4.2	19.8±13.2	0.590	102.8±51.5	305.5±100	0.051
H6	10.9	2±1.4	---	100	30.9±27.1	---

Legenda: Parâmetros de densidade de brotos e biomassa abaixo do solo (BGB), biomassa acima do solo (AGB) e Biomassa total dos prados de *H. wrightii* entre os dois períodos de amostragem- PreR e PosR. Os dados representam a média ± DP. Valores em negrito indicam diferenças estatísticas ($P < 0,05$) dos testes T e Wilcoxon não-pareados.

Para o coeficiente de atenuação da luz (K_d), as regiões Norte, Central e Sul não mostraram diferenças significativas ($P > 0,05$) entre si no período PreR (Figura 2, f). No entanto, durante o período PosR, a região sul (S-A) foi significativamente diferente ($P < 0,05$) de N-A com valores médios de ($0,4717 \pm 0,1480 \text{ m}^{-1}$). Além disso, S-A também mostrou diferenças significativas ($P < 0,05$) com N-B, C-B e S-B. Para o período PreR, a radiação fotossinteticamente ativa disponível (PAR) variou entre ($85,5 \pm 3\%$) e para o período PosR variou entre ($81,1 \pm 8,5\%$). Não foi encontrada diferença significativa ($P > 0,05$) para esta variável entre as regiões e os dois períodos (Figura 2, g). O tamanho dos grãos de sedimento (Figura 2, a-e) também não mostrou diferenças significativas ($P > 0,05$) entre as regiões e os períodos amostrados.

Figura 2 - Parâmetros abióticos nas pradarias de *H. wrightii* da LC nos períodos PreR e PosR.



Fonte: elaborado pelo autor

Legenda: Condições ambientais nos prados de *H. wrightii* amostrados nos períodos PreR e PosR- (a) - Grãos de areia grossos; (b) - Grãos de areia médios; (c) - Grãos de areia finos; (d) - Cascalho; (e) - Lama; (f) - Coeficiente de atenuação da luz (Kd); (g) - % de radiação fotossinteticamente ativa (Par). As siglas indicam os períodos amostrados por região: N-B (Norte pré ruptura); N-A (Norte pós ruptura); C-B (Centro pré ruptura); C-A (Centro pós ruptura); S-B (Sul pré ruptura); S-A (Sul pós ruptura).

2.4 DISCUSSÃO

Os constantes eventos de estresse decorrentes de atividades antrópicas enfrentados pela LC nos últimos anos têm colocado os prados de gramas marinhas da laguna em um estado de grande vulnerabilidade. Em nosso estudo, a estrutura das pradarias de *H. wrightii* nas microrregiões da LC foi substancialmente comprometida entre os dois períodos analisados, principalmente em sua porção sul, onde todos os bancos se extinguíram.

Como já descrito por vários autores (ver McMillan, 1984; Creed, 1997; Sordo et al., 2011), as características intrínsecas do ciclo de vida de *H. wrightii* a tornam única, altamente resistente e resiliente, com uma ampla tolerância e adaptações não vistas em outras fanerógamas marinhas. As variações encontradas na densidade de brotos e biomassa nos prados remanescentes de *H. wrightii* podem refletir as respostas interpopulacionais dinâmicas da planta, especialmente perto do seu limite de distribuição sul (Creed, 1999). Nessas regiões, que demarcam o limite da distribuição da espécie, estudos observaram que as populações de *H. wrightii* não se reproduzem sexualmente, permanecendo marginais e espacialmente discretas (Creed, 1997). Tais variabilidades são respostas relacionadas a fatores de estresse ambiental, como baixa temperatura, limitando o desenvolvimento, estabilidade e expansão dos prados (Creed, 1997; Sordo et al., 2011). Ainda assim, apesar de respostas interpopulacionais dinâmicas intrínsecas da espécie influenciarem na estrutura dos prados, nossos indicam uma clara redução de biomassa nas pradarias próximas à área que recebeu diretamente o impacto e aumento da mesma nas pradarias mais afastadas da área de impacto e nas pradarias próximas ao canal que liga a laguna ao oceano, recebendo dessa maneira maior renovação de água.

Além da temperatura, diversos fatores como turbidez e qualidade da água, bem como eventos extremos de precipitação e mudanças na salinidade, dificultam a persistência dos prados submersos (Hemminga et al., 1998; Short et al., 2007; Waycott et al., 2009). Esses fatores estão ligados a declínios significativos e persistentes nas ervas marinhas globalmente. Por exemplo, *Thalassia testudinum* declinou na Baía da Flórida devido à alta salinidade no verão (Zieman et al., 1999), e muitas fanerógamas marinhas declinaram devido a eventos de eutrofização (Lapointe et al., 1994; Kennish et al., 2010; Dolbeth et al., 2011; Govers et al., 2014). Em nosso estudo, a pequena fração de prados que permaneceu na LC no período posR provavelmente refletiu os efeitos intrínsecos do intenso processo de eutrofização ocorrido.

Os efeitos adversos nesse processo estão relacionados a intensa carga do rejeito despejado de maneira aguda que provocou diretamente a diminuição da luz disponível na coluna d'água por um longo período (Ecoando Sustentabilidade), além da proliferação de algas marrons que potencializaram a turbidez da água e ainda ocorrem esporadicamente na laguna (Rörig, comunicação pessoal, 3 de março de 2023). A alta turbidez provavelmente levou à inibição da luz nos prados, como evidenciado pelo coeficiente de atuação da luz - K_d no período PosR, que pode sugerir resquícios de alterações bio-físicoquímicas da alta quantidade de resíduos que afetou a laguna em 2021. A redução de luz tem seu impacto direto na fotossíntese e provavelmente essa redução contribuiu para o declínio dos prados de *H. wrightii*, especialmente aqueles na parte sul, correlacionando-se com a alta atenuação da luz encontrada na região PosR. Apesar de sua alta tolerância a fatores abióticos (Creed, 1997; Rivera-Guzmán et al., 2017), o declínio no ganho de energia devido à qualidade da água e ao estresse prolongado de atenuação da luz está associado a declínios significativos na biomassa de *H. wrightii* (Dunton, 1994; Biber et al., 2009)

Para além dos evidentes efeitos negativos da turbidez na fotossíntese, o processo de hipoxia e anoxia gerado pela mineralização da alta quantidade de matéria orgânica que acompanhou a laguna durante e após o acidente (Ecoando Sustentabilidade, 2021), provavelmente teve significativa importância no declínio dos bancos uma vez que crises anóxicas estão diretamente relacionados a mortalidade em massa de gramas marinhas pela inibição respiratória por longos períodos (Plus

et al., 2003; Hall et al., 2016). Ainda nessas condições de intensa mineralização e baixas concentrações de oxigênio, importantes fitotoxinas como o amônio são frequentemente liberadas e comumente afetam gramas marinhas (Cabaço et al., 2008; Zhou et al., 2017), como observado experimentalmente neste estudo (ver capítulo 2) onde os mais significativos efeitos negativos na fisiologia e morfologia de *H. wrightii* ocorreram no tratamento com as maiores concentrações de amônio. Outro importante fator atribuído à característica da água nesse período e que pode ter contribuído para o declínio da grama marinha foi a brusca diminuição da salinidade encontrada na laguna após o evento (Ecoando Sustentabilidade, 2021). Apesar da imensa tolerância à variações de salinidade de *H. wrightii* (Biber, 2022), estudos demonstraram que em condições de baixa salinidade a capacidade fotossintética da espécie é prejudicada, levando a diminuição da resiliência e subsequente mortalidade (Biber, 2022; Kowalski et al., 2023).

Contudo, apesar de nossas análises e resultados demarcarem períodos pontuais e temporalmente distantes, sem um monitoramento histórico da espécie na lagoa, fica evidente um declínio substancial das pradarias de *H. wrightii* entre os dois períodos que entremeiam o evento agudo de eutrofização ocorrido em 2021. Apesar da alta capacidade e tolerância da espécie à fatores abióticos (Creed, 1997; Sordo et al., 2011), tal declínio observado nas pradarias da espécie provavelmente foi causado pela intensidade do evento, a qual alterou significativamente a qualidade da água na laguna durante e após o acidente. Em adição, a vulnerabilidade das pradarias frente a recorrentes eventos eutróficos que a LC enfrenta nos últimos anos e décadas (Fonseca e Braga, 2006; Cabral et al., 2019), somado com o estresse já enfrentado pela espécie por estar em seu limite sul de distribuição pode ter contribuído com o aumento da vulnerabilidade dessas plantas ao evento extremo ocorrido.

Sugerimos que mais pesquisas sejam realizadas para uma melhor compreensão dos efeitos dos recorrentes estressores enfrentados pela LC e por suas pradarias submersas. Estudos adicionais que investiguem não apenas impactos imediatos desses eventos mas também suas repercussões a longo prazo, com monitoramentos contínuos dessas pradarias.

3 CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DAS ONDAS DE CALOR MARINHAS E DA EUTROFIZAÇÃO NOS BANCOS DE *HALODULE WRIGHTII* E DA INFAUNA ASSOCIADA

As seções a seguir caracterizam o estado de conhecimento dos estressores antropogênicos nos bancos de gramas marinhas, além da metodologia, resultados e discussão deste capítulo.

3.1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1.1 Estressores globais e locais nos bancos de gramas marinhas

Como já é conhecido, os estressores antropogênicos globais como as frequentes ondas de calor marinhas (OCMs) e locais como os processos de eutrofização, têm produzido diversos impactos na dinâmica e estrutura dos bancos de gramas marinhas em diversas regiões do globo (Short and Neckles, 1999; Orth et al., 2006). No entanto, a maioria desses estudos concentra-se nos efeitos desses estressores agindo de forma isolada, criando uma lacuna de conhecimento acerca das respostas dos prados ao efeito combinado dos mesmos (Ontoria et al., 2019). A princípio os estudos que levam em consideração um único fator nos ajuda a entender os principais mecanismos, mas ao mesmo tempo pode comprometer o entendimento dos reais impactos ambientais pelo fato de que organismos e comunidades têm frequentemente experimentado as OCMs e o processo de eutrofização agindo de forma simultânea e cada vez mais severos e frequentes (Breitburg and Riedel, 2005; Crain et al., 2008; Wernberg et al., 2012; Todgham and Stillman, 2013; Breitburg et al., 2018).

No que diz respeito as OCMs, o aumento da temperatura tem impactos severos nos bancos de gramas marinhas (Short and Neckles, 1999; Duarte, 2002; Ontoria et al., 2019). Embora se espere que esse aumento na temperatura melhore o desempenho fotossintético e a respiração (Duarte, 2002; Campbell et al., 2006), um limite é alcançado e depende da distribuição da espécie entre latitudes e estações (Lee et al., 2007; Collier et al., 2017). Para além desse limite o estresse pode resultar em taxas de crescimento alteradas, mudanças na distribuição, padrões

de reprodução e mortalidade em massa (Creed et al., 1997; Duarte, 2002; Plaisted et al., 2022). Os impactos desse estressor são notavelmente exemplificados pelo declínio e mortalidade nas populações de gramas marinhas nas regiões do Mar Mediterrâneo (Díaz-Almela et al., 2009), Caraíbas (Hall et al., 2016) e Austrália (Strydom et al., 2020).

Da mesma maneira, os efeitos da eutrofização impõe consequências diretas e indiretas para as pradarias de gramas marinhas (Burkholder et al., 2007; Orth et al., 2006; Short et al., 2007, Waycott et al., 2009). Embora um aumento moderado de nutrientes possa estimular o crescimento (Harlin e Thorne-Miller, 1981; Udy e Denilson, 1997), cargas elevadas de nutrientes e matéria orgânica levam à degradação das gramas marinhas devido à toxicidade do amônio (Cabaço et al., 2008). Além disso, a elevada demanda bioquímica de oxigênio pode induzir condições hipóxicas e anóxicas (Burkholder et al., 2007), comprometendo não só o metabolismo das ervas marinhas (Hasler-Sheetal et al., 2015), mas também desencadeando a redução do sulfato microbiano, expondo o rizoma e as raízes ao sulfeto, uma importante fitotoxina (Koch e Mendelssohn, 1989, Holmer e Bondgaard, 2001). Além disso, altas concentrações de nutrientes e matéria orgânica podem diminuir diretamente a luz disponível para a fotossíntese (Hemminga et al., 1998; Björk et al., 2008), promovendo o crescimento excessivo de epífitas e o aumento da biomassa fitoplanctônica na coluna de água, bem como perturbar a estrutura trófica e as relações ecológicas nos bancos (Burkholder et al., 2007; Campbell et al., 2018).

A estrutura das comunidades infaunais associadas aos bancos de gramas marinhas está diretamente relacionada às respostas desses bancos ao ambiente e aos estressores diversos que influenciam e estruturam a complexidade das pradarias (Paula et al., 2001; Mills e Berkenbusch, 2009). No entanto, os próprios estressores têm seus impactos diretos nas comunidades de macroinvertebrados marinhos, principalmente quando agem de forma simultânea. Os significativos declínios nos níveis de oxigênio de águas costeiras causados pela interação entre OCMs e processos eutróficos tem sido a principal causa da mortalidade e mudanças na riqueza e abundância de espécies em ambientes costeiros (Breitburg et al., 2018; Brauko et al., 2020).

Contudo, o objeto desse capítulo foi testar experimentalmente como os bancos da grama marinha *H. wrightii* e a infauna associada respondem aos eventos

de OCMs e eutrofização. Como hipótese temos que os efeitos desses estressores quando agem de forma simultânea tem mais impactos negativos nos bancos de *H. wrightii* e da infauna associada do que quando agem de forma isolada.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Procedimentos de amostragem e delineamento experimental

A amostragem para esse estudo ocorreu em julho de 2022 na Lagoa da Conceição e foi realizada longe da borda dos prados de *H. wrightii* para manter a biomassa semelhante em todas as amostras. Um amostrador com 10 cm de diâmetro foi cuidadosamente inserido até uma profundidade de 15 cm para coletar todo o conteúdo, incluindo a grama marinha, sedimento, rizomas e raízes e a infauna associada. As amostras coletadas foram imediatamente transferidas para os tanques experimentais que tinham capacidade para 3 litros e dimensões de 30cm de altura e 10 cm de diâmetro. Para evitar quaisquer efeitos de pastoreio, a epifauna visível foi removida. Após a coleta, todos os tanques foram levados para o laboratório de ficologia (LAFIC) da Universidade Federal de Santa Catarina, onde o experimento foi conduzido.

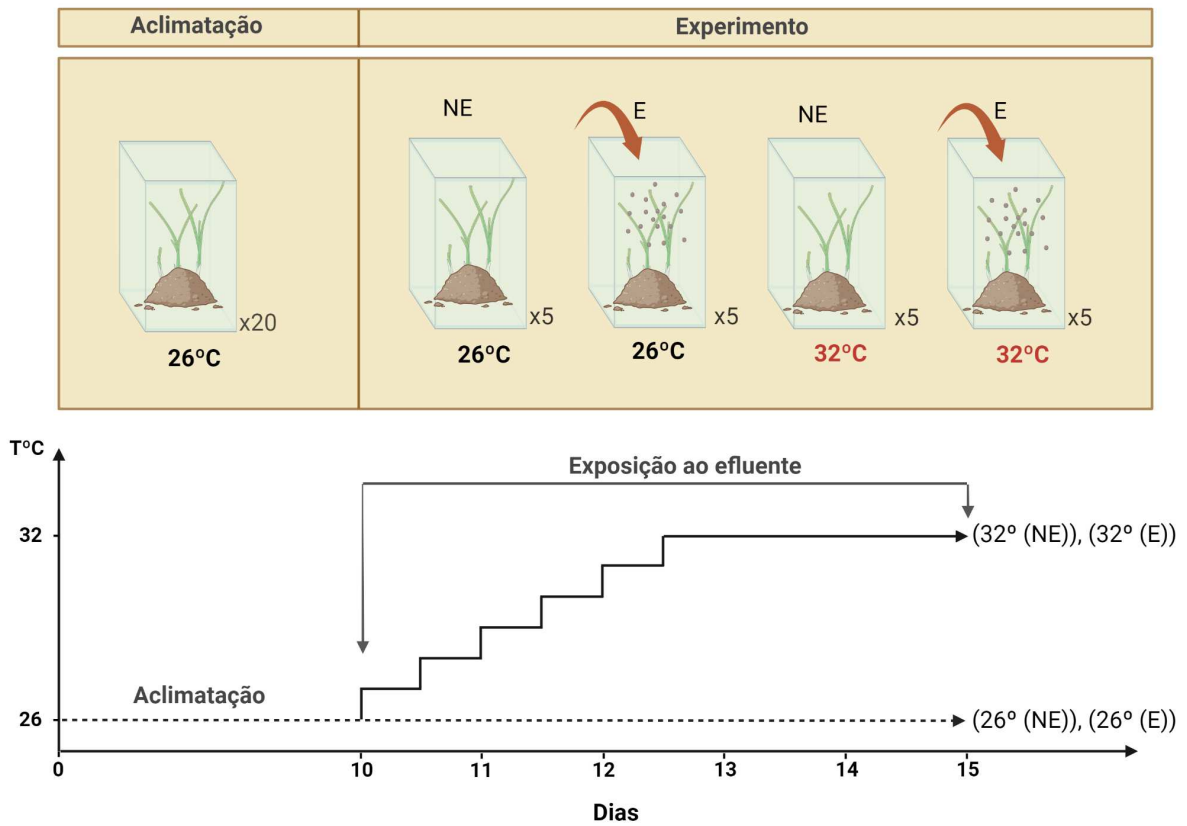
O delineamento experimental consistiu em um experimento bifatorial conduzido durante 5 dias simulando um evento de onda de calor marinha (OCM) e o vazamento de efluente proveniente do rompimento da estação de tratamento de esgoto na LC, como proxy de eutrofização. As gramas marinhas e a macroinfauna associada foram primeiramente submetidas a um período de aclimação de 10 dias a $26^{\circ}\text{C} \pm 1$. Os quatro tratamentos incluíram: 1) um controle, sem exposição a onda de calor ou efluentes (26°C (NE)); 2) exposição apenas ao efluente (26°C (E)); 3) exposição apenas a onda de calor (32°C (NE)); e 4) exposição a ambos estressores simultaneamente - com onda de calor e adição de efluente (32°C (E)). Cada tratamento foi replicado cinco vezes, resultando num total de 20 tanques (Figura 3).

Os tanques foram dispostos aleatoriamente para evitar viés experimental e reduzir a variabilidade do tratamento. Na câmara experimental, foi possível controlar a luz incidente ($150 \mu\text{mol f\acute{o}tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) em um fotoperíodo de 12 horas. Cada tanque foi equipado com uma bomba independente (potência de 3W, 300 L/h) para

circulação interna e um termostato digital independente ($\pm 0,3$ °C). A salinidade foi monitorada diariamente e mantida em 26 ± 1 , seguindo os mesmo valor encontrado na coleta. No final do período de aclimação e início do experimento, a temperatura nos tratamentos apenas com onda de calor marinho (32°C (NE)) e onda de calor marinho com adição de efluente (32°C (E)) foi aumentada gradualmente (2 °C por dia) até atingir 32 °C, e foi mantida neste valor até o final do experimento. A concentração do efluente aplicado nos tratamentos foi simulada com base no lançamento dos efluentes da estação de tratamento de esgoto para a LC, considerando para Nitrato ($6,48 \pm 7,74$ μM), Fósforo ($1,77 \pm 1,04$ μM), Amônio ($29,36 \pm 3,37$ μM) obtido a partir da diluição do material coletado da barragem que sofreu o rompimento.

Para determinar as temperaturas utilizadas no experimento, calculamos os eventos climáticos de maio de 1981 a junho de 2022 usando dados de séries temporais de temperatura média diária da superfície do mar da Administração Oceânica e Atmosférica Nacional (NOAA, 2023) para a localização da área de estudo. Calculamos o número de eventos, duração e intensidade, bem como a temperatura limite para ser considerada uma onda de calor (percentil 90 da temperatura média; Hobday et al., 2016). Simulamos a intensidade futura das ondas de calor marinhas com base em projeções de um aumento de 2 a 4 °C na intensidade das ondas de calor marinhas no século XXI (Oliver et al., 2019).

Figura 3 - Desenho amostral do experimento



Fonte: elaborado pelo autor

Legenda: Desenho amostral onde os tanques representados pela abreviatura (NE) indicam tratamentos sem adição de efluente, enquanto os tratamentos com adição de nutrientes são representados pela seta vermelha e pela letra (E). O tratamento controle e o tratamento simulando eutrofização são representados pelo tanque a 26°C sem adição de efluente e pelo tanque a 26°C com adição de efluente, respectivamente. O tratamento simulando um evento de onda de calor e o tratamento com ambos os estressores combinados são representados pelo tanque a 32°C sem adição de efluente e pelo tanque a 32°C com adição de efluente, respectivamente. O eixo temporal indica o período de aclimação (0 - 10) dias e o período de exposição ao estressor (10-15) dias com aumento de temperatura de 2°C por dia.

3.2.2 Medições da grama marinha e da infauna associada

Ao final do experimento foram realizadas incubações no escuro e no claro com intervalos de 60 minutos entre as medidas para avaliar a produtividade. As medidas foram realizadas utilizando a sonda multiparâmetro (YSI 2030, Yellow Springs, EUA) para mensurar a produção de oxigênio durante as incubações. O rendimento quântico máximo do fotossistema (F_v/F_m) das ervas marinhas foi determinado durante o período de aclimação e no final do experimento utilizando

um fluorômetro de clorofila (Junior-PAM). A quantificação da clorofila a e b foi realizada seguindo a metodologia proposta por Sumanta et al. (2014).

Para análise morfológica e visualização em microscopia óptica, folhas de *H. wrightii* (n=3) foram coletadas de cada tratamento ao final do experimento e fixadas em FAA 70% (Johansen, 1940) por 48 horas e depois preservadas em etanol 70%. Para análises histoquímicas, as amostras foram desidratadas em série etanólica gradual até álcool etílico 96% e posteriormente infiltradas em metacrilato de hidroxietila (historesina). Após esta etapa, o material foi transferido para a solução de endurecimento, conforme fabricante (Jungs-Leica), a partir da qual foram formados os blocos. Para análise anatômica geral das folhas, foram feitos cortes transversais (5 µm de espessura) com micrótomo (Leica, RM 2125 RT). Para o teste histoquímico, utilizou-se azul de toluidina (TBO) 0,05% para o método de coloração da reação de metacromasia (O'Brien et al., 1964).

A infauna bentônica associada à grama em todos os 20 tanques foi contada e identificada até o menor nível taxonômico possível sob um estereoscópio ao final do experimento. Para as variáveis preditoras no modelo, foram utilizados grupos que apresentaram maior número numérico (>90% da abundância total). Os pigídios (ou seja, a parte posterior ou cauda em vermes poliquetos, liberados por autotomia não reprodutiva após a indução de estresse) também foram contados ao final do experimento.

3.2.3 Análise da água e nutrientes

As análises de nutrientes foram realizadas durante o período de aclimação, no início e no fim do experimento seguindo a metodologia proposta por Grasshoff et al., (2009). Para avaliar o consumo de oxigênio do sistema em cada tanque, foi utilizada uma sonda multiparâmetro (YSI Pro 2030, Yellow Springs, EUA). Dessa forma, a utilização aparente de oxigênio (UAO) foi calculada pela diferença entre a concentração de saturação (O₂100%) e a concentração observada em cada tanque entre as incubações escuras e claras.

3.2.4 Análises estatísticas

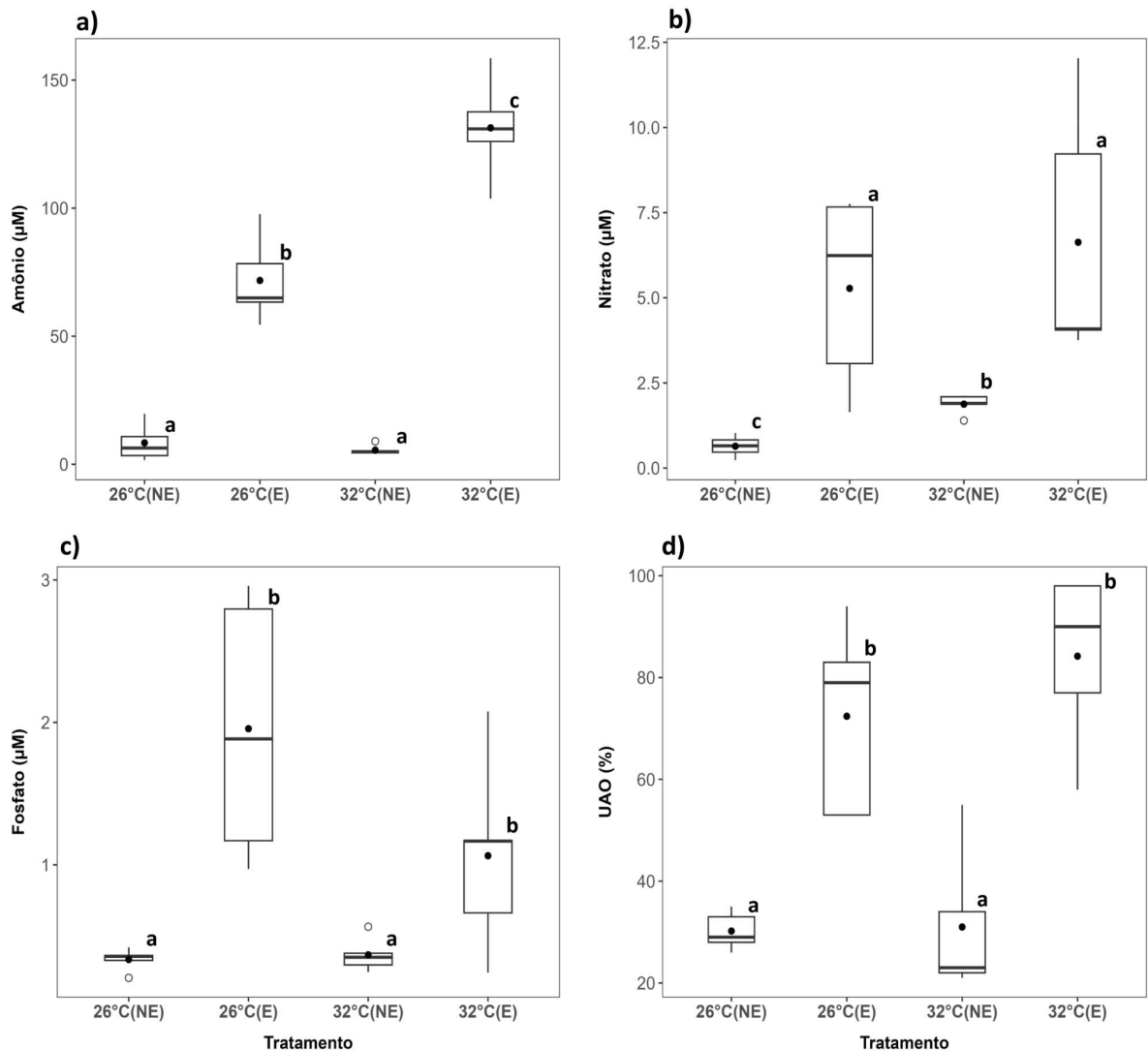
Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente de programação R Studio v4.2.3, empregando pacotes estatísticos e gráficos para conduzir as diferentes etapas da análise. Cada tanque foi considerado uma única unidade experimental, composta por cinco repetições para cada tratamento para garantir robustez estatística. Inicialmente foram realizadas análises exploratórias dos dados, incluindo o teste de Shapiro-Wilk para normalidade e teste de Levene para avaliar a igualdade de variâncias entre os grupos. Além disso, gráficos representando resíduos versus valores ajustados foram criados para avaliar possíveis assimetrias ou violações de suposições do modelo, conforme sugerido por Zuur et al., (2010). Posteriormente as variáveis foram padronizadas pelo método de “escore Z”, a fim de lidar com as diferentes escalas presentes nos dados. Em seguida, uma matriz de correlação foi gerada utilizando o teste de Spearman devido às diferentes distribuições encontradas.

As variáveis dependentes foram modeladas utilizando Modelos Lineares Generalizados (GLMs) com diferentes distribuições aplicadas de acordo com a natureza dos dados. Distribuições gaussianas e Gamma foram empregadas para variáveis contínuas. Já a distribuição de Poisson e Binomial Negativa foram utilizadas para lidar com variáveis com distribuições assimétricas ou discretas. A validação dos modelos foi realizada utilizando o pacote "DHARma" (Distributions for Hierarchical Ancestral Reconstruction and MCMC Analysis). Para avaliar as diferenças significativas entre os tratamentos em relação a cada variável dependente, adotamos uma estratégia de comparação sistemática nos modelos construídos. Esta abordagem consistiu em modificar o nível de referência para cada tratamento individualmente, permitindo a comparação direta deste tratamento com os demais. Como resultado, foram criados conjuntos distintos de comparações, nos quais cada tratamento desempenhou o papel do grupo de referência em momentos diferentes, enquanto os demais tratamentos foram comparados com ele (ver apêndice A para tabela de comparações). Os gráficos para visualização dos resultados foram construídos utilizando o pacote "ggplot2 e GGally"

3.3 RESULTADOS

Em relação à concentração de nutrientes avaliados ao final do experimento, os teores de amônio nos tratamentos submetidos ao efluente apresentaram os maiores valores. No entanto, o tratamento exposto aos estressores de forma combinada (32°C (E)) apresentou um nível de amônio acentuadamente maior e uma diferença significativa de $p < 0,05$ em comparação com todos os outros tratamentos (Figura 4,a). Para nitrato e fosfato, os maiores valores permaneceram semelhantes nos tratamentos submetidos ao efluente, sendo observada diferença estatística entre os tratamentos expostos e não expostos ao efluente (Figura 4b,c). Além disso, no que diz respeito à variável nitrato, houve diferença entre os tratamentos controle (26°C (NE)) e o tratamento com exposição apenas a onda de calor (32°C (NE)). O mesmo padrão ocorreu para a variável - Utilização Aparente de Oxigênio (UAO), em que ambos os tratamentos expostos aos efluentes atingiram os maiores valores de consumo de oxigênio (Figura 4,d). Observou-se que os tratamentos com efluentes apresentaram valores anóxicos ($< 0,5$ mg/l), contrastando com os tratamentos que não receberam efluentes, sendo $5,14 \pm 0,5$ mg/l de oxigênio para o tratamento controle (26°C (NE)) e $5,2 \pm 0,5$ mg/l no tratamento apenas com onda de calor (32°C (NE)).

Figura 4 - Gráficos representando nutrientes e uso aparente do oxigênio (UAO).



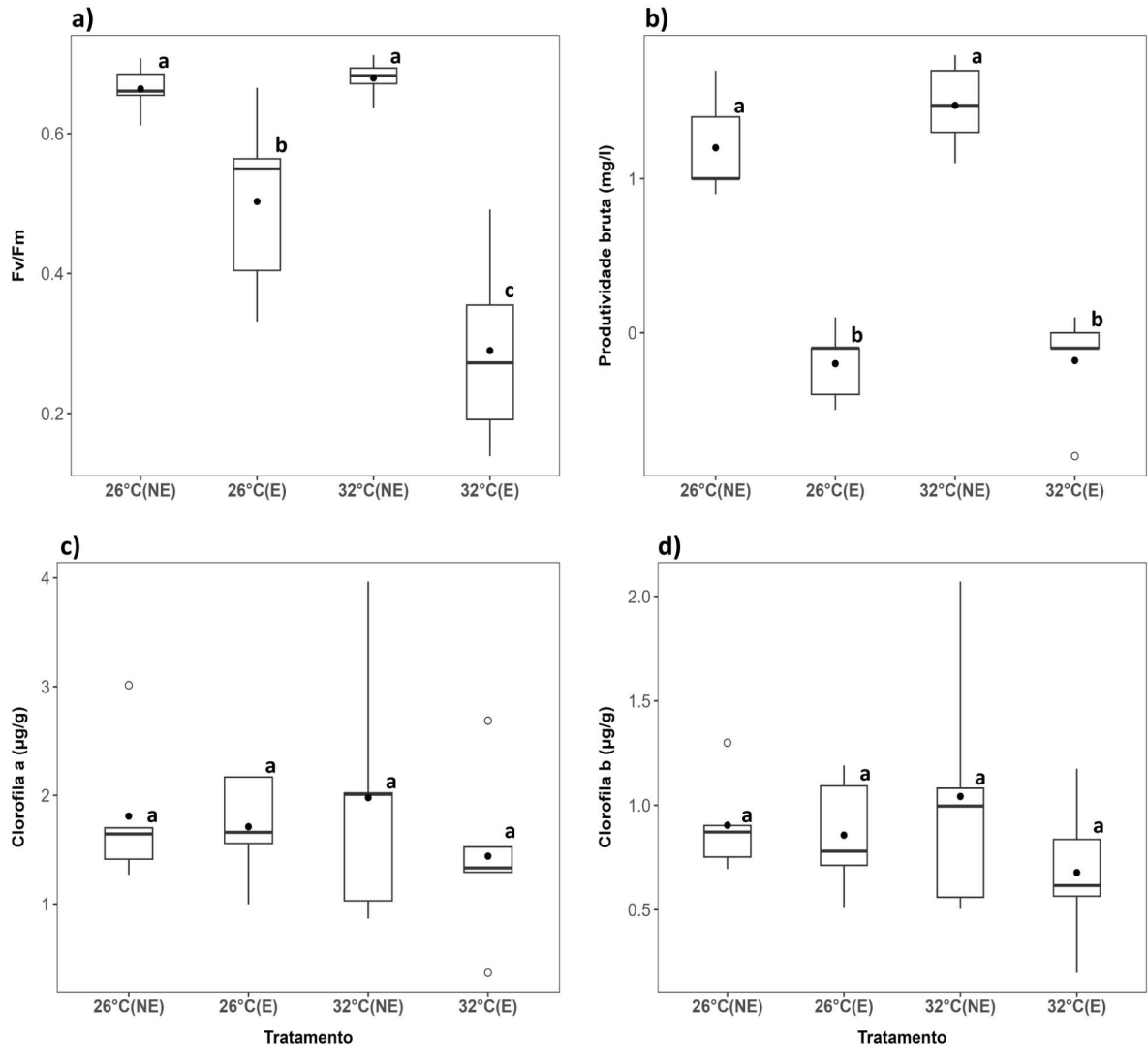
Fonte: elaborado pelo autor

Legenda: Gráficos boxplot representando a variação dos dados entre os tratamentos para as variáveis amônio (a), nitrato (b), fosfato (c) e uso aparente do oxigênio (UAO) (d). As letras representam diferenças significativas para cada grupo de acordo com os distintos conjuntos de comparações criados nos modelos. O ponto nos gráficos representa a média dos dados.

Para o rendimento quântico máximo do fotossistema da grama marinha (F_v/F_m), os tratamentos submetidos ao efluente obtiveram os valores mais baixos, principalmente no tratamento exposto aos estressores combinados (32°C (E)), que apresentou os menores valores e foi significativamente diferente ($p < 0,05$) de todos os outros tratamentos (Figura 5a). Quanto à produtividade primária produzida entre as distintas condições experimentais, obtivemos diferenças significativas apenas

entre os tratamentos que receberam e aqueles que não receberam exposição ao efluente, porém, ambos os grupos não diferiram entre si (Figura 5b). Para clorofila a e b, os modelos não obtiveram um bom ajuste e os tratamentos não apresentaram diferenças estatísticas na quantidade de clorofila entre eles (Figura 5c,d).

Figura 5 - Gráficos representando F_v/F_m , Produtividade Bruta e Clorofila a e b.

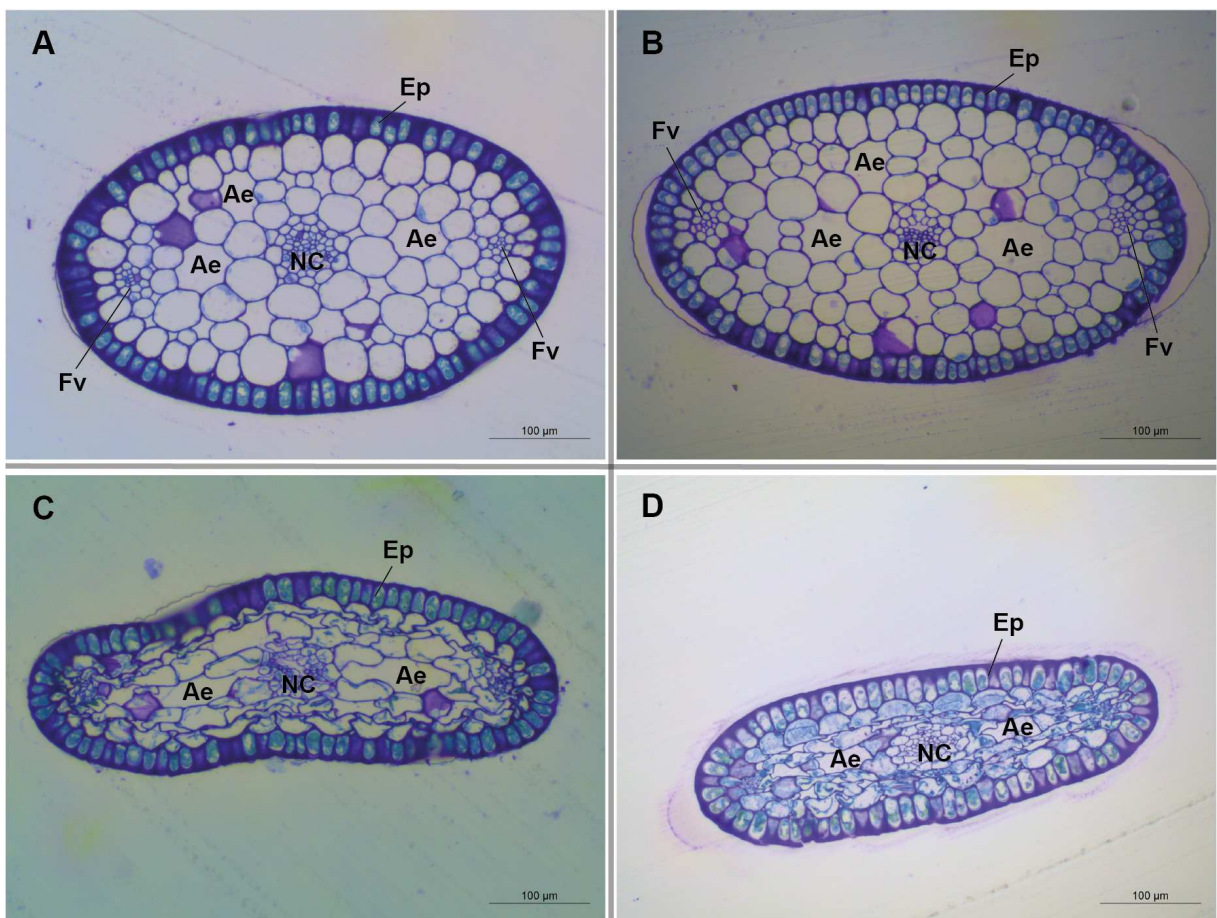


Fonte: elaborado pelo autor

Legenda: Gráficos boxplot representando a variação dos dados entre os tratamentos para as variáveis F_v/F_m (a), produtividade bruta (b), Clorofila a (c) e Clorofila b (d). As letras representam diferenças significativas para cada grupo de acordo com os distintos conjuntos de comparações criados nos modelos. O ponto nos gráficos representa a média dos dados.

Nas análises morfológicas realizadas, foram observadas diferenças notáveis na lâmina foliar de *H. wrightii* entre grupos submetidos aos tratamentos com efluentes e aqueles não expostos a tais condições. No tratamento controle (26°C (NE)) e no tratamento apenas com exposição à onda de calor (32°C (NE)) (Figura 7 - A,B), o mesofilo permanece intacto, apresentando células parenquimáticas arredondadas e relativamente grandes, juntamente com sistema vascular preservado. Contrastando com esses resultados, tanto no tratamento exposto apenas ao efluente (26°C (E)) quanto no tratamento com estressores combinados (32°C (E)) (Figura 6C,D), o mesofilo exibiu flacidez com superfícies colapsadas. As células do parênquima exibiram diversas configurações e tamanhos e não foi possível observar os vasos condutores laterais.

Figura 6- Fotomicrografia de secções transversais da lâmina foliar de *H. wrightii* nos diferentes tratamentos.

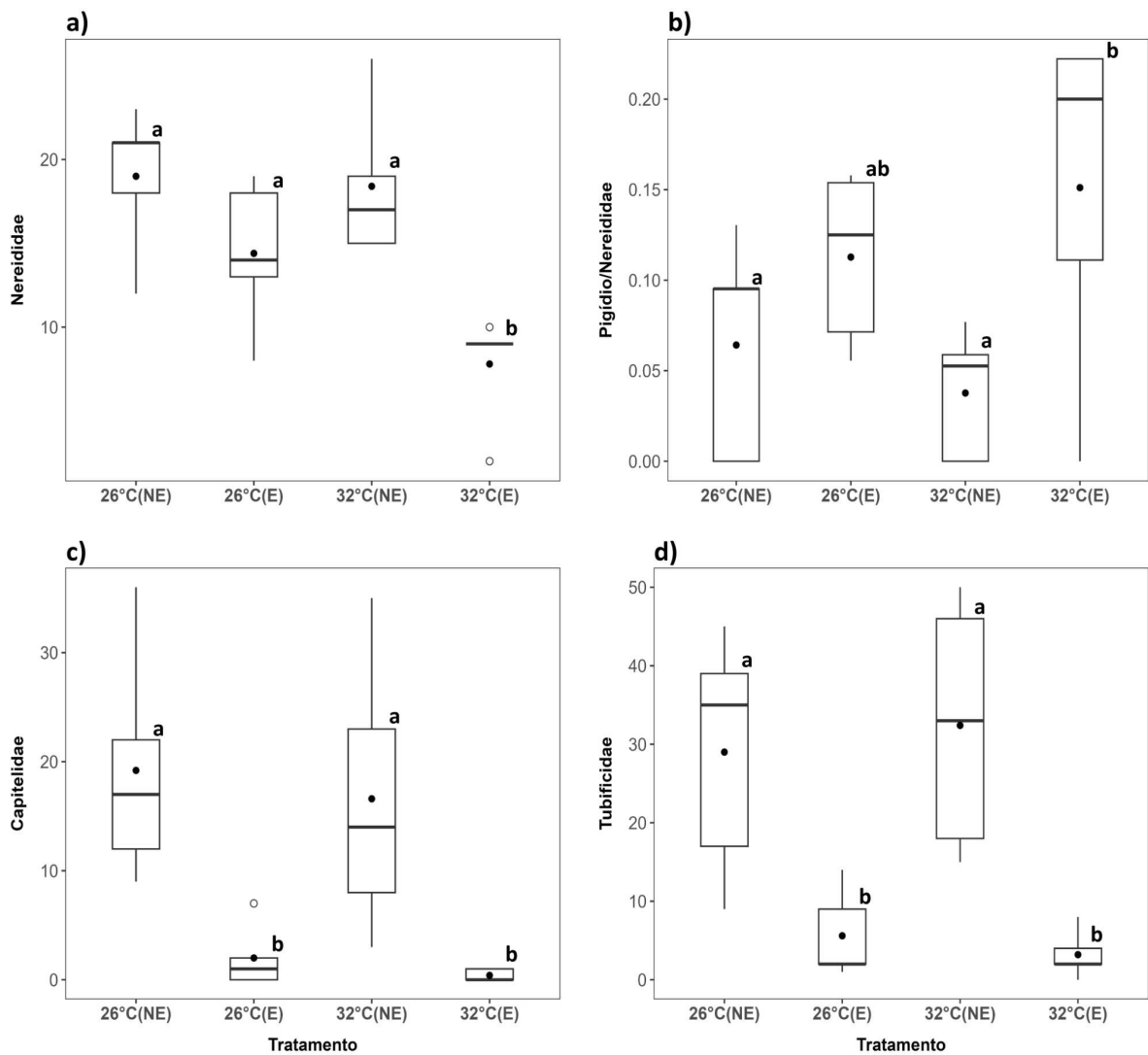


Fonte: elaborado pelo autor

Legenda: Fotomicrografias da lâmina foliar de *H. wrightii* representando os diferentes tratamentos. As letras (A) e (B) mostram a lâmina foliar para o tratamento controle (26°C (NE)) e para o tratamento apenas com exposição à onda de calor (32°C (NE)), respectivamente. Ambos apresentam mesofilo intacto e sistema vascular preservado. Já as letras (C) e (D) correspondem ao tratamento com exposição somente ao efluente (26°C (E)) e ao tratamento com combinação dos estressores (32°C (E)). Esses últimos apresentam a lâmina foliar colapsada, células com diferentes tamanhos e deformação das estruturas vasculares laterais. Legenda das siglas: Ae - aerênquima; NC - nervura central; Ep - epiderme; Fv- feixe vascular lateral.

Para a macroinfauna associada foram identificados 15 táxons: os bivalves *Anomalocardia brasiliana*, *Lucina pectinata* e *Tellina lineata*; o gastrópode *Cerithium atratum*; um nematóide; os poliquetas *Alitta succinea*, *Capitella nonatoi*, *Glycinde multicens*, *Grubosyllis sp.*, *Laeonereis acuta*, *Marphysa sp.*, *Perinereis andersoni*, *Polydora websteri* e *Sigambra grubei*; bem como o oligoqueta *Tubifex sp.* A abundância de Nereididae dentro da infauna associada foi significativamente menor ($p < 0,05$) no tratamento com estressores combinados (32°C (E)) em comparação com todos os outros tratamentos, que não exibiram diferenças estatisticamente significativas entre si (Figura 7a). Para a variável razão pigídio, as maiores proporções foram para os tratamentos que receberam a adição de efluentes, embora o tratamento exposto apenas ao efluente (26°C (E)) não tenha apresentado diferença estatística em relação ao tratamento controle (26°C (NE)) e ao tratamento apenas com exposição à onda de calor (32°C (NE)). Por outro lado, o tratamento envolvendo a combinação de estressores exibiu um aumento notável na liberação de pigídio. É importante ressaltar que esse aumento foi estatisticamente significativo ($p < 0,05$) quando comparado tanto ao tratamento controle quanto aos tratamento envolvendo apenas uma onda de calor, conforme ilustrado na (Figura 7b). Para Capitellidae e Tubificidae a abundância diferiu estatisticamente entre os tratamentos que receberam e aqueles que não receberam efluente (Figura 7c,d).

Figura 7 - Gráficos representando os grupos dominantes da infauna associada e a razão de pigídios liberados pelo grupo Nereididae.



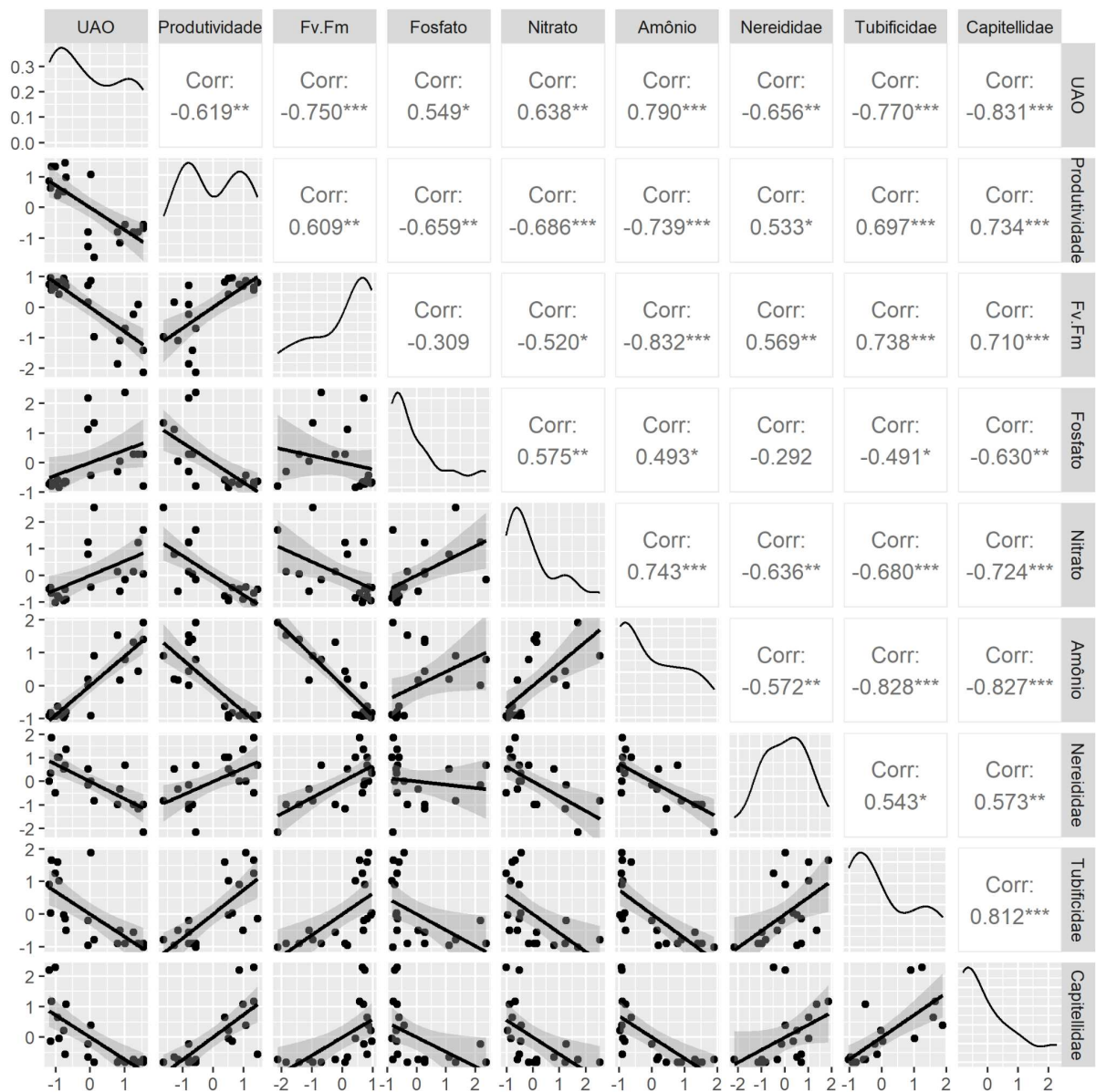
Fonte: elaborado pelo autor

Legenda: Gráficos boxplot representando a variação dos dados entre os tratamentos para os grupos Nereididae (a), Pigídio/Nereididae (b), Capitellidae (c) e Tubificidae (d). As letras representam diferenças significativas para cada grupo de acordo com os distintos conjuntos de comparações criados nos modelos. O ponto nos gráficos representa a média dos dados.

As variáveis mensuradas ao final do experimento apresentaram significativas correlações, as quais foram evidenciadas pelo teste de Spearman devido às diferentes distribuições encontradas nos dados (Figura 8). Na análise, as variáveis relacionadas com a fisiologia da grama marinha (F_v/F_m e Produtividade Bruta), bem

como a infauna associada, apresentaram uma forte correlação negativa com a variável amônio, que por outro lado apresentou uma forte correlação positiva com a variável uso aparente de oxigênio (UAO %) e a variável Nitrato. As variáveis que não apresentaram correlações significativas com nenhuma outra variável não foram representadas na análise (ver apêndice B para matriz de correlação completa).

Figura 8 - Representação gráfica da correlação e linearidade entre as variáveis mensuradas no fim do experimento.



Fonte: elaborado pelo autor

3.4 DISCUSSÃO

A crise de biodiversidade vivida em todo o mundo foi exacerbada pelo aumento da ocorrência e frequência de fatores de estresse globais e locais. As descobertas dessa pesquisa revelam que a combinação dos efeitos do aquecimento e do processo de eutrofização resulta em consequências agravadas em comparação com quando estes fatores atuam de forma independente.

Embora se saiba que a temperatura desempenha um papel crucial no desempenho metabólico das ervas marinhas (Evans et al., 1986; Pérez e Romero, 1992) e tem um impacto negativo nos mecanismos funcionais quando um limite é atingido (Duarte, 2002; Campbell et al., 2006; Plaisted et al., 2022), nossas observações curiosamente não revelaram diferenças nas respostas morfológicas e fisiológicas de *H. wrightii* entre o tratamento controle a 26°C e o tratamento simulando uma onda de calor marinha a 32°C. Esta falta de resposta pode ser explicada pelo fato de que a temperatura 32°C foi calculada para simular uma onda de calor marinha numa região temperada, definida como o limite sul da distribuição desta espécie tropical ao longo da costa do atlântico (Copertino et al., 2016). Além disso, a ampla tolerância a fatores abióticos e a capacidade adaptativa de *H. wrightii* (Rivera-Guzmán et al., 2017; Bercovich et al., 2019; Bertelli et al., 2020) provavelmente contribuíram para a sua adaptabilidade ao aumento das temperaturas, conforme observado no estudo experimental de McMillan (1984), que demonstrou que *H. wrightii* foi a única espécie capaz de suportar temperaturas tão altas quanto 37°C em comparação com outras espécies no estudo.

No entanto, apesar da aparente falta de resposta ao aumento da temperatura em nosso estudo, observamos claramente uma potencialização dos efeitos adversos da exposição ao efluente quando a temperatura foi aumentada. A exposição ao enriquecimento orgânico resultou em diminuição drástica da capacidade fotossintética de *H. wrightii*, evidenciada pela redução da produtividade primária nos tratamentos que receberam efluentes. Este impacto negativo na integridade do aparelho fotossintético também foi indicado por um declínio acentuado nos valores de fluorescência da clorofila (F_v/F_m), muitas vezes interpretado como um indicador de alto estresse (Maxwell e Johnson, 2000). Notavelmente, nossos valores de F_v/F_m foram significativamente inferiores aos considerados normais para plantas saudáveis

(0,7-0,8, Ralph, 1998; Campbell et al., 2006), especialmente no tratamento submetido à combinação dos dois estressores, onde o menor valores de fluorescência da clorofila foram observados.

Por um lado, esta depressão na capacidade fotossintética foi provavelmente causada por limitação aguda de luz devido à alta turbidez nos tratamentos que recebem efluentes, como observado em estudos anteriores onde *H. wrightii* exibiu baixos valores de fluorescência em períodos de privação de luz (Biber et al., 2009). Além disso, apesar da alta capacidade desses organismos em sustentar a anaerobiose (Campbell et al., 2006), é plausível que o metabolismo de *H. wrightii* tenha sido comprometido devido à inibição respiratória decorrente da ausência de fotossíntese e anóxia presente nos tratamentos que recebem efluentes, uma vez que o oxigênio necessário nos tecidos de gramas marinhas é derivado da difusão descendente no processo fotossintético ou através da difusão na coluna de água durante períodos reduzidos de fotossíntese (Frederiksen e Glud, 2006; Borum et al., 2006).

Por outro lado, os efeitos negativos nos mecanismos funcionais e a aparente necrose dos tecidos de *H. wrightii* foram provavelmente amplificados pela toxicidade do amônio, como demonstrado para outras espécies de ervas marinhas (ver Van Katwijk et al., 1997; Brun et al., 2002; Villazán et al., 2015; Moreno-Marín et al., 2016). Em nosso estudo, essa toxicidade foi observada considerando a correlação negativa entre os valores de F_v/F_m e o teor de amônio significativamente maior no tratamento com estressores combinados, onde foram encontrados os menores valores de F_v/F_m e os maiores valores de amônio. Plantas expostas a altos níveis de amônio apresentam maiores níveis de danos oxidativos e fotossintéticos (descritos por Brun et al., 2002 e Zhou et al., 2017). A alta temperatura está diretamente relacionada à ampliação da toxicidade, aumentando a atividade metabólica, aumentando a absorção de amônio e reduzindo as reservas de carboidratos não estruturais (Van Katwijk et al., 1997; Moreno-Marín et al., 2018; Egea et al., 2018). Além disso, como mostrado em nosso estudo, a temperatura desempenhou um papel importante no próprio aumento do teor de amônio sob condições de enriquecimento orgânico e anóxia. Esse processo, conhecido como (RDNA - redução dissimilatória do nitrato para amônio) comumente encontrado em ambientes costeiros e pouco conhecido no ciclo do nitrogênio, ocorre quando o

nitrito disponível é usado como receptor de elétrons por organismos anaeróbicos para a liberação de amônio, que é então assimilado por esses organismos ou liberado no ambiente (Giblin et al., 2013; Cheng et al., 2022). A relação entre a temperatura e a grande quantidade de amônio também foi observada por (Lai et al., 2021) em seu estudo experimental, onde as maiores temperaturas usadas no experimento foram responsáveis pela maior quantidade de amônio em decorrência da atividade de organismos RDNA.

Em relação à macroinfauna observamos o mesmo padrão de resposta da grama marinha em questão. Notavelmente não encontramos diferenças significativas na abundância das famílias Nereididae, Capitellidae e Tubificidae e na liberação de pigídios/Nereididae entre o tratamento controle a 26°C e o tratamento simulando uma onda de calor marinha a 32°C. Tal resposta evidencia a plasticidade e tolerância da macroinfauna benthica a fatores de estresse (Madeira et al., 2021) e mostra que a temperatura a 32° não foi suficiente para afetar a abundância dos grupos neste estudo. Por outro lado, a reduzida abundância de Capitellidae e Tubificidae nos tratamentos expostos ao efluente possivelmente refletiu os efeitos frequentemente relacionados a condições hipóxicas e anóxicas. Embora algumas espécies de macroinvertebrados infaunais tolerem baixas concentrações de oxigênio (Sturdivant et al., 2012; Sturdivant et al., 2015), tais condições são frequentemente associadas a uma redução e depleção no metabolismo (Shumway, 1979; Diaz et al., 1995), levando a mortalidade em massa em condições mais severas, como a anoxia (Baustian e Rabalais, 2009; Riedel et al., 2012).

Por fim, apesar da aparente falta de resposta do tratamento simulando uma onda de calor marinha na infauna associada, ficou evidente novamente a relação da temperatura no tratamento com combinação dos estressores, onde foi encontrado a menor quantidade de indivíduos da família Nereididae e as maiores taxas de liberação de pigídios pelo grupo. Essas respostas sustentam inúmeros estudos que mostram como os estressores em múltiplas escalas e agindo de forma interativa afetam a biodiversidade costeira, em especial a macrofauna bentônica (Ellis et al., 2017; Brauko et al., 2020; Gammal et al., 2023).

4 CONCLUSÃO GERAL

Em resumo, este estudo destaca como os principais estressores tanto a nível local (e.g eutrofização) quanto a nível global (e.g OCMs) afetam os bancos da grama marinha *H. wrightii* e a infauna associada. Apesar da sua notável capacidade adaptativa e tolerância a condições de estresse, observamos impactos substanciais na biomassa e distribuição, morfologia e fisiologia da espécie, especialmente em resposta à condições de eutrofização, onde notamos significativos impactos tanto na abordagem mensurativa quanto na abordagem experimental.

A estrutura das pradarias de *H. wrightii* foi substancialmente afetada nos dois períodos que entremeiam um processo agudo de eutrofização na LC, a qual foi evidenciada pela pequena quantidade de bancos remanescentes encontrados no período pós ruptura da ETE. Tal declínio possivelmente foi acentuado pela severidade do processo eutrófico frente a vulnerabilidade das pequenas e restritas manchas da espécie em decorrência das condições prévias de estresse, como o limite sul de distribuição que limita a expansão e desenvolvimento das pequena manchas e pelos frequentes estressores antropogênicos que acompanham a laguna há décadas. Em estudos prévios, Bercovich et al., (2019) sugeriu um possível declínio em curso de *H. wrightii* na laguna, salientando condições de alto epifitismo, falta de oxigênio em alguns locais e ausência de bancos previamente estabelecidos.

Em consonância, o estudo experimental conduzido em laboratório mostrou também como os impactos do processo de eutrofização podem afetar a grama marinha *H. wrightii* e a infauna associada. Nos tratamentos que simularam o processo eutrófico, observamos impactos diretos na fisiologia e na morfologia da espécie, como a evidente redução na capacidade fotossintética da planta e a degradação do mesófilo foliar, além da notável diminuição dos indivíduos da infauna nesses tratamentos. Isso pode ter ocorrido em decorrência da turbidez e consequente diminuição da luz para a fotossíntese, a anoxia que levou à inibição respiratória e da toxicidade por amônio evidenciada pelos valores elevados do composto. Notavelmente, apesar de não ter sido encontrado respostas significativas da alta temperatura no tratamento que simulou uma OCM, a temperatura elevada no tratamento com combinação dos estressores potencializou os efeitos adversos da

eutrofização, onde encontramos os menores valores de F_v/F_m , os maiores valores de amônio e menos indivíduos dos principais grupos observados da infauna associada.

Em suma, esse estudo evidencia os impactos significativos de estressores em múltiplas escalas, mostrando a fragilidade até mesmo de espécies com alta tolerância a estressores, como *H. wrightii*. Além disso, nossos resultados destacam a importância de políticas públicas eficazes que promovam a sustentabilidade e a proteção desses ecossistemas costeiros. A implementação de projetos de conservação e recuperação desses ecossistemas, juntamente com medidas de mitigação aos estressores relacionados às mudanças climáticas e à poluição costeira é essencial para garantir a preservação da biodiversidade. Somente através de esforços integrados e contínuos, envolvendo pesquisa científica, gestão ambiental e políticas públicas robustas, será possível proteger e restaurar esses valiosos ecossistemas, assegurando sua contribuição vital para a saúde ambiental e o bem-estar humano.

REFERÊNCIAS

BARROS, Georgia de et al. Nutrient distribution in a shallow subtropical lagoon, south Brazil, subjected to seasonal hypoxic and anoxic events. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, p. 116-127, 2017.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1199-1218, 2019.

BAUSTIAN, Melissa M.; RABALAIS, Nancy N. Seasonal composition of benthic macroinfauna exposed to hypoxia in the northern Gulf of Mexico. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 975-983, 2009.

BERCOVICH, Manuel Vivanco et al. Multi-level phenotypic plasticity and the persistence of seagrasses along environmental gradients in a subtropical lagoon. **Aquatic Botany**, v. 157, p. 24-32, 2019.

BERTELLI, Chiara M. et al. The response of the seagrass *Halodule wrightii* Ascherson to environmental stressors. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 238, p. 106693, 2020.

BIBER, Patrick D.; KENWORTHY, W. Judson; PAERL, Hans W. Experimental analysis of the response and recovery of *Zostera marina* (L.) and *Halodule wrightii* (Ascher.) to repeated light-limitation stress. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 369, n. 2, p. 110-117, 2009.

BIBER, Patrick. Prolonged low salinity tolerance in *Halodule wrightii* Asch. **Aquatic Botany**, v. 178, p. 103498, 2022.

Borum, J., Sand-Jensen, K., Binzer, T., Pedersen, O., & Greve, T. M. Oxygen movement in seagrasses. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth, & C. M. Duarte (Eds.), **Seagrasses: Biology, ecology and conservation** (p. 255). Dordrecht, Netherlands: Springer, 2006.

BURKHOLDER, JoAnn M.; TOMASKO, David A.; TOUCHETTE, Brant W. Seagrasses and eutrophication. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 350, n. 1-2, p. 46-72, 2007.

BRAUKO, Kalina M. et al. Marine heatwaves, sewage and eutrophication combine to trigger deoxygenation and biodiversity loss: A SW Atlantic case study. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 590258, 2020.

BREITBURG, Denise L.; RIEDEL, Gerhardt F. Multiple stressors in marine systems. **Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity**, Washington, D.C.: Island Press. 2005. p. 167-182.

BREITBURG, Denise et al. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. **Science**, v. 359, n. 6371, p. eaam7240, 2018.

BRUN, Fernando G. et al. Assessing the toxicity of ammonium pulses to the survival and growth of *Zostera noltii*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 225, p. 177-187, 2002.

BJÖRK, M. et al. **Managing seagrasses for resilience to climate change**. Switzerland.: IUCN, 2008 p. 56.

CAMPBELL, Stuart J.; MCKENZIE, Len J.; KERVILLE, Simon P. Photosynthetic responses of seven tropical seagrasses to elevated seawater temperature. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 330, n. 2, p. 455-468, 2006.

CAMPBELL, Justin E. et al. Herbivore community determines the magnitude and mechanism of nutrient effects on subtropical and tropical seagrasses. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 1, p. 401-412, 2018.

CAMPESTRINI, Iolana; JARDIM, Wilson F. Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 374-380, 2017.

CABRAL, Alex; BERCOVICH, Manuel Vivanco; FONSECA, Alessandra. Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon. **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, p. 100672, 2019.

CABAÇO, Susana et al. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, n. 1, p. 1-13, 2008.

CHARTRAND, Kathryn M. et al. Light thresholds to prevent dredging impacts on the Great Barrier Reef seagrass, *Zostera muelleri* ssp. *capricorni*. **Frontiers in Marine Science**, v. 3, p. 106, 2016.

CHENG, Yi et al. Global patterns and drivers of soil dissimilatory nitrate reduction to ammonium. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 6, p. 3791-3800, 2022.

CRAIN, Caitlin Mullan; KROEKER, Kristy; HALPERN, Benjamin S. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. **Ecology letters**, v. 11, n. 12, p. 1304-1315, 2008.

CREED, J. C. et al. A Synthesis of Provision and Impact in Seagrass Ecosystem Services in the Brazilian Southwest Atlantic. **Sustainability**, v. 15, n. 20, p. 14722, 2023.

CREED, J. C. The seagrasses of South America: Brazil, Argentina and Chile. Em: GREEN, E. P.; SHORT, F. T. (Eds.). **World Atlas of seagrasses**. Berkeley: University of California Press, 2003. p. 243-245.

CREED, Joel C. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 65, n. 1-4, p. 47-58, 1999.

CREED, Joel C. Morphological variation in the seagrass *Halodule wrightii* near its southern distributional limit. **Aquatic botany**, v. 59, n. 1-2, p. 163-172, 1997.

COLLIER, Catherine J. et al. Optimum temperatures for net primary productivity of three tropical seagrass species. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1446, 2017.

COSTA, Natasha V.; RODRIGUES, Regina R. Future summer marine heatwaves in the western South Atlantic. **Geophysical Research Letters**, v. 48, n. 22, p. e2021GL094509, 2021.

COPERTINO, M. S.; CREED, J. C. et al. Seagrass and submerged aquatic vegetation (VAS) habitats off the coast of Brazil: state of knowledge, conservation and main threats. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 53-80, 2016.

DEN HARTOG, C. and Kuo, J. (2006) Taxonomy and biogeography of seagrasses. Em: Larkum, A.W.D., Orth, R.J. and Duarte, C.M., Eds., **Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation**, Springer, The Netherlands, 2006. p. 1-24.

DOLBETH, Marina; CARDOSO, Patrícia; PARDAL, Miguel Ângelo. Impact of eutrophication on the seagrass assemblages of the Mondego estuary (Portugal). **Eutrophication: causes, consequences and control**, p. 225-246, 2011.

DIAZ, Robert J. et al. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. **Oceanography and marine biology. An annual review**, v. 33, n. 245, p. 03, 1995.

DÍAZ-ALMELA, Elena et al. Seasonal dynamics of *Posidonia oceanica* in Magalluf Bay (Mallorca, Spain): temperature effects on seagrass mortality. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, p. 2170-2182, 2009.

DUARTE, Carlos M. The future of seagrass meadows. **Environmental conservation**, v. 29, n. 2, p. 192-206, 2002.

DUARTE, Carlos M. et al. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. **Nature climate change**, v. 3, n. 11, p. 961-968, 2013.

DUNTON, K. H. Seasonal growth and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* in relation to continuous measurements of underwater irradiance. **Marine Biology**, v. 120, p. 479-489, 1994.

EVANS, Ann S.; WEBB, Kenneth L.; PENHALE, Polly A. Photosynthetic temperature acclimation in two coexisting seagrasses, *Zostera marina* L. and *Ruppia maritima* L. **Aquatic Botany**, v. 24, n. 2, p. 185-197, 1986.

ELLIS, Joanne I. et al. Multiple stressor effects on marine infauna: responses of estuarine taxa and functional traits to sedimentation, nutrient and metal loading. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 12013, 2017.

ECOANDO SUSTENTABILIDADE. **Mortandade de organismos e cheiro de água podre na Lagoa da Conceição**. N°03/PES/2021, 2021. Disponível em: <https://noticias.paginas.ufsc.br/files/2021/02/nota-t%C3%A9cnica-completa.pdf>. Acesso em: 12 de dezembro de 2023.

EGEA, L. G. et al. Interactive effect of temperature, acidification and ammonium enrichment on the seagrass *Cymodocea nodosa*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 134, p. 14-26, 2018.

FERREIRA, C. et al. Anatomical and ultrastructural adaptations of seagrass leaves: an evaluation of the southern Atlantic groups. **Protoplasma**, v. 252, p. 3-20, 2015.

FREDERIKSEN, Morten S.; GLUD, Ronnie N. Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Zostera marina*: A two-dimensional planar optode study. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 2, p. 1072-1083, 2006.

FOURQUREAN, James W. et al. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. **Nature geoscience**, v. 5, n. 7, p. 505-509, 2012.

FONSECA, A., Braga, E.S. Sediment-water interface in the southern coastal lagoon and its implications in the nutrients budget. Em: **International Symposium on Materials Transfer at the Continent-Ocean Interface**. pp. 51–52, 2011.

FONSECA, A.; Braga, E. S. Temporal dynamic of the dissolved nutrients and the eutrophication processes in a southern Brazilian coastal lagoon, Conceição Lagoon. **Journal of Coastal Research**, p. 1229-1233, 2006.

FOURQUREAN, James W. et al. The effects of long-term manipulation of nutrient supply on competition between the seagrasses *Thalassia testudinum* and *Halodule wrightii* in Florida Bay. **Oikos**, p. 349-358, 1995.

GAMMAL, Johanna et al. Stressors increase the impacts of coastal macrofauna biodiversity loss on ecosystem multifunctionality. **Ecosystems**, v. 26, n. 3, p. 539-552, 2023.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. (Ed.). **Methods of seawater analysis**. John Wiley e Sons, 2009.

Godoy, F.B., Mario, H.F.S., Franco, D. O Canal da Barra da Lagoa, Florianópolis- SC - um Filtro de Maré Natural. Laboratório de Hidráulica Marítima - UFSC. **Anais do III SEMENGO – Seminário de Engenharia Oceânica**, Rio Grande, RS, p. 12, 2008.

GOVERS, Laura L. et al. Eutrophication threatens Caribbean seagrasses—An example from Curaçao and Bonaire. **Marine pollution bulletin**, v. 89, n. 1-2, p. 481-486, 2014.

GOODMAN, Jill L.; MOORE, Kenneth A.; DENNISON, William C. Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. **Aquatic Botany**, v. 50, n. 1, p. 37-47, 1995.

GIBLIN, Anne E. et al. The importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in the nitrogen cycle of coastal ecosystems. **Oceanography**, v. 26, n. 3, p. 124-131, 2013.

HARLIN, Marilyn M.; THORNE-MILLER, Boyce. Nutrient enrichment of seagrass beds in a Rhode Island coastal lagoon. **Marine Biology**, v. 65, p. 221-229, 1981.

HASLER-SHEETAL, Harald et al. Diurnal effects of anoxia on the metabolome of the seagrass *Zostera marina*. **Metabolomics**, v. 11, p. 1208-1218, 2015.

HALL, Margaret O. et al. Recurrence of *Thalassia testudinum* seagrass die-off in Florida Bay, USA: initial observations. **Marine Ecology Progress Series**, v. 560, p. 243-249, 2016.

HEMMINGA, M. A. The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. **Journal of Sea Research**, v. 39, n. 3-4, p. 183-196, 1998.

HOLMER, Marianne; BONDGAARD, Elsebet Juhl. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. **Aquatic Botany**, v. 70, n. 1, p. 29-38, 2001.

HOBDAY, Alistair J. et al. A hierarchical approach to defining marine heatwaves. **Progress in Oceanography**, v. 141, p. 227-238, 2016.

JOHANSEN, Donald Alexander et al. Plant microtechnique. **Plant microtechnique**, n. First Ed, 1940.

KENNISH, Michael J.; HAAG, Scott M.; SAKOWICZ, Gregg P. Seagrass decline in New Jersey coastal lagoons: a response to increasing eutrophication. In: **Coastal lagoons: critical habitats of environmental change**. CRC Press. p. 167-201, 2010.

KOWALSKI, Joseph L. et al. Metabolic responses of *Halodule wrightii* to hyposalinity. **Aquatic Botany**, v. 186, p. 103628, 2023.

KOCH, Mw S.; MENDELSSOHN, I. A. Sulphide as a soil phytotoxin: differential responses in two marsh species. **The Journal of Ecology**, p. 565-578, 1989.

LAI, Thang V. et al. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium increased with rising temperature. **Biology and fertility of soils**, v. 57, p. 363-372, 2021.

LAPOINTE, Brian E.; TOMASKO, David A.; MATZIE, William R. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in the Florida Keys. **Bulletin of Marine Science**, v. 54, n. 3, p. 696-717, 1994.

LEE, Kun-Seop; PARK, Sang Rul; KIM, Young Kyun. Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: a review. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1-2, p. 144-175, 2007.

LEITE, C. S. et al. O Impacto das Mudanças Climáticas e da Eutrofização na Vegetação Aquática Submersa (VAS) da Lagoa da Conceição, Florianópolis-SC. 2021.

LUND, John Walter Guerrier. Eutrophication. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences**, v. 180, n. 1061, p. 371-382, 1972.

MADEIRA, Diana et al. Salinity shapes the stress responses and energy reserves of marine polychaetes exposed to warming: From molecular to functional phenotypes. **Science of The Total Environment**, v. 795, p. 148634, 2021.

MAXWELL, Kate; JOHNSON, Giles N. Chlorophyll fluorescence—a practical guide. **Journal of experimental botany**, v. 51, n. 345, p. 659-668, 2000.

MILLS, V. Sadie; BERKENBUSCH, Katrin. Seagrass (*Zostera muelleri*) patch size and spatial location influence infaunal macroinvertebrate assemblages. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, n. 1, p. 123-129, 2009.

MORENO-MARÍN, Francisco et al. Interaction between ammonium toxicity and green tide development over seagrass meadows: a laboratory study. **PloS one**, v. 11, n. 4, p. e0152971, 2016.

MORENO-MARÍN, Francisco; BRUN, Fernando Guillermo; PEDERSEN, Morten Foldager. Additive response to multiple environmental stressors in the seagrass *Zostera marina* L. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 4, p. 1528-1544, 2018.

MCMILLAN, Calvin. The distribution of tropical seagrasses with relation to their tolerance of high temperatures. **Aquatic Botany**, v. 19, n. 3-4, p. 369-379, 1984.

MURUGANANDAM, M. et al. Impact of climate change and anthropogenic activities on aquatic ecosystem—A review. **Environmental Research**, p. 117233, 2023.

NIXON, S. W. Eutrophication and the microscope. Em: **Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards better understanding and management strategies Selected Papers from the Second International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems**, Nyborg, Denmark. Springer Netherlands, 2009. p. 5-19.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. **Climate at a Glance Global Time Series**: global time series. Global Time Series. 2023. Disponível em: <https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/climate-at-a-glance/global/time-series/globe/ocean/all/5/1981-2022>. Acesso em: 30 maio 2023.

ONTORIA, Y. et al. Interactive effects of global warming and eutrophication on a fast-growing Mediterranean seagrass. **Marine environmental research**, v. 145, p. 27-38, 2019.

O'BRIEN, T. P. Polychromatic staining of plant cell wall by toluidine blue-O. **Protoplasma**, v. 59, p. 69-76, 1964.

OLIVER, Eric CJ et al. Projected marine heatwaves in the 21st century and the potential for ecological impact. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 734, 2019.

ORTH, R. J. et al. A global crisis for seagrass ecosystems. **Bioscience**, v. 56, n. 12, p. 987-996, 2006.

O'HARA, C. C.; FRAZIER, M.; HALPERN, B. S. At-risk marine biodiversity faces extensive, expanding, and intensifying human impacts. **Science**, v. 372, n. 6537, p. 84-87, 2021.

PAULA, J. et al. Patterns of abundance of seagrasses and associated infaunal communities at Inhaca Island, Mozambique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, n. 3, p. 307-318, 2001.

PÉREZ, Marta; ROMERO, Javier. Photosynthetic response to light and temperature of the seagrass *Cymodocea nodosa* and the prediction of its seasonality. **Aquatic Botany**, v. 43, n. 1, p. 51-62, 1992.

PLAISTED, Holly K. et al. Influence of Rising Water Temperature on the Temperate Seagrass Species Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Northeast USA. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 920699, 2022.

PLUS, Martin; DESLOUS-PAOLI, Jean-Marc; DAGAULT, Françoise. Seagrass (*Zostera marina* L.) bed recolonisation after anoxia-induced full mortality. **Aquatic Botany**, v. 77, n. 2, p. 121-134, 2003.

RALPH, Peter J. Photosynthetic response of laboratory-cultured *Halophila ovalis* to thermal stress. **Marine Ecology Progress Series**, v. 171, p. 123-130, 1998.

RODRIGUES, R. R. et al. Common cause for severe droughts in South America and marine heatwaves in the South Atlantic. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 8, p. 620-626, 2019.

RIEDEL, Bettina; ZUSCHIN, Martin; STACHOWITSCH, Michael. Tolerance of benthic macrofauna to hypoxia and anoxia in shallow coastal seas: a realistic scenario. **Marine Ecology Progress Series**, v. 458, p. 39-52, 2012.

RIVERA-GUZMÁN, N. E. et al. The Biological Flora of Coastal Dunes and Wetlands: *Halodule wrightii* Ascherson. **Journal of Coastal Research**, v. 33, n. 4, p. 938-948, 2017.

SORDO, Laura et al. Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. **Botanica Marina**, v. 54, n. 1, p. 13-21, 2011.

SCHERNER, F. et al. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. **Marine pollution bulletin**, v. 76, n. 1-2, p. 106-115, 2013.

STRYDOM, Simone et al. Too hot to handle: Unprecedented seagrass death driven by marine heatwave in a World Heritage Area. **Global change biology**, v. 26, n. 6, p. 3525-3538, 2020.

SMALE, D. A. et al. Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 4, p. 306-312, 2019.

SHORT, Frederick T.; NECKLES, Hilary A. The effects of global climate change on seagrasses. **Aquatic Botany**, v. 63, n. 3-4, p. 169-196, 1999.

SHORT, F. et al. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 350, n. 1-2, p. 3-20, 2007.

STURDIVANT, S. Kersey et al. Metabolic responses of the Nereid polychaete, *Alitta succinea*, to hypoxia at two different temperatures. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 473, p. 161-168, 2015.

STURDIVANT, S. Kersey; DIAZ, Robert J.; CUTTER, George R. Bioturbation in a declining oxygen environment, in situ observations from Wormcam. **PloS one**, v. 7, n. 4, p. e34539, 2012.

SUMANTA, N. et al. Spectrophotometric analysis of chlorophylls and carotenoids from commonly grown fern species by using various extracting solvents. **Res J Chem Sci**, v. 2231, p. 606X, 2014.

SHUMWAY, Sandra E. The effects of body size, oxygen tension and mode of life on the oxygen uptake rates of polychaetes. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology**, v. 64, n. 2, p. 273-278, 1979.

TODGHAM, A. E.; STILLMAN, J. H. Physiological responses to shifts in multiple environmental stressors: relevance in a changing world. **Integrative and comparative biology**, v. 53, n. 4, p. 539-544, 2013.

UDY, James W.; DENNISON, William C. Growth and physiological responses of three seagrass species to elevated sediment nutrients in Moreton Bay, Australia. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 217, n. 2, p. 253-277, 1997.

UNSWORTH, R. KF et al. Global challenges for seagrass conservation. **Ambio**, v. 48, p. 801-815, 2019.

VAN KATWIJK, M. M. et al. Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 157, p. 159-173, 1997.

VILLAZÁN, Beatriz et al. High ammonium availability amplifies the adverse effect of low salinity on eelgrass *Zostera marina*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 536, p. 149-162, 2015.

WAYCOTT, Michelle et al. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 106, n. 30, p. 12377-12381, 2009.

WERNBERG, Thomas; SMALE, Dan A.; THOMSEN, Mads S. A decade of climate change experiments on marine organisms: procedures, patterns and problems. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1491-1498, 2012.

WILLIAMSON, P.; GUINDER, V. A. Effect of climate change on marine ecosystems. **The impacts of climate change**, p. 115-176, 2021.

ZIEMAN, Joseph C.; FOURQUREAN, James W.; FRANKOVICH, Thomas A. Seagrass die-off in Florida Bay: long-term trends in abundance and growth of turtle grass, *Thalassia testudinum*. **Estuaries**, v. 22, p. 460-470, 1999.

ZUUR, Alain F.; IENO, Elena N.; ELPHICK, Chris S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in ecology and evolution**, v. 1, n. 1, p. 3-14, 2010.

ZHOU, Qingyang et al. Ammonia stress on nitrogen metabolism in tolerant aquatic plant—*Myriophyllum aquaticum*. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 143, p. 102-110, 2017.

APÊNDICE A – Resultados dos diferentes conjuntos de comparações para cada tratamento indicado como nível de referência nos modelos.

Valores em negrito indicam diferenças estatisticamente significativas ($P < 0,05$).

Variáveis	Tratamento		Estimate	Error	<i>P</i>	Tratamento		Estimate	Error	<i>P</i>	
Amônio (μM)	26°C (NE)	Intercept	8,37	6,04	<i>0,1850</i>	26°C (E)	Intercept	71,76	6,04	<0,0001	
		26°C(NE) - 26°C(E)	63,40	8,55	<0,0001		26°C(E) - 26°C(NE)	-63,40	8,55	<0,0001	
		26°C(NE) - 32°C(E)	122,99	8,55	<0,0001		26°C(E) - 32°C(E)	59,60	8,55	<0,0001	
		26°C(NE) - 32°C(NE)	-2,84	8,55	<i>0,7440</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	-66,24	8,55	<0,0001	
	32°C (NE)	Intercept	5,53	6,04	<i>0,3740</i>	32°C (E)	Intercept	131,4	6,04	<0,0001	
		32°C(NE) - 26°C(E)	66,24	8,55	<0,0001		32°C(E) - 26°C(E)	-59,6	8,55	<0,0001	
		32°C(NE) - 26°C(NE)	2,84	8,55	<i>0,7440</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	-123,0	8,55	<0,0001	
		32°C(NE) - 32°C(NE)	125,83	8,55	<0,0001		32°C(E) - 32°C(NE)	-125,8	8,55	<0,0001	
	Nitrato (μM)	26°C (NE)	Intercept	1,56	0,32	0,0001	26°C (E)	Intercept	0,19	0,04	0,0002
			26°C(NE) - 26°C(E)	-1,37	0,32	0,0006		26°C(E) - 26°C(NE)	1,37	0,32	0,0007
			26°C(NE) - 32°C(E)	-1,41	0,32	0,0005		26°C(E) - 32°C(E)	-0,04	0,05	<i>0,4514</i>
			26°C(NE) - 32°C(NE)	-1,02	0,34	0,0083		26°C(E) - 32°C(NE)	0,34	0,12	0,0098
32°C (NE)		Intercept	0,53	0,11	0,0001	32°C (E)	Intercept	0,2	0,03	0,0002	
		32°C(NE) - 26°C(E)	-0,34	0,12	0,0098		32°C(E) - 26°C(E)	0,0	0,05	<i>0,4514</i>	
		32°C(NE) - 26°C(NE)	1,02	0,34	0,0084		32°C(E) - 26°C(NE)	1,4	0,32	0,0005	
		32°C(NE) - 32°C(NE)	-0,38	0,11	0,0042		32°C(E) - 32°C(NE)	0,4	0,11	0,0042	
Fosfato (μM)	26°C (NE)	Intercept	2,98	0,59	0,0001	26°C (E)	Intercept	0,51	0,10	0,0001	
		26°C(NE) - 26°C(E)	-2,47	0,60	0,0008		26°C(E) - 26°C(NE)	2,47	0,60	0,0008	
		26°C(NE) - 32°C(E)	-2,04	0,62	0,0048		26°C(E) - 32°C(E)	0,43	0,21	<i>0,0618</i>	
		26°C(NE) - 32°C(NE)	-0,27	0,80	<i>0,7459</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	2,21	0,55	0,0010	
	32°C (NE)	Intercept	2,72	0,54	0,0001	32°C (E)	Intercept	0,9	0,19	0,0001	
		32°C(NE) - 26°C(E)	-2,21	0,55	0,0010		32°C(E) - 26°C(E)	-0,4	0,21	<i>0,0617</i>	
		32°C(NE) - 26°C(NE)	0,27	0,80	<i>0,7459</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	2,0	0,62	0,0047	
		32°C(NE) - 32°C(NE)	-1,78	0,57	0,0069		32°C(E) - 32°C(NE)	1,8	0,57	0,0069	
UAO (%)	26°C (NE)	Intercept	30,20	6,53	0,0002	26°C (E)	Intercept	72,40	6,53	<0,0001	
		26°C(NE) - 26°C(E)	42,20	9,24	0,0003		26°C(E) - 26°C(NE)	-42,20	9,24	0,0003	
		26°C(NE) - 32°C(E)	54,00	9,24	<0,0001		26°C(E) - 32°C(E)	11,80	9,24	<i>0,2197</i>	
		26°C(NE) - 32°C(NE)	0,80	9,24	<i>0,0932</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	-41,40	9,24	0,0004	
	32°C (NE)	Intercept	31,00	6,53	0,0002	32°C (E)	Intercept	84,2	6,53	<0,0001	
		32°C(NE) - 26°C(E)	41,40	9,24	0,0004		32°C(E) - 26°C(E)	-11,8	9,24	<i>0,2200</i>	
		32°C(NE) - 26°C(NE)	-0,80	9,24	<i>0,9321</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	-54,0	9,24	<0,0001	
		32°C(NE) - 32°C(NE)	53,20	9,24	<0,0001		32°C(E) - 32°C(NE)	-53,2	9,24	<0,0001	
Fv/Fm	26°C (NE)	Intercept	0,66	0,04	<0,0001	26°C (E)	Intercept	0,50	0,04	<0,0001	
		26°C(NE) - 26°C(E)	-0,16	0,06	0,0208		26°C(E) - 26°C(NE)	0,16	0,06	0,0208	
		26°C(NE) - 32°C(E)	-0,37	0,06	<0,0001		26°C(E) - 32°C(E)	-0,21	0,06	0,0037	
		26°C(NE) - 32°C(NE)	0,02	0,06	<i>0,8068</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	0,18	0,06	0,0125	
	32°C (NE)	Intercept	0,68	0,04	<0,0001	32°C (E)	Intercept	0,3	0,04	<0,0001	
		32°C(NE) - 26°C(E)	-0,18	0,06	0,0125		32°C(E) - 26°C(E)	0,2	0,06	0,0036	
		32°C(NE) - 26°C(NE)	-0,02	0,06	<i>0,8068</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	0,4	0,06	<0,0001	
		32°C(NE) - 32°C(NE)	-0,39	0,06	<0,0001		32°C(E) - 32°C(NE)	0,4	0,06	<0,0001	
Produtividade Bruta (mg/l)	26°C (NE)	Intercept	1,20	0,14	<0,0001	26°C (E)	Intercept	-0,20	0,14	<i>0,1680</i>	
		26°C(NE) - 26°C(E)	-1,40	0,20	<0,0001		26°C(E) - 26°C(NE)	1,40	0,20	<0,0001	
		26°C(NE) - 32°C(E)	-1,38	0,20	<0,0001		26°C(E) - 32°C(E)	0,02	0,20	<i>0,9200</i>	
		26°C(NE) - 32°C(NE)	0,28	0,20	<i>0,1800</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	1,68	0,20	<0,0001	
	32°C (NE)	Intercept	1,48	0,14	<0,0001	32°C (E)	Intercept	-0,2	0,14	<i>0,2120</i>	
		32°C(NE) - 26°C(E)	-1,68	0,20	<0,0001		32°C(E) - 26°C(E)	0,0	0,20	<i>0,9200</i>	
		32°C(NE) - 26°C(NE)	-0,28	0,20	<i>0,1800</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	1,4	0,20	<0,0001	
		32°C(NE) - 32°C(NE)	-1,66	0,20	<0,0001		32°C(E) - 32°C(NE)	1,7	0,20	<0,0001	

Clorofila a (ug/g)	26°C (NE)	Intercept	0,55	0,12	0,0003	26°C (E)	Intercept	0,58	0,13	0,0003
		26°C(NE) - 26°C(E)	0,03	0,18	<i>0,8602</i>		26°C(E) - 26°C(NE)	-0,03	0,18	<i>0,8602</i>
		26°C(NE) - 32°C(E)	0,14	0,19	<i>0,4759</i>		26°C(E) - 32°C(E)	0,11	0,20	<i>0,5863</i>
		26°C(NE) - 32°C(NE)	-0,05	0,16	<i>0,7743</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	-0,08	0,17	<i>0,6452</i>
	32°C (NE)	Intercept	0,51	0,11	0,0003	32°C (E)	Intercept	0,7	0,15	0,0003
		32°C(NE) - 26°C(E)	0,08	0,17	<i>0,6452</i>		32°C(E) - 26°C(E)	-0,1	0,20	<i>0,5863</i>
		32°C(NE) - 26°C(NE)	0,05	0,16	<i>0,7743</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	-0,1	0,19	<i>0,4759</i>
		32°C(NE) - 32°C(NE)	0,19	0,19	<i>0,3279</i>		32°C(E) - 32°C(NE)	-0,2	0,19	<i>0,3279</i>
Clorofila b (ug/g)	26°C (NE)	Intercept	1,11	0,22	0,0002	26°C (E)	Intercept	1,17	0,24	0,0002
		26°C(NE) - 26°C(E)	0,06	0,33	<i>0,8534</i>		26°C(E) - 26°C(NE)	-0,06	0,33	<i>0,8534</i>
		26°C(NE) - 32°C(E)	0,37	0,37	<i>0,3380</i>		26°C(E) - 32°C(E)	0,31	0,38	<i>0,4312</i>
		26°C(NE) - 32°C(NE)	-0,15	0,30	<i>0,6289</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	-0,21	0,31	<i>0,5079</i>
	32°C (NE)	Intercept	0,96	0,19	0,0002	32°C (E)	Intercept	1,5	0,30	0,0001
		32°C(NE) - 26°C(E)	0,21	0,31	<i>0,5079</i>		32°C(E) - 26°C(E)	-0,3	0,38	<i>0,4311</i>
		32°C(NE) - 26°C(NE)	0,15	0,30	<i>0,6289</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	-0,4	0,37	<i>0,3379</i>
		32°C(NE) - 32°C(NE)	0,52	0,36	<i>0,1678</i>		32°C(E) - 32°C(NE)	-0,5	0,36	<i>0,1678</i>
Nereididae	26°C (NE)	Intercept	2,94	0,10	<0,0001	26°C (E)	Intercept	2,67	0,12	<0,0001
		26°C(NE) - 26°C(E)	-0,28	0,16	<i>0,0760</i>		26°C(E) - 26°C(NE)	0,28	0,16	<i>0,0761</i>
		26°C(NE) - 32°C(E)	-0,89	0,19	<0,0001		26°C(E) - 32°C(E)	-0,61	0,20	0,0020
		26°C(NE) - 32°C(NE)	-0,03	0,15	<i>0,8260</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	0,25	0,16	<i>0,1193</i>
	32°C (NE)	Intercept	2,91	0,10	<0,0001	32°C (E)	Intercept	2,1	0,16	<0,0001
		32°C(NE) - 26°C(E)	-0,25	0,16	<i>0,1190</i>		32°C(E) - 26°C(E)	0,6	0,20	0,0020
		32°C(NE) - 26°C(NE)	0,03	0,15	<i>0,8260</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	0,9	0,19	<0,0001
		32°C(NE) - 32°C(NE)	-0,86	0,19	<0,0001		32°C(E) - 32°C(NE)	0,9	0,19	<0,0001
Pigidio/ Nereididae	26°C (NE)	Intercept	0,06	0,03	0,0393	26°C (E)	Intercept	0,11	0,03	0,0012
		26°C(NE) - 26°C(E)	0,05	0,04	<i>0,2472</i>		26°C(E) - 26°C(NE)	-0,05	0,04	<i>0,2472</i>
		26°C(NE) - 32°C(E)	0,09	0,04	0,0472		26°C(E) - 32°C(E)	0,04	0,04	<i>0,3568</i>
		26°C(NE) - 32°C(NE)	-0,03	0,04	<i>0,5214</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	-0,08	0,04	<i>0,0819</i>
	32°C (NE)	Intercept	0,04	0,03	<i>0,2062</i>	32°C (E)	Intercept	0,2	0,03	<0,0001
		32°C(NE) - 26°C(E)	0,08	0,04	<i>0,0819</i>		32°C(E) - 26°C(E)	0,0	0,04	<i>0,3568</i>
		32°C(NE) - 26°C(NE)	0,03	0,04	<i>0,0521</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	-0,1	0,04	0,0472
		32°C(NE) - 32°C(NE)	0,11	0,04	0,0127		32°C(E) - 32°C(NE)	0,0	0,04	0,0127
Capitellidae	26°C (NE)	Intercept	2,95	0,30	<0,0001	26°C (E)	Intercept	0,69	0,42	<i>0,1018</i>
		26°C(NE) - 26°C(E)	-2,26	0,52	<0,0001		26°C(E) - 26°C(NE)	2,26	0,52	<0,0001
		26°C(NE) - 32°C(E)	-3,87	0,82	<0,0001		26°C(E) - 32°C(E)	-1,61	0,87	<i>0,0647</i>
		26°C(NE) - 32°C(NE)	-0,15	0,43	<i>0,7330</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	2,12	0,52	<0,0001
	32°C (NE)	Intercept	2,81	0,30	<0,0001	32°C (E)	Intercept	-0,9	0,76	<i>0,2287</i>
		32°C(NE) - 26°C(E)	-2,12	0,52	<0,0001		32°C(E) - 26°C(E)	1,6	0,87	<i>0,0647</i>
		32°C(NE) - 26°C(NE)	0,15	0,43	<i>0,7330</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	3,9	0,82	<0,0001
		32°C(NE) - 32°C(NE)	-3,73	0,82	<0,0001		32°C(E) - 32°C(NE)	3,7	0,82	<0,0001
Tubificidae	26°C (NE)	Intercept	3,37	0,27	<0,0001	26°C (E)	Intercept	1,72	0,32	<0,0001
		26°C(NE) - 26°C(E)	-1,64	0,41	<0,0001		26°C(E) - 26°C(NE)	1,64	0,41	<0,0001
		26°C(NE) - 32°C(E)	-2,20	0,44	<0,0001		26°C(E) - 32°C(E)	-0,56	0,48	<i>0,2390</i>
		26°C(NE) - 32°C(NE)	0,11	0,38	<i>0,7680</i>		26°C(E) - 32°C(NE)	1,76	0,41	<0,0001
	32°C (NE)	Intercept	3,48	0,27	<0,0001	32°C (E)	Intercept	1,2	0,36	0,0010
		32°C(NE) - 26°C(E)	-1,76	0,41	<0,0001		32°C(E) - 26°C(E)	0,6	0,48	<i>0,2395</i>
		32°C(NE) - 26°C(NE)	-0,11	0,38	<i>0,7680</i>		32°C(E) - 26°C(NE)	2,2	0,44	<0,0001
		32°C(NE) - 32°C(NE)	-2,32	0,44	<0,0001		32°C(E) - 32°C(NE)	2,3	0,44	<0,0001

APÊNDICE B – Representação gráfica da correlação e linearidade entre todas as variáveis mensuradas no fim do experimento.

