



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

BRUNA RAFAELA SOUSA DE OLIVEIRA

**EFEITO EXPERIMENTAL DA ELEVAÇÃO DA TEMPERATURA SOBRE A
COMUNIDADE DA MEIOFAUNA DE AMBIENTES RECIFAIAS.**

Recife
2025

BRUNA RAFAELA SOUSA DE OLIVEIRA

**EFEITO EXPERIMENTAL DA ELEVAÇÃO DA TEMPERATURA SOBRE A
COMUNIDADE DA MEIOFAUNA DE AMBIENTES RECIFAIAS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Orientador: Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos

Recife
2025

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Oliveira, Bruna Rafaela Sousa de.

Efeito experimental da elevação da temperatura sobre a comunidade da meiofauna de ambientes recifais / Bruna Rafaela Sousa de Oliveira. - Recife, 2025.

61f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Ciências Biológicas, Pós-Graduação em Biologia Animal, 2025.

Orientação: Paulo Jorge Parreira dos Santos.

Inclui Referências.

I. Santos, Paulo Jorge Parreira dos. II. Título.

UFPE-Biblioteca Central

BRUNA RAFAELA SOUSA DE OLIVEIRA

**EFEITO EXPERIMENTAL DA ELEVAÇÃO DA TEMPERATURA SOBRE A
COMUNIDADE DA MEIOFAUNA DE AMBIENTES RECIFAIAS.**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal. Área de concentração: Biologia Animal

Aprovada em: 25/08/2025

COMISSÃO EXAMINADORA

Ulisses dos Santos Pinheiro/ Universidade Federal de Pernambuco

Taciana Kramer de Oliveira Pinto/Universidade Federal de Alagoas

Tatiana Fabrício Maria/ Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Recife

2025

Dedico este trabalho aos meus pais,
Leila e Jorge, que sob muito sol,
fizeram-me chegar até aqui,
na sombra.

AGRADECIMENTOS

Dedico esta conquista, primeiramente, a Deus: "*Porque dEle, por meio dEle e para Ele são todas as coisas*" (Romanos 11:36). Ao meu esposo, Murilo Melo de Mendonça Cavalcante, que mais do que apoio verbal, dedicou seu tempo para ir comigo coletar água do mar, me levando todos os finais de semana para o monitoramento na Universidade e abdicando de datas comemorativas para que eu terminasse meu experimento. Você é a extensão da bondade de Deus em minha vida, demonstrando proteção e provisão, essa é uma das muitas conquistas da nossa família.

Aos meus pais, Luiz Jorge Nogueira de Oliveira e Leila de Almeida Sousa, que desde minha infância não mediram esforços para me proporcionar a melhor educação possível. Levarei para sempre os ensinamentos, o exemplo, o carinho e o amor de vocês. Obrigada por cada abraço em momentos de angústia e por tantas demonstrações de afeto nos menores detalhes. À minha irmã, Keylla Luiza Sousa de Oliveira, pela eterna cumplicidade e companheirismo. Seu apoio e seus conselhos foram fundamentais para que eu chegassem até aqui. Amo você para sempre.

Ao meu orientador, Paulo Jorge Parreira dos Santos, pela confiança, paciência e valiosos ensinamentos ao longo desses anos. E a todos que fazem parte, direta ou indiretamente, do LabDin (Prof. André Esteves, Prof. Bruna Bezerra, Nídia Marinho, Michelly Lira, Larissa Bacelar, Caroline Correia, Marina Barroso, Pablo Ramon, Maria Alice e Myllena Fideles), bem como a todos que já passaram pelo laboratório, antigos e novos, que tornaram essa caminhada mais leve com boas risadas, conversas e disposição para ajudar sempre que necessário.

À Universidade Federal de Pernambuco e aos seus servidores, pelo compromisso e esforço dedicados à educação brasileira. É um privilégio aprender com profissionais que admiro.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio e investimento em bolsas de iniciação científica, que tornaram possível a realização desta pesquisa.

A todos, meu sincero muito obrigada!

“Mar calmo nunca fez bom marinheiro”

Petrarca, século XIV

RESUMO

Os recifes de corais são fortemente impactados pelas mudanças climáticas, sendo essa a principal ameaça a estes ecossistemas em escala global. Em todo o mundo, a frequência, intensidade e duração das ondas de calor marinhas têm aumentado. Novos cenários exigem pesquisas adicionais que caracterizem a sensibilidade das comunidades bentônicas (não corais) aos eventos extremos de ondas de calor. Neste estudo, a meiofauna foi utilizada como bioindicador no ambiente recifal, devido à sua alta sensibilidade a mudanças nas condições abióticas e sua rápida dinâmica para avaliar em experimento manipulativo e estudo observacional a sua resposta ao estresse térmico causado por picos de temperatura. Através de uma amostragem temporal (2012 a 2024), analisamos a resposta dos grandes grupos da meiofauna a três situações: Sem Estresse ($\leq 27^{\circ}\text{C}$), Estresse Moderado ($> 27^{\circ}\text{C}$ a 28°C) e Estresse Elevado ($> 28^{\circ}\text{C}$ até $29,5^{\circ}\text{C}$), associados ao Fator Área (correspondendo a uma Piscina recifal e uma Área aberta). Também foi realizada avaliação da resposta da comunidade de meiofauna a uma simulação de estresse térmico, através de um experimento de mesocosmo com três tratamentos: Controle, DHW8 e DHW 10,5. Ambos os estudos foram realizados na bancada de recifes de coral localizada na Praia de Serrambi, litoral Sul de Pernambuco, Brasil, utilizando Unidades Artificiais de Substrato (UAS). No estudo observacional, foram detectadas diferenças significativas para ambos os fatores Área ($F= 4,6157$; $p(\text{perm})= 0,0073$) e Situação aninhada em Área ($F= 3,3364$; $p(\text{perm})= 0,0005$). Três principais resultados destacam-se: (1) Copepoda e seus estágios larvais (Nauplius) mostraram sensibilidade, com redução de abundância dos Nauplius mesmo sob aumentos moderados de temperatura, tornando o táxon menos representativo em condições mais extremas; (2) Nematoda, Ostracoda e Peracarida demonstraram aumento na densidade sob estresse térmico elevado, sugerindo maior tolerância ou possível vantagem ecológica nesse cenário; e (3) “Turbellaria” apresentou sensibilidade ao estresse, apresentou sensibilidade ao estresse, possuindo heterogeneidade nos padrões quanto à associação dos fatores Situação e Área. Além disso, sob a condição de Estresse Elevado, cinco dos sete táxons apresentaram maior abundância na Área aberta em comparação à Piscina recifal, indicando possível intensificação dos efeitos do estresse nesse ambiente. No estudo experimental, 12 grupos da meiofauna foram encontrados, dos quais os mais abundantes foram: Copepoda Harpacticoida, Nauplius de Copepoda, Annelida, Nematoda e Ostracoda. Diferenças significativas entre os tratamentos foram encontradas ($p(\text{perm})=0,0247$). Annelida, Tardigrada e Nematoda foram os grupos que mais contribuíram para a dissimilaridade entre tratamentos. Sendo os dois últimos favorecidos com a elevação da temperatura. Apesar de outros autores abordarem os eventos de branqueamento, ao nosso conhecimento este é o primeiro estudo relatando os efeitos de ondas de calor em comunidades da meiofauna, resultados importantes para o entendimento destes impactos nas relações ecossistêmicas do ambiente recifal em cenários de elevação de temperatura.

Palavras-chave: Recifes de Corais; Meiobentos; Mudanças Climáticas; Aquecimento Global.

ABSTRACT

Coral reefs are heavily impacted by climate change, which represents the main global threat to these ecosystems. Worldwide, the frequency, intensity, and duration of marine heatwaves have been increasing. Emerging scenarios demand further research to characterize the sensitivity of benthic (non-coral) communities to extreme heatwave events. In this study, meiofauna were used as bioindicators in reef environments due to their high sensitivity to changes in abiotic conditions and their rapid turnover, allowing the assessment—through both a manipulative experiment and an observational study—of their responses to thermal stress caused by temperature peaks. Through temporal sampling (2012–2024), we analyzed the responses of major meiofaunal groups to three situations: No Stress ($\leq 27^{\circ}\text{C}$), Moderate Stress ($> 27^{\circ}\text{C}$ to 28°C), and High Stress ($> 28^{\circ}\text{C}$ to 29.5°C), in association with the Area factor (corresponding to a Reef Pool and an Open Area). We also evaluated meiofaunal community responses to simulated thermal stress in a mesocosm experiment with three treatments: Control, DHW8, and DHW10.5. Both studies were conducted on the coral reef flat located at Serrambi Beach, southern coast of Pernambuco, Brazil, using Artificial Substrate Units (ASUs). In the observational study, significant differences were detected for both Area ($F = 4.6157$; $p(\text{perm}) = 0.0073$) and Situation nested within Area ($F = 3.3364$; $p(\text{perm}) = 0.0005$). Three main results stand out: (1) Copepoda and their larval stages (Nauplius) showed sensitivity, with reduced Nauplius abundance even under moderate temperature increases, becoming less representative under more extreme conditions; (2) Nematoda, Ostracoda, and Peracarida exhibited increased density under high thermal stress, suggesting greater tolerance or a possible ecological advantage in this scenario; and (3) “Turbellaria” displayed marked sensitivity, showing distinct patterns in relation to the interaction between Temperature and Area. Furthermore, under High Stress conditions, the Open Area showed higher abundance compared to the Reef Pool, indicating potential amplification of stress effects in this habitat. In the experimental study, 12 meiofaunal groups were recorded, the most abundant being Harpacticoid Copepoda, Copepoda Nauplius, Annelida, Nematoda, and Ostracoda. Significant differences between treatments were found ($p(\text{perm}) = 0.0247$). Annelida, Tardigrada, and Nematoda were the main contributors to dissimilarity among treatments, with the latter two favored by increased temperature. Although other studies have focused on coral bleaching events, to our knowledge, this is the first to report the effects of heatwaves on benthic (non-coral) communities. These findings are critical for understanding the ecological impacts of temperature increases on reef ecosystem relationships.

Keywords: Coral Reefs; Meiobenthos; Climate Change; Global Warming.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1 – RESPOSTA DA COMUNIDADE DA MEIOFAUNA À PICOS DE TEMPERATURA NOS RECIFES DO ATLÂNTICO SUDOESTE.

- Figura 1 – a) Mapa do Brasil com destaque para o estado de Pernambuco. b) 21
Área de estudo situada na Praia de Serrambi, município de
Ipojuca (PE), Brasil. c) Imagem de satélite indicando os recifes
utilizados, correspondentes a Área aberta (A1) e Piscina (A2).
- Figura 2 – Disposição de Unidades Artificiais de Substrato (UAS) no recife. 22
a) UAS não colonizadas. b) UAS após tempo de colonização no
recife
- Figura 3 – Composição média (%) dos táxons da comunidade da meiofauna 24
em todas as situações (NS-Sem Estresse; MS-Estresse Moderado;
HS-Estresse Elevado).
- Figura 4 – Densidade média de indivíduos por UAS (10cm^2) entre as 26
Situações por Área, para cada táxon amostrado.
- Figura 5 – Ordenação do nMDS mostrando a similaridade de Bray-Curtis da 27
estrutura da comunidade meiofaunística entre o aninhamento dos
Fatores Área e Situação.

ARTIGO 2 – EFEITO EXPERIMENTAL DA ELEVAÇÃO DA TEMPERATURA SOBRE A COMUNIDADE DA MEIOFAUNA DE AMBIENTES RECIFAIOS.

- Figura 1 – a) Mapa do Brasil indicando o estado de Pernambuco e a Estação 42
Virtual Regional da Costa dos Corais (CCRVS). b) Bancada
recifal da área de estudo localizada na Praia de Serrambi,
Ipojuca- PE, Brasil.
- Figura 2 – Disposição de Unidades Artificiais de Substrato (UAS) no recife. 43
a) UAS não colonizadas. b) UAS após tempo de colonização no
recife.
- Figura 3 – Simulação de pulsos de temperatura utilizado no experimento. 44

- Figura 4 – Monitoramento dos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH e salinidade) ao longo dos 56 dias. 46
- Figura 5 – Número de indivíduos por Unidade Artificial das amostras referentes ao Controle de Campo. 47
- Figura 6 – Composição média (%) dos táxons encontrados na comunidade meiofaunística em todos os tratamentos. 48
- Figura 7 – Ordenação do MDS mostrando a similaridade de Bray-Curtis da estrutura da comunidade da meiofauna entre os tratamentos. 49

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1 – RESPOSTA DA COMUNIDADE DA MEIOFAUNA ÀS ONDAS DE CALOR NOS RECIFES DO ATLÂNTICO SUDOESTE.

Tabela 1 –	Resultados do Teste a posteriori de comparações pareadas da Piscina recifal (A2) indicando diferenças significativas entre as situações.	28
Tabela 2 –	Resultados do Teste a posteriori de comparações pareadas da Área aberta (A1) indicando diferenças significativas entre as situações.	28
Tabela 3 –	Resultados da análise SIMPER para dissimilaridade da Área aberta entre as situações térmicas.	29 - 30
Tabela 4 –	Resultados da análise SIMPER para dissimilaridade da Piscina recifal entre as situações térmicas.	31 - 32

ARTIGO 2 – EFEITO EXPERIMENTAL DA ELEVAÇÃO DA TEMPERATURA SOBRE A COMUNIDADE DA MEIOFAUNA DE AMBIENTES RECIFAIOS.

Tabela 1 –	Teste a posteriori indicando diferenças significativas encontradas.	49
Tabela 2 –	Resultados da análise SIMPER para dissimilaridade entre os tratamentos.	52

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL REFERÊNCIAS	14
2	ARTIGO 1 – RESPOSTA DA COMUNIDADE DA MEIOFAUNA MEDIANTE ÀS ONDAS DE CALOR E INTENSOS EVENTOS DE BRANQUEAMENTO NOS RECIFES DO ATLÂNTICO SUDOESTE REFERÊNCIAS	19
4	ARTIGO 2 – EFEITO EXPERIMENTAL DA ELEVAÇÃO DA TEMPERATURA SOBRE A COMUNIDADE DA MEIOFAUNA DE AMBIENTES RECIFAIOS.	40
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO GERAL

A climatologia global está passando por transformações em uma velocidade significativamente superior à observada em períodos anteriores, o que pode exceder a capacidade de adaptação e recuperação de ecossistemas sensíveis, como os recifes de corais (HOEGH-GULDBERG 2004, PRZESLAWSK et al. 2008). Segundo o relatório Estado do Clima Global, publicado pelas Nações Unidas, o ano de 2024 foi o primeiro a apresentar uma temperatura média global superior a 1,5 °C em relação aos níveis da era pré-industrial, tornando-se o mais quente desde o início dos registros, há 175 anos (ONU 2024). A elevação da temperatura média do planeta está associada à intensificação de eventos extremos, com projeções que indicam aumento na frequência, intensidade e duração desses fenômenos (EASTERLING et al. 2000, KHARIN et al. 2018). Oscilações térmicas mais acentuadas, tanto de calor quanto de frio, já demonstram efeitos adversos sobre a saúde humana, além de impactarem profundamente os sistemas sociais e os ambientes naturais em escala global (SANCHES 2023).

A elevação das temperaturas nos oceanos exerce um impacto direto sobre os recifes de corais, estando fortemente vinculada à ocorrência de eventos de branqueamento em larga escala. Esse processo é desencadeado quando os corais, sob condições ambientais adversas, especialmente o estresse térmico, perdem suas microalgas simbióticas (zooxantelas), essenciais para sua nutrição e pigmentação (EAKIN et al. 2010). Quando esse estado de desequilíbrio se prolonga ou atinge níveis críticos, pode levar à morte parcial ou total dos corais (MARSHALL and SCHUTTENBERG 2006). Paralelamente, às alterações no clima global afetam uma série de processos ecológicos fundamentais, como padrões de dispersão e sucesso no recrutamento larval, mudanças na composição e estrutura das comunidades bentônicas, variações na distribuição geográfica das espécies e a facilitação do surgimento e expansão de espécies exóticas invasoras (PRZESLAWSK et al. 2008).

A zona costeira do Nordeste brasileiro abriga a maior e mais diversa extensão de recifes coralíneos do Atlântico Sul, composta por formações recifais de origem biogênica e/ou constituídas por arenitos, distribuídas tanto em áreas litorâneas quanto em regiões oceânicas rasas (MAIDA and FERREIRA 2004, FERREIRA et al. 2013). O ecossistema recifal caracteriza-se por uma alta complexidade estrutural, sustentando uma rica biodiversidade e desempenhando funções ecológicas e socioeconômicas essenciais (ATTRILL et al. 2000, HARLEY et al. 2006, ANTHONY et al. 2011, APE et al. 2018). Contudo, a elevação da temperatura da superfície do mar pode promover a homogeneização desses habitats, comprometendo de maneira significativa a manutenção de serviços ecossistêmicos fundamentais (AGOSTINI et al. 2021). Tal impacto estende-se também a outros organismos

para além dos corais, como as comunidades bentônicas, que exercem papéis ecológicos críticos em processos como a bioturbação, a oxigenação dos sedimentos, a ciclagem e a redistribuição de nutrientes (SNELGROVE 1998, UTHICKE 1999).

Dentre os organismos que respondem de forma sensível às alterações nos ambientes recifais, destaca-se a meiofauna, um grupo de metazoários bentônicos de pequeno porte, com delimitação biológica bem definida, que desempenham funções fundamentais nas redes tróficas dos sistemas bentônicos. Esses organismos atuam como importantes fontes alimentares para a macrofauna e para peixes de pequeno porte, além de exercerem papéis como consumidores primários e secundários (DANOVARO et al. 2007). Em ambientes recifais, a meiofauna é predominantemente encontrada na superfície de estruturas biogênicas cobertas por macroalgas, em um micro-habitat denominado fital (MAIDA and FERREIRA 1997). A comunidade meiofaunística apresenta alta diversidade taxonômica, abrigando representantes de cerca de 25 filos de invertebrados marinhos, frequentemente em elevadas densidades populacionais (GIERE 2009). O aumento de estudos com o grupo deve-se às suas características biológicas, como o pequeno tamanho corporal, o ciclo de vida rápido e a elevada sensibilidade a variações nas condições ambientais, que tornam a meiofauna um grupo bioindicador eficiente para a avaliação de impactos antrópicos e para o monitoramento de efeitos associados às alterações do clima global (KENNEDY and JACOBY 1999, HALE et al. 2011, SARMENTO et al. 2015, BARROSO et al. 2018).

Portanto, o presente estudo tem como objetivo descrever, por meio de experimentos manipulativos e estudos observacionais, a resposta da comunidade de meiofauna ao estresse térmico provocado por picos de temperatura e ondas de calor. As coletas foram realizadas utilizando Unidades Artificiais de Substrato (UAS) na Área Marinha Protegida (AMP) Recifes de Serrambi (Decreto nº 46.052/2018), uma unidade de conservação recente e ainda desprovida de plano de gestão. Espera-se que os resultados obtidos contribuam para o aprimoramento das estratégias de manejo e conservação dessa área.

REFERÊNCIAS

AGOSTINI, S. et al. Simplification, not “tropicalization”, of temperate marine ecosystems: ocean warming and acidification. **Global Change Biology**, v. 19, pp. 4771-4784, 2021.

ANTHONY, K. R, A. KLEYPAS, J, & GATTUSO, J. P. Coral reefs modify seawater carbon chemistry – implications for the impacts of ocean acidification. **Global Change Biology**, 17 (12), 2011.

APE, F, SARÀ, G, AIROLDI, L, MANCUSO, F. P, & MIRTO, S. Influence of environmental factors and biogenic habitats on intertidal meiofauna. **Hydrobiologia**, 807, 349–366, 2018.

ATTRILL, M.J, STRONG, J.A, & ROWDEN, A.A. Are macroinvertebrate communities influenced by the structural complexity of seagrasses? **Ecography**, 23 (1), 114–121, 2000.

BARROSO, M. S. et al. Anthropogenic impacts on coral reef harpacticoid copepods. **Diversity**, v. 10, n. 2, p. 32, 2018.

DANOVARO, R. et al. Trophic importance of subtidal metazoan meiofauna: evidence from in situ exclusion experiments on soft and rocky substrates. **Marine Biology**, v. 152, n. 2, p. 339-350, 2007.

EAKIN, C. M. et al. Caribbean corals in crisis: record thermal stress, bleaching, and mortality in 2005. **PLoS one**, v. 5, n. 11, p. e13969, 2010.

EASTERLING, D.R. et al. Climate extremes: Observations, modeling, and impacts. **Science** 1979 (289), 2068–2074, 2000.

FERREIRA, B. P. et al. The effects of sea surface temperature anomalies on oceanic coral reef systems in the southwestern tropical Atlantic. **Coral reefs**, v. 32, n. 2, p. 441-454, 2013.

GIERE, Olav. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer-Verlag, Berlin, 2nd ed, 2009.

HALE, R. et al. Predicted levels of future ocean acidification and temperature rise could alter community structure and biodiversity in marine benthic communities. **Oikos**, v. 120, n. 5, p. 661-674, 2011.

HARLEY, C.D. et al. The impacts of climate change in coastal marine systems. **Ecology letters**, v. 9, n. 2, p. 228-241, 2006.

HOEGH-GULDBERG, O. V. E. et al. Coral reefs in a century of rapid environmental change. **Symbiosis**, v. 37, n. 1, p. 1-31, 2004.

KENNEDY, A. D. & JACOBY, C. A. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna—a neglected benthic component? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 54, n. 1, p. 47-68, 1999.

KHARIN, V.V. et al. Risks from climate extremes change differently from 1.5 C to 2.0 C depending on rarity. **Earth's Future**, v. 6, n. 5, p. 704-715, 2018.

MAIDA, M. & FERREIRA, B.P. Coral reefs of Brazil: an overview. In: **Proceedings of the 8th international coral reef symposium**, p. 74, 1997.

MAIDA, M. & FERREIRA, B.P. Os recifes de coral brasileiros. Oceanografia: Um Cenário Tropical. **Recife: Ed. Bagaço**, p. 617-640, 2004.

MARSHALL, P.A & SCHUTTENBERG, H. A reef manager's guide to coral bleaching. **Great Barrier Reef Marine Park Authority**, Townsville, p 163, 2006.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. State of the Global Climate 2024. Genebra: Organização Meteorológica Mundial, 2024. Disponível em: <https://library.wmo.int>. Acesso em: 31 jul. 2025.

PRZESLAWSKI, R. et al. Beyond corals and fish: the effects of climate change on noncoral benthic invertebrates of tropical reefs. **Global Change Biology**, v. 14, n. 12, p. 2773-2795, 2008.

SANCHES, F.H.C. et al. The increase in intensity and frequency of surface air temperature extremes throughout the western South Atlantic coast. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 6293, 2023.

SARMENTO, V. C. et al. Effects of seawater acidification on a coral reef meiofauna community. **Coral Reefs**, v. 34, n. 3, p. 955-966, 2015.

SNELGROVE, P.V.R. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 9, p. 1123-1132, 1998.

UTHICKE, S. Sediment bioturbation and impact of feeding activity of *Holothuria (Halodeima) atra* and *Stichopus chloronotus*, two sediment feeding holothurians, at Lizard Island, Great Barrier Reef. **Bulletin of Marine Science**, v. 64, n. 1, p. 129-141, 1999.

2 ARTIGO 1 – RESPOSTA DA COMUNIDADE DA MEIOFAUNA À PICOS DE TEMPERATURA NOS RECIFES DO ATLÂNTICO SUDOESTE.

2.1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas são reconhecidas como a principal força responsável pelo impacto na saúde dos recifes de corais em escala global. Historicamente, eventos de aquecimento das águas estão frequentemente associados a declínios significativos na cobertura de corais e ao branqueamento das colônias, geralmente ligados a episódios de *El Niño* (HUGUES et al. 2017). Estudos recentes indicam que este evento de estresse térmico é o mais devastador, determinando forte branqueamento, registrado até o momento para todos os recifes do Atlântico Sul Ocidental (BANHA et al. 2020, DUARTE et al. 2020). Em todo o mundo, a frequência, intensidade e duração das ondas de calor marinhas têm aumentado (ZERVOUDAKI et al. 2024). A previsão é de que as temperaturas médias globais tenham um aumento de 1,5° C de aquecimento global até 2050, mesmo no cenário de menores emissões de carbono (SANCHES et al. 2023).

Os oceanos possuem um importante papel absorvendo parte da energia térmica decorrente do aquecimento global, e, consequentemente, também passarão por elevações na temperatura. A previsão é que haja um acréscimo de 0,6 a 2°C nos primeiros 100 metros de profundidade (IPCC 2014). Esse fato comprometeria gravemente a manutenção dos recifes de corais, que já estão fortemente ameaçados devido à sua elevada vulnerabilidade a impactos antrópicos, e a fatores associados às mudanças climáticas, como a acidificação dos oceanos e a elevação do nível do mar (HOEGH-GULDBERG et al. 2007, KLEYPAS and YATE 2009, FABRICIUS et al. 2011, IPCC 2014, SARMENTO et al. 2015, SARMENTO et. al 2017, BARROSO et al. 2018).

Estudos recentes indicam eventos de branqueamento em massa nos recifes do Atlântico Sul, coincidentes com aumentos sem precedentes na temperatura da água do mar registrados para essa região (DUARTE et al. 2020). Duarte e colaboradores (2020) também destacam a longa duração desses eventos e a atípica alta taxa de mortalidade dos corais, desafiando a hipótese apontada pelo grupo de que os recifes do Atlântico Sudoeste poderiam atuar como refúgios térmicos no futuro. Além disso, semanas de aquecimento da água do mar, com variações de temperatura de vários graus, foram alertadas pelo programa NOAA Coral Reef Watch, também em 2024. Nesse caso, o aquecimento ocorreu de forma mais acentuada e prolongada, afetando as estações do nordeste do Brasil, incluindo a Estação Regional Virtual da Costa dos Corais.

O aumento da temperatura pode impactar diretamente os invertebrados bentônicos marinhos, podendo ocasionar mudanças significativas na estrutura das comunidades. Essas alterações incluem uma maior abundância de espécies de menor tamanho, predominância de classes etárias jovens e uma redução no tamanho e na longevidade dos organismos. Além disso, as altas temperaturas elevam a demanda energética, o que encurta a expectativa de vida desses invertebrados (DAUFRESNE et al. 2009, ZERVOUDAKI et al. 2024).

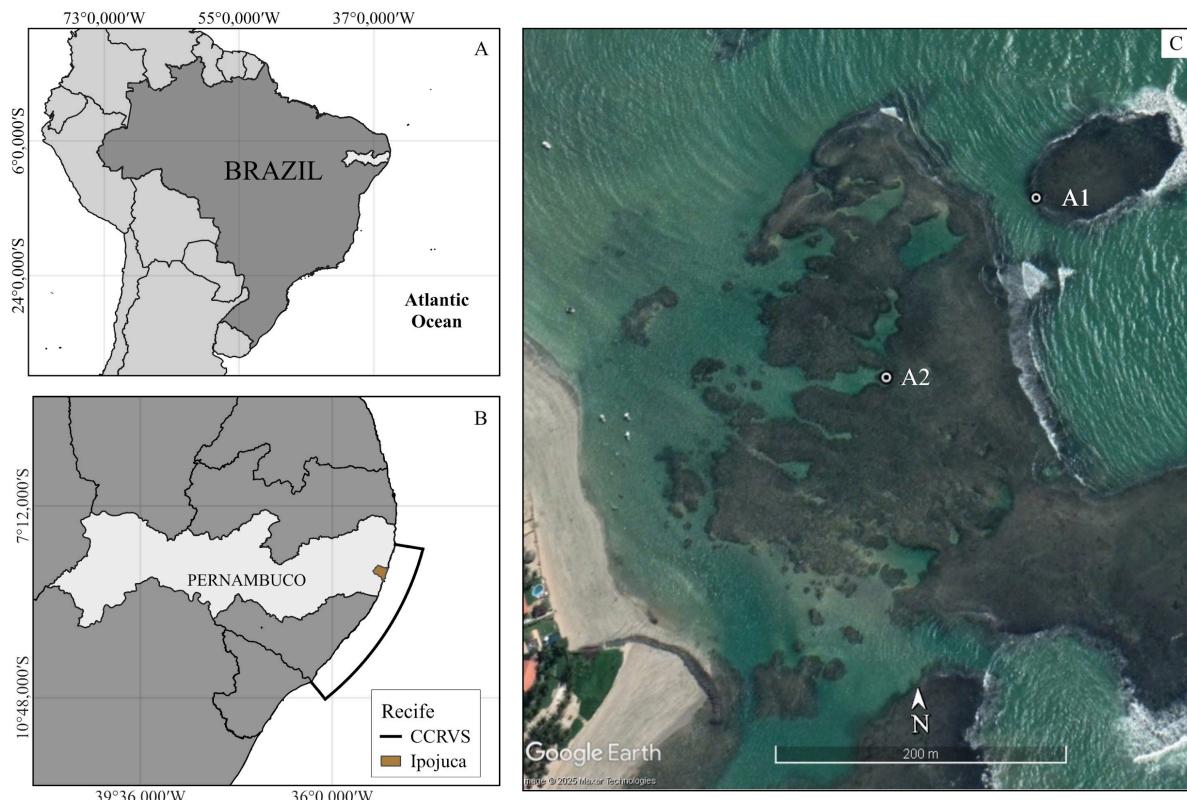
Novos cenários exigem pesquisas adicionais que caracterizem a sensibilidade das comunidades bentônicas aos eventos extremos de ondas de calor. Esses estudos são essenciais não apenas para avaliar os impactos locais das altas temperaturas da água, mas também para identificar grupos resistentes, monitorar a resiliência das comunidades recifais e fornecer subsídios para futuros planos de manejo voltados à mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (ZEPILLI et al. 2015, DUARTE et al. 2020). Embora o registro de impactos mais severos das ondas de calor no Atlântico Sul seja recente (2019 a 2024), já foram observados impactos nas espécies de corais, como mortalidade e branqueamento, conforme apontado por Sully et al. (2019), Banha et al. (2020), Duarte et al. (2020) e Pereira et al. (2022). No entanto, ainda não há estudos que relacionem a variação na abundância e na diversidade das comunidades de meiofauna que colonizam os recifes de arenito com a intensidade das ondas de calor observada na região. Nossa objetivo é avaliar a sensibilidade da meiofauna aos efeitos de picos de temperatura no Atlântico Sudoeste, identificando grupos potencialmente sensíveis ou resistentes e áreas mais suscetíveis ao impacto através de dados de colonização de Unidades Artificiais de Substrato obtidos em onze diferentes experimentos realizados entre 2012 e 2024.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em recifes de corais da praia de Serrambi ($8^{\circ}33'31.594''S$ e $35^{\circ}0'17.201''W$), pertencentes a APA Recifes de Serrambi (Decreto 46.052/18). Localizada no município de Ipojuca, essa área encontra-se a cerca de 70 km ao sul de Recife, Pernambuco (Brasil) (Figura 1). Os recifes são formados por arenito, com uma formação do tipo franja, e se estendem por aproximadamente 2 km, com uma largura máxima de 0,7 km (JALES et al. 2012), cobrindo uma área marinha total de 84.036,79 acres. A região tem grande relevância econômica e turística. Ecologicamente, ela abriga um ecossistema complexo que oferece abrigo, alimento e locais para a reprodução de uma alta diversidade de fauna (LEÃO and DOMINGUEZ 2000).

Figura 1 – a) Mapa do Brasil com destaque para o estado de Pernambuco. b) Área de estudo situada na Praia de Serrambi, município de Ipojuca (PE), Brasil. c) Imagem de satélite indicando os recifes utilizados, correspondentes a Área aberta (A1) e Piscina (A2).



Fonte: A autora (2025).

2.2.3 Coleta de dados

Este estudo baseia-se em um conjunto de dados coletados ao longo de onze períodos distintos entre 2012 e 2024, abrangendo diferentes episódios de ondas de calor. Para a obtenção dos dados, foram utilizadas Unidades Artificiais de Substrato (UAS) do tipo grama sintética, instaladas em recifes de coral na Praia de Serrambi para todos os experimentos realizados.

As Unidades Artificiais de Substrato (Figura 2), do tipo grama sintética, reduzem a heterogeneidade do substrato e são eficazes para promover a rápida colonização no ambiente fital (BARROSO et al. 2018). As dimensões utilizadas foram de 5 x 10 cm e 10 x 10 cm (ajustadas nas análises por densidade conforme a área), totalizando 62 amostras. Todas as UAS foram fixadas, através de cordas, ao recife no infralitoral raso, considerado mais estável do que o mediolitoral frente às variações térmicas associadas à maré com exposição direta ao ar e ao sol (BRANCH 2001).

Figura 2 – Disposição de Unidades Artificiais de Substrato (UAS) no recife. a) UAS não colonizadas. b) UAS após cerca de 30 dias de colonização no recife.



Fonte: A autora (2025).

Os períodos amostrais foram categorizados com base na média das temperaturas máximas da água, de acordo com três faixas de estresse térmico: Sem Estresse ($\leq 27^{\circ}\text{C}$), indicando condições ambientais normais; Estresse Moderado ($> 27^{\circ}\text{C}$ a 28°C) e Estresse Elevado ($> 28^{\circ}\text{C}$ até $29,5^{\circ}\text{C}$), último valor ultrapassando o limiar de branqueamento de corais estabelecido para a região, podendo ocasionar danos em organismos mais sensíveis (DUARTE et al. 2020). A categoria “Sem Estresse” inclui os períodos de amostragem de 20/07/2012 a 05/08/2012 (5 réplicas), 08/09/2013 a 07/11/2013 (10 réplicas) e 22/12/2018 a 24/01/2019 (4 réplicas). Para Estresse Moderado, foram reunidos dados de 12/11/2019 a 10/01/2020 (4 réplicas), 24/04/2021 a 26/05/2021 (6 réplicas), 19/05/2022 a 20/07/2022 (9 réplicas) e 30/08/2023 a 25/11/2023 (5 réplicas). Já os períodos classificados como Estresse Elevado correspondem a 11 a 18/04/2013 (5 réplicas), 06/03/2016 a 10/04/2016 (5 réplicas), 12/11/2019 a 10/03/2020 (4 réplicas) e 25/11/2023 a 24/02/2024 (5 réplicas). Além da temperatura, também foi analisado o fator Área, contemplando dois ambientes com diferentes condições de hidrodinamismo: a área aberta (A1), caracterizada por maior circulação de água e influência direta das correntes oceânicas, e a piscina recifal (A2), mais rasa e protegida, apresentando menor renovação e movimentação da água (CHADWICK 1991, MOROSKO and ROCHA 1999).

Em laboratório, o processamento das amostras seguiu uma metodologia padronizada (SARMENTO et al. 2017, BARROSO et al. 2018, CLEMENTE et al. 2024, BARROSO et al. 2025). As UAS foram lavadas em água corrente para a remoção da fauna associada, retendo a meiofauna entre peneiras de $500\text{ }\mu\text{m}$ e $45\text{ }\mu\text{m}$. Os organismos retidos foram corados com Rosa

Bengala e posteriormente quantificados ao nível dos principais grupos taxonômicos, com o auxílio de um estereomicroscópio. Devido à elevada densidade de indivíduos por amostra (frequentemente ultrapassando 10.000 por UAS), quando necessário, as amostras foram subdivididas utilizando um divisor do tipo Motoda Box.

2.2.4 Análise de dados

A comunidade de meiofauna foi analisada com base na densidade por UAS e na composição dos grupos taxonômicos. “Turbellaria” e Peracarida apresentaram dados ausentes em algumas réplicas (missing data). No entanto, isso não comprometeu os resultados, uma vez que as análises permaneceram significativas tanto com quanto sem essas informações. A estrutura das comunidades foi comparada por meio de Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA), considerando aninhamento do fator Situação no fator Área, com base em matrizes de similaridade de Bray-Curtis (ANDERSON 2005). A ordenação por Escalonamento Multidimensional (MDS) foi usada a fim de representar as similaridades entre as réplicas em um espaço bidimensional. Quando identificadas diferenças significativas, foram aplicados testes a posteriori do tipo pairwise. Para identificar quais grupos mais contribuíram para a diferenciação entre os níveis dos fatores avaliados, foi empregada a análise de Similaridade Percentual (SIMPER), utilizando a interpolação para os dados ausentes. Todas as análises multivariadas foram conduzidas no software PRIMER v6 + PERMANOVA, com os dados transformados em raiz quadrada, adotando-se um nível de significância de 5%.

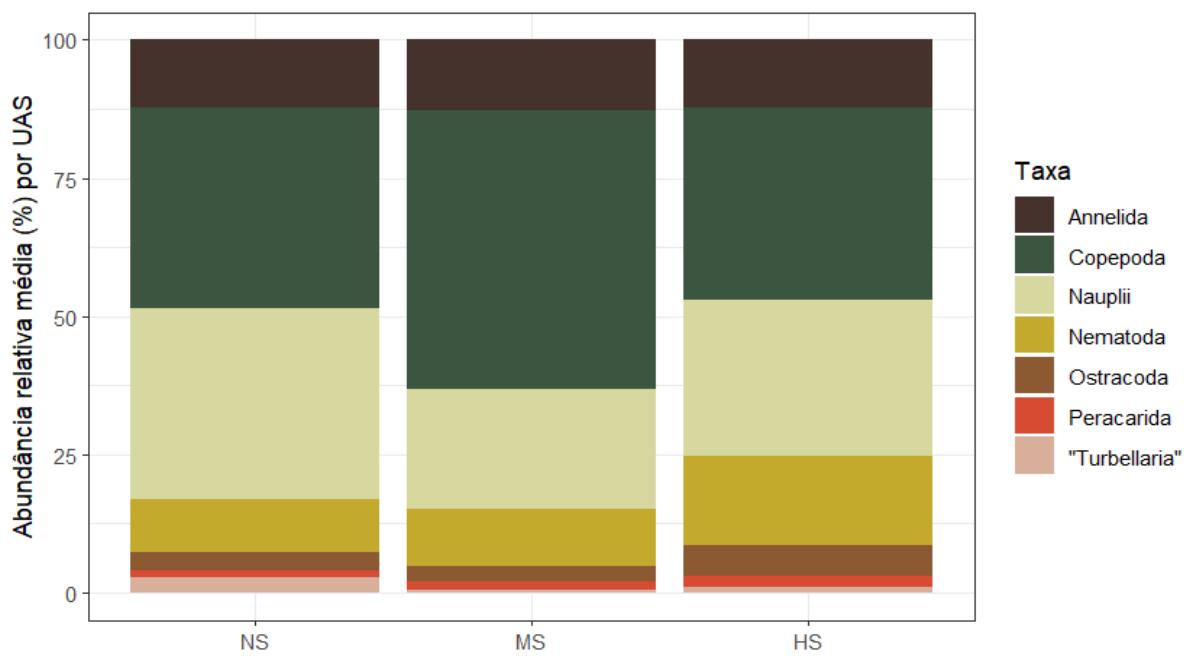
2.3 RESULTADOS

2.3.1 Comunidade da Meiofauna

O estudo resgatou dados de seis táxons representativos da meiofauna, sob os diferentes níveis de estresse térmico. Todos os valores de densidade foram ajustados conforme o tamanho da UAS utilizada (10 x 10cm ou 5 x 10cm). Na situação Sem Estresse (NS), foram registradas as seguintes abundâncias relativas: Copepoda Harpacticoida (36,3%), Nauplius de Copepoda (34,5%), Annelida (12,2%), Nematoda (9,6%), Ostracoda (3,1%), “Turbellaria” (2,6%) e Peracarida (1,4%). A situação Sem Estresse (NS) obteve uma média de 1.570 organismos colonizando cada Unidade Artificial de Substrato (Intervalo de Confiança 95% ± 426). Para Estresse Moderado (MS), a densidade média de organismos por UAS foi de 1.170 indivíduos (IC95% ± 309). O padrão na composição da comunidade manteve-se semelhante

ao observado em NS, exceto pela proporção entre Copepodas e seus Nauplius, e a redução na ocorrência de “Turbellaria”. Os percentuais foram: Copepoda Harpacticoida (50,4%), Nauplius de Copepoda (21,6%), Annelida (12,8%), Nematoda (10,4%), Ostracoda (2,7%), Peracarida (1,5%) e “Turbellaria” (0,5%). Na condição de Estresse Elevado (HS), a principal diferença observada foi o aumento na abundância de Nematoda e Ostracoda. As porcentagens registradas para cada grupo foram: Copepoda Harpacticoida (34,8%), Nauplius de Copepoda (28,3%), Nematoda (16,0%), Annelida (12,3%), Ostracoda (5,7%), Peracarida (1,9%) e “Turbellaria” (1,0%). A média de organismos por UAS nessa situação foi de 1.736 indivíduos ($IC95\% \pm 421$), veja na Figura 3.

Figura 3 – Abundância relativa (%) dos táxons da comunidade da meiofauna em todas as situações (NS-Sem Estresse; MS-Estresse Moderado; HS-Estresse Elevado).



Fonte: A autora (2025).

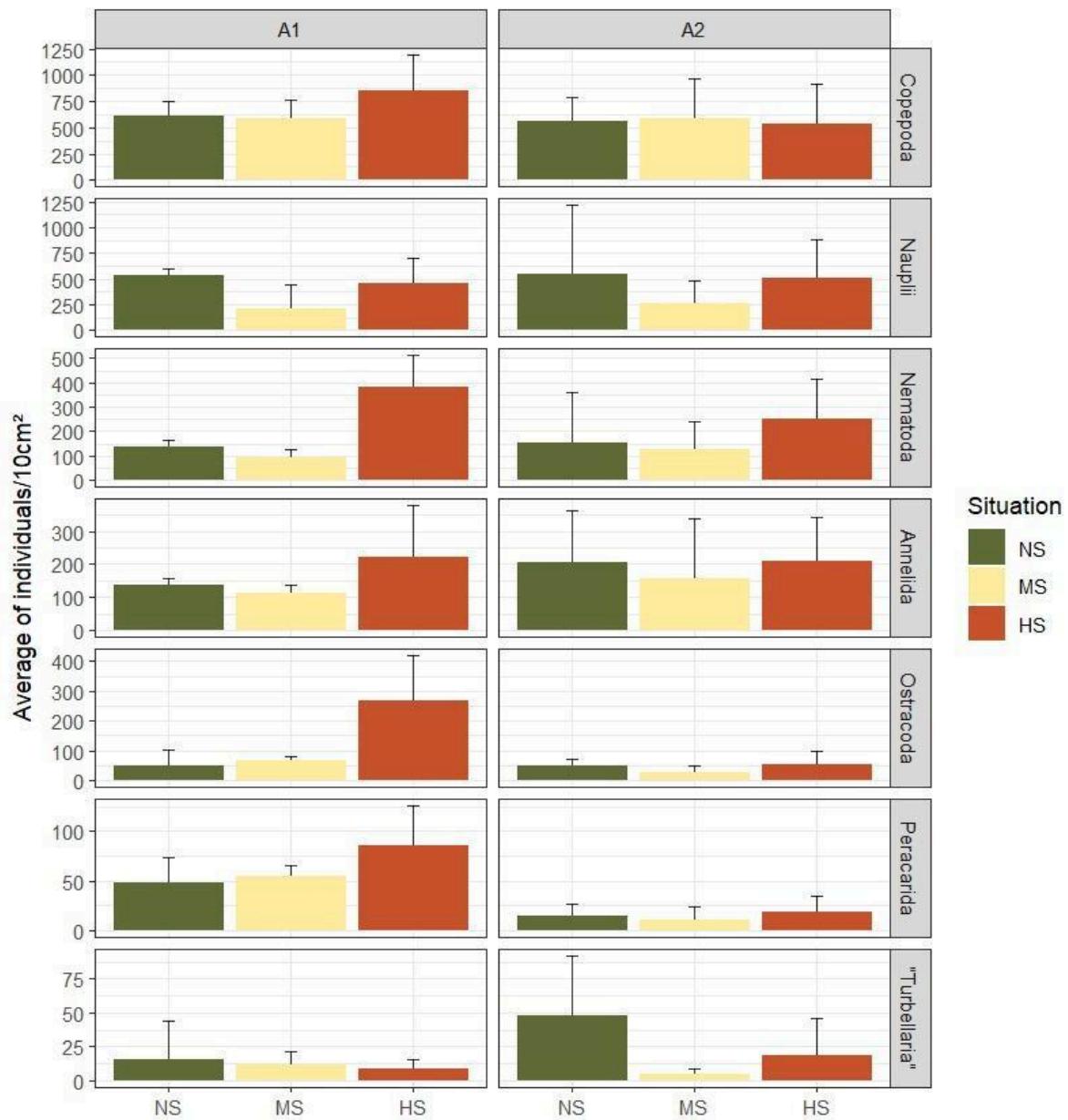
Ao analisar a variação da comunidade em função das diferentes situações de estresse térmico e do fator Área, observam-se diferenças na composição faunística. Na condição Sem Estresse (NS), a maioria dos grupos apresentou densidades semelhantes entre a Área aberta (A1) e a Piscina recifal (A2). Os Copepoda apresentaram maiores densidades na área aberta (A1: 608; A2: 560), enquanto seus estágios larvais (Nauplius) mostraram valores próximos entre as áreas (A1: 534; A2: 545). Os grupos Nematoda e Ostracoda também registraram densidades semelhantes (A1: 138; A2: 155 e A1: 48; A2: 50, respectivamente). Em contraste, Annelida e “Turbellaria” apresentaram maiores densidades na piscina recifal (A1: 138; A2:

207 e A1: 16; A2: 48, respectivamente), na ausência de estresse térmico. Por fim, os Peracarida apresentaram densidades mais elevadas na área aberta (A1: 49; A2: 15).

O Estresse Moderado (MS) começa a evidenciar alterações nos padrões de abundância em função da temperatura. Os Nauplius de Copepoda apresentaram redução nas densidades em ambas as áreas, com 216 indivíduos na área aberta (A1) e 261 na piscina recifal (A2). Os táxons: Ostracoda, Peracarida e “Turbellaria” demonstram queda na abundância na piscina recifal (A1: 67 e A2: 25; A1: 55 e A2: 11; A1: 12 e A2: 4, respectivamente).

Sob Estresse Elevado (HS), cinco dos sete táxons apresentaram aumento de densidade na área aberta (A1) em relação às condições anteriores. Os Copepoda registraram 858 indivíduos em A1 e 537 em A2. Nematoda aumentou a densidade, mais expressivamente em A1 (382; A2: 250). Annelida passou a ser mais abundante na área aberta, invertendo o padrão das condições anteriores (A1: 223; A2: 212). Ostracoda e Peracarida mantiveram-se semelhantes ao Estresse Moderado, apresentando maiores densidades na área aberta (A1: 267; A2: 54 e A1: 86; A2: 19, respectivamente). Em contraste, “Turbellaria” manteve-se relativamente mais abundante na piscina recifal (A1: 9; A2: 19). Os Nauplius de Copepoda apresentaram recuperação parcial em ambas as áreas, com 451 indivíduos em A1 e 504 em A2 (Figura 4).

Figura 4 – Densidade média (\pm desvio padrão) de indivíduos por UAS (10cm^2) entre as Situações (NS-Sem Estresse; MS-Estresse Moderado; HS-Estresse Elevado) por Área, com escala adaptada para cada táxon amostrado.



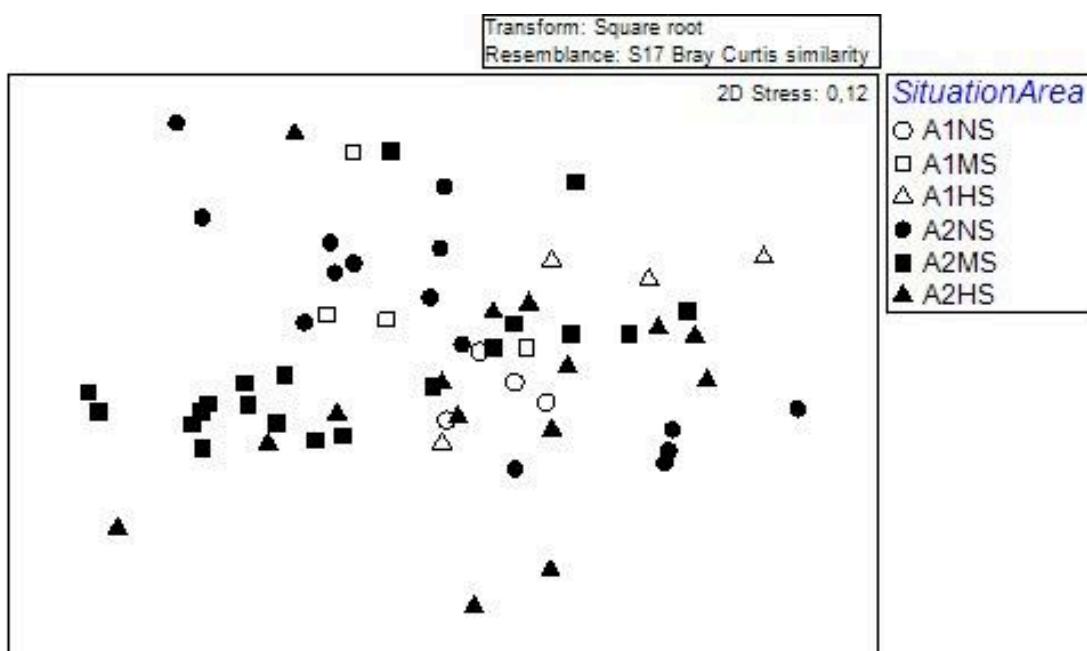
Fonte: A autora (2025).

2.3.2 Análise Multivariada

A distribuição dos pontos revela uma separação parcial entre os grupos, com maior distinção para as amostras da área A2 sob condições de estresse moderado e alto (A2MS e A2HS). As amostras de A2 sob ausência de estresse (A2NS) apresentaram maior dispersão e sobreposição com grupos da área A1. Na área A1, as condições de estresse (NS, MS e HS) mostraram-se mais heterogêneas e com maior variação interna, formando agrupamentos menos definidos. De modo geral, os resultados sugerem que a composição das comunidades

varia de acordo com a área e a intensidade de estresse, com maior similaridade interna nas condições mais severas da área A2 e maior variabilidade na área A1. A alta vulnerabilidade dos dados também é indicativa de estresse.

Figura 5 – Ordenação do nMDS da estrutura da comunidade meiofaunística entre o aninhamento dos Fatores Área e Situação. A Área 1 (A1) está representada por: \circ (círculo vazado) para Sem Estresse (NS), \square (quadrado vazado) para Estresse Moderado (MS) e Δ (triângulo vazado) para Estresse Elevado (HS). A piscina recifal (A2) está representada por: \bullet (círculo preenchido) para Sem Estresse (NS), \blacksquare (quadrado preenchido) para Estresse Moderado (MS) e \blacktriangle (triângulo preenchido) para Estresse Elevado (HS).



Fonte: A autora (2025).

Os resultados da análise multivariada PERMANOVA revelam diferenças significativas na estrutura da comunidade de meiofauna em relação ao fator Área ($F= 4,6157$; $p(perm)= 0,0073$) e altamente significativas para Situação aninhada em Área ($F= 3,3364$; $p(perm)= 0,0005$). O teste a posteriori de comparações pareadas para a interação dos fatores indicou que, na área A2 (Tabela 1), todas as situações apresentaram diferenças significativas entre si, sendo ainda mais acentuadas para Sem Estresse x Estresse Moderado ($p(perm)= 0,001$). De forma menos significativas, também foram observadas diferenças significativas entre todas as situações na Área 1 (Tabela 2).

Tabela 1 – Resultados do Teste a posteriori de comparações pareadas da Piscina recifal (A2) indicando diferenças significativas entre as situações (NS-Sem Estresse; MS-Estresse Moderado; HS-Estresse Elevado).

Groups	t	P(perm)	Unique perms
NS, HS	1,731	0,027	9960
NS, MS	2,676	0,001	9959
HS, MS	1,749	0,041	9955

Fonte: A autora (2025).

Tabela 2 – Resultados do Teste a posteriori de comparações pareadas da área aberta (A1) indicando diferenças significativas entre as situações (NS-Sem Estresse; MS-Estresse Moderado; HS-Estresse Elevado).

Groups	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
NS, HS	2,1111	0,0568	35	0,0304
NS, MS	2,0246	0,0544	35	0,0359
HS, MS	2,4513	0,0517	35	0,0251

Fonte: A autora (2025).

A análise SIMPER (Tabela 3) revelou alterações na composição da fauna entre os diferentes níveis de estresse térmico na Área 1, destacando os grupos que mais contribuíram para a dissimilaridade observada. Na comparação entre as condições Sem Estresse (A1NS) e Estresse Moderado (A1MS), os Nauplius foram os principais responsáveis por essa diferença (32,66%), com redução na sua abundância média de 4,8 para 3,5. “Turbellaria” e Ostracoda também contribuíram expressivamente (20,87% e 16,04%, respectivamente), aumentando a densidade sob estresse moderado. Ao comparar A1NS com a condição de Estresse Elevado (A1HS), nota-se que Ostracoda (26,52%) e Nematoda (16,94%) tiveram uma maior contribuição para as dissimilaridades, ambos com aumento na abundância. “Turbellaria” manteve tendência de aumento (15,41%), enquanto os Nauplius apresentaram uma recuperação parcial em relação à condição moderada (abundância média de 4,5), embora ainda abaixo do valor inicial. A comparação entre A1MS e A1HS confirmou a intensificação

das respostas biológicas ao aumento da temperatura, com dissimilaridade média de 11,36. Nematoda e Ostracoda se destacaram como os principais contribuintes (23,72% e 18,6%, respectivamente), com aumento sob estresse elevado. Curiosamente, os Nauplius apresentaram aumento (21,87% de contribuição), assim como Annelida e Copepoda.

Tabela 3 – Resultados da análise SIMPER para dissimilaridade da Área aberta entre as situações térmicas (NS-Sem Estresse; MS-Estresse Moderado; HS-Estresse Elevado). Ab.média - Abundância média; Diss.média - Dissimilaridade média; Contrib.% - porcentagem de espécies que contribuíram para a dissimilaridade média. Cum.% - porcentagem acumulada da contribuição para dissimilaridade média.

Groups A1NS & A1MS						Average dissimilarity = 9.20
Species	Group A1NS Av. Abund	Group A1MS Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Nauplius	4,8	3,5	3,0	1,41	32,66	32,66
Turbellaria	1,48	1,94	1,92	2,96	20,87	53,53
Ostracoda	2,45	2,85	1,47	3,39	16,04	69,56
Nematoda	3,42	3,07	0,89	1,99	9,68	79,24
Copepoda	4,95	4,89	0,74	1,31	8,03	87,27
Peracarida	2,59	2,71	0,7	1,53	7,57	94,84
Groups A1NS & A1HS						Average dissimilarity = 11.40
Species	Group A1NS Av. Abund	Group A1HS Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Ostracoda	2,45	3,91	3,02	2,14	26,52	26,52
Nematoda	3,42	4,39	1,93	2,99	16,94	43,46
Turbellaria	1,48	1,96	1,76	2,65	15,41	58,87
Annelida	3,42	3,67	1,44	1,96	12,59	71,46
Nauplius	4,8	4,5	1,17	1,63	10,25	81,71
Copepoda	4,95	5,35	1,1	1,53	9,68	91,39
Groups A1MS & A1HS						Average dissimilarity = 11.36
Species	Group A1MS Av. Abund	Group A1HS Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Nematoda	3,07	4,39	2,7	3,46	23,72	23,72
Nauplius	3,5	4,5	2,48	1,41	21,87	45,59
Ostracoda	2,85	3,91	2,11	1,74	18,6	64,19
Annelida	3,25	3,67	1,63	2,42	14,31	78,5
Copepoda	4,89	5,35	1,24	1,48	10,91	89,41
Peracarida	2,71	2,99	0,72	1,53	6,37	95,78

Fonte: A autora (2025).

A análise SIMPER para a Piscina recifal (Tabela 4) indicou que a composição das comunidades variou entre os tratamentos de estresse térmico, com dissimilaridade média oscilando entre 14,40 e 15,45. Na comparação entre Sem Estresse e Estresse Moderado (A2NS e A2MS), as maiores contribuições para a dissimilaridade foram atribuídas a Nauplius (19,51%) e “Turbellaria” (18,43%), ambas apresentando reduções nas abundâncias médias, ainda mais acentuadas em “Turbellaria” (4,21 para 3,79 e 2,49 para 1,28, respectivamente). Para Nematoda, terceiro maior grupo em contribuição (14,96%), houve aumento na densidade média sob estresse, sugerindo uma possível resposta positiva ao fator ambiental. Embora com menor contribuição relativa (11,93%), Peracarida também apresentou redução na abundância, de 2,11 para 1,49. Na comparação entre A2NS e Estresse Elevado (A2HS), Nauplius novamente liderou em contribuição para a dissimilaridade (21,63%), ainda que sua abundância média tenha permanecido praticamente estável (4,21 vs 4,37). Nematoda e “Turbellaria” também se destacaram, com este último apresentando novamente redução de abundância (2,49 para 1,68), reforçando sua aparente sensibilidade ao estresse térmico. Em contrapartida, Nematoda voltou a aumentar em densidade (3,03 para 3,66). Outros grupos como Copepoda, Annelida e Ostracoda apresentaram quedas nas abundâncias médias nesta comparação. Na comparação entre os grupos A2HS e A2MS, observou-se um aumento generalizado nas abundâncias médias dos grupos sob estresse elevado (A2HS), com exceção de Copepoda, cuja densidade foi reduzida de 4,79 para 4,49. Nauplius mais uma vez foi o principal contribuinte para a dissimilaridade (18,18%), seguido por Annelida (15,44%) e Ostracoda (15,19%). A constância de Nauplius como o principal responsável pelas dissimilaridades entre os tratamentos pode indicar forte sensibilidade ao estresse térmico ou um papel ecológico central na estrutura da comunidade da meiofauna.

Tabela 4 – Resultados da análise SIMPER para dissimilaridade da Piscina recifal entre as situações térmicas (NS-Sem Estresse; MS-Estresse Moderado; HS-Estresse Elevado). Ab.média - Abundância média; Diss.média - Dissimilaridade média; Contrib.% - porcentagem de espécies que contribuíram para a dissimilaridade média. Cum.% - porcentagem acumulada da contribuição para dissimilaridade média.

Groups A2NS & A2MS				Average dissimilarity = 15.45		
Species	Group A2NS Av. Abund	Group A2MS Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Nauplius	4,21	3,79	3,01	1,35	19,51	19,51
Turbellaria	2,49	1,28	2,85	1,88	18,43	37,94
Nematoda	3,03	3,16	2,31	1,42	14,96	52,9
Annelida	3,68	3,26	2	1,49	12,94	65,84
Peracarida	2,11	1,49	1,84	1,24	11,93	77,77
Ostracoda	2,6	2,02	1,79	1,23	11,58	89,36
Copepoda	4,79	4,78	1,64	1,55	10,64	100
Groups A2NS & A2HS				Average dissimilarity = 14.40		
Species	Group A2NS Av. Abund	Group A2HS Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Nauplius	4,21	4,37	3,12	1,46	21,63	21,63
Nematoda	3,03	3,66	2,62	1,59	18,17	39,8
Turbellaria	2,49	1,68	2,24	1,37	15,58	55,37
Copepoda	4,79	4,49	1,86	1,46	12,91	68,28
Annelida	3,68	3,58	1,71	1,25	11,87	80,15
Ostracoda	2,6	2,34	1,7	0,98	11,82	91,98
Groups A2MS & A2HS				Average dissimilarity = 14.91		
Species	Group A2MS Av. Abund	Group A2HS Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Nauplius	3,79	4,37	2,71	1,39	18,18	18,18
Annelida	3,26	3,58	2,3	1,47	15,44	33,61
Ostracoda	2,02	2,34	2,27	1,29	15,19	48,8
Copepoda	4,78	4,49	2,06	1,38	13,82	62,62
Nematoda	3,16	3,66	1,99	1,52	13,35	75,98
Peracarida	1,49	1,84	1,82	1,19	12,2	88,18
Turbellaria	1,28	1,68	1,76	1,22	11,82	100

Fonte: A autora (2025).

2.4 DISCUSSÃO

Embora grande parte da literatura esteja voltada à resposta dos corais frente a episódios de aumento de temperatura, os resultados obtidos neste estudo revelam alterações significativas na estrutura da comunidade meiofaunística em resposta a esse tipo de estresse. Ressalta-se que as mudanças no ambiente marinho não ocorrem de forma linear, e a temperatura raramente atua isoladamente. Comumente, o estresse térmico está associado a outros fatores ambientais naturais e de origem antrópica, que, de forma sinérgica, agravam os impactos ecossistêmicos, como a elevação do nível do mar, acidificação dos oceanos, e contaminação por poluentes, a exemplo de derramamentos de óleo (DUARTE et al. 2020, PEREIRA 2022, BARROSO et al. 2025, MOURA et al. 2025). As amostras analisadas ao longo da última década estiveram sujeitas a esse conjunto de pressões, incluindo o derramamento de óleo que atingiu a região em 2019. Vale salientar que o desbalanceamento no esforço amostral ocorre porque o conjunto de dados é composto por estudos próprios, cuja finalidade original não era o monitoramento.

A temperatura é um dos principais fatores que regulam o crescimento e o desenvolvimento de invertebrados marinhos (PRZESLAWSKI et al. 2008). No entanto, a extensão dessa influência depende não apenas da intensidade e duração da variação térmica, mas também de aspectos fisiológicos específicos de cada táxon, como o ciclo de vida e o tempo de exposição ao estressor (FUJISAWA and SHIGEI 1990, PALMER 1994, REITZEL et al. 2004, O'CONNOR et al. 2007). A partir dos intervalos de temperatura avaliados ($\leq 27^{\circ}\text{C}$, $> 27^{\circ}\text{C}$ a 28°C e $> 28^{\circ}\text{C}$ até $29,5^{\circ}\text{C}$), foram observadas respostas distintas na meiofauna, evidenciando diferentes graus de tolerância térmica entre os grupos analisados. De forma geral, destacaram-se três padrões de resposta: (1) Copepoda e seu estágio larval (Nauplius) mostraram sensibilidade, com redução de abundância dos Nauplius mesmo sob aumentos moderados de temperatura, tornando-se menos representativos em condições mais extremas; (2) Nematoda, Ostracoda e Peracarida demonstraram aumento na densidade sob estresse térmico elevado, sugerindo maior tolerância ou possível vantagem ecológica nesse cenário; e (3) “Turbellaria” apresentou sensibilidade ao estresse, possuindo heterogeneidade nos padrões quanto à associação dos fatores Situação e Área.

As piscinas recifais, estão naturalmente sujeitas a um conjunto de pressões ambientais mais intensas do que as áreas abertas. Entre essas pressões destacam-se a maior retenção de calor, a variação abrupta de temperatura causada por ação das marés e ondas, além da maior exposição a atividades antrópicas, como o turismo. Madeira et al. (2017), em um estudo que avaliou os efeitos subletais do aumento da temperatura sobre peixes e invertebrados intertidais, observaram que muitos organismos tendem a migrar em direção às zonas

infralitorais e sublitorais, em uma tentativa de escapar das temperaturas excessivas. Esse deslocamento pode, a longo prazo, transformar as piscinas intertidais em armadilhas ecológicas, onde as condições ambientais deixam de ser toleráveis à sobrevivência de diversas espécies.

Padrões semelhantes foram observados nos resultados do presente estudo. Nossos resultados revelam uma predominância de maiores densidades na área aberta, em comparação com a piscina recifal, para cinco dos sete táxons presentes: Copepoda, Nematoda, Annelida, Ostracoda e Peracarida. Esses resultados são reforçados pela análise SIMPER realizada para a piscina recifal, especialmente na comparação entre os tratamentos Sem Estresse (NS) e Estresse Elevado (HS), na qual Copepoda, Annelida e Ostracoda apresentaram quedas em suas abundâncias médias. Ao contrário de organismos com maior capacidade de locomoção, as comunidades meiobentônicas, caracterizadas por baixa mobilidade, não conseguem se deslocar para áreas menos impactadas (GIERE 2009). Como resultado, sua principal resposta ao estresse térmico extremo tende a ser o aumento da mortalidade, contribuindo para a redução da densidade e alteração na estrutura da comunidade observada neste estudo.

Copepoda e seus Nauplius, estão entre os táxons mais abundantes da meiofauna em ecossistemas bentônicos e são considerados como grupo-alvo de funcionamento dos ecossistemas marinhos devido seu valor nutricional para níveis tróficos superiores, papel no ciclo biogeoquímico e alto teor de ácidos graxos, importante para o crescimento e reprodução de organismos marinhos (GIERE 1993, BRETT et al. 2009, STEINBERG and LANDRY 2017, DRAGO et al. 2022, RELVA et al. 2024). Em nossos resultados, Copepoda e Nauplius apresentaram padrões distintos do descrito na literatura. Observou-se um aumento no número de indivíduos adultos (Copepoda), especialmente sob Estresse Elevado na área aberta, em contraste com sua fase larval (Nauplius), que demonstrou maior sensibilidade na situação intermediárias de estresse térmico (DAUFRESNE et al. 2009, ZERVOUDAKI et al. 2024). Apesar disso, observou-se uma redução na representatividade relativa desses organismos na comunidade à medida que o estresse térmico aumentava: Copepoda e Nauplius combinados representaram 70,8% da comunidade sob ausência de estresse (NS), 72,0% sob estresse moderado (MS) e 63,1% sob estresse elevado (HS). Nas análises SIMPER realizadas para a piscina recifal, Nauplius foi consistentemente o principal táxon responsável pela dissimilaridade entre os tratamentos, ocupando a primeira posição em todas as comparações, e permanecendo entre os dois principais contribuintes tanto nas comparações entre Sem Estresse vs Estresse Moderado quanto entre Estresse Moderado vs Estresse Elevado. Esses padrões reforçam o importante papel ecológico de Nauplius na estruturação da comunidade,

além de indicar sua sensibilidade ao estresse térmico como um possível bioindicador de alterações ambientais.

Outro táxon que se destaca como potencial bioindicador ambiental é Nematoda, frequentemente descrito como um grupo oportunista em cenários de estresse, seja por elevação da temperatura ou pela presença de múltiplos agentes estressores (SARMENTO et al. 2017, ESTEVES et al. 2022, BARROSO 2025, MOURA et al. 2025). No presente estudo, observou-se um aumento progressivo na abundância de Nematoda à medida que os níveis de estresse térmico se intensificaram, padrão que também se manteve nas interações entre temperatura e área, sugerindo ampla tolerância ecológica. Tal comportamento está associado a características biológicas típicas de algumas espécies do grupo, como o ciclo de vida curto, elevada taxa de reprodução e resiliência a perturbações ambientais (FELIX 2015), que adotam um comportamento oportunista e favorecem sua persistência em ambientes degradados ou instáveis. No caso de Ostracoda, embora o conhecimento sobre sua resistência térmica ainda seja limitado, evidências sugerem que o grupo apresenta sensibilidade à elevação da temperatura apenas quando esta ocorre em combinação com valores reduzidos de pH, o que pode comprometer sua sobrevivência e desenvolvimento (SARMENTO et al. 2017). Esses resultados evidenciam a importância de realizar estudos que analisem a comunidade, levando em conta fatores ambientais associados. Isso se justifica porque cada grupo responde de forma diferente às mudanças ambientais, adotando estratégias ecológicas distintas para lidar com o estresse térmico.

As mudanças climáticas globais estão se acelerando a um ritmo mais rápido do que o previsto. Em 2024, as temperaturas médias globais já ultrapassaram o limite de 1,5 °C acima dos níveis pré-industriais, valor que as projeções indicavam apenas para meados de 2050 (SANCHES et al. 2023, ONU 2024). Diante desse panorama, é plausível supor que padrões como os observados neste estudo se tornem cada vez mais comuns, considerando o aumento contínuo na frequência, intensidade e duração das ondas de calor marinhas em escala global (ZERVOUDAKI et al. 2024). Nesse cenário, é provável que haja uma mudança nos grupos funcionais da meiofauna, com a substituição progressiva de grupos sensíveis, como Nauplius de Copepoda, por táxons mais tolerantes ao estresse, como Nematoda. Essa substituição representa mais do que apenas uma reestruturação da comunidade bentônica: ela implica alterações ao longo da teia trófica, uma vez que Copepoda desempenham um papel central na transferência de energia para níveis tróficos superiores, sendo essenciais para o crescimento e reprodução de peixes recifais e outros invertebrados marinhos (RELVA et al. 2024). Alterações nesse nível podem desencadear efeitos em cascata nos ecossistemas recifais,

afetando diretamente atividades humanas dependentes desses sistemas, como o turismo e a pesca, e comprometendo a resiliência ecológica e econômica das regiões costeiras.

De acordo com a CPRH (2017), a proposta de criação da APA Marinha Recifes Serrambi — local onde este estudo foi conduzido — estabelece, entre seus objetivos, o fortalecimento da pesca artesanal, por meio do manejo sustentável dos recursos naturais (Art. V), e o incentivo ao turismo sustentável, priorizando boas práticas e a promoção do turismo de base comunitária (Art. VI). Resultados apresentados neste estudo podem contribuir para o cumprimento dessas metas, ao evidenciar a vulnerabilidade das piscinas recifais ao aumento da temperatura, indicando que essas áreas devem ser tratadas como prioritárias para ações de preservação, com a adoção de políticas públicas e estratégias de gestão ambiental mais eficazes. Além disso, o estudo demonstra que a meiofauna é um importante bioindicador, sendo um excelente objeto de estudo para o monitoramento de mudanças ambientais. Ressalta-se ainda a necessidade de estudos complementares que refinem o entendimento sobre as respostas da meiofauna de ecossistemas recifais frente às mudanças climáticas, contribuindo para compreender quais espécies são mais resistentes e/ou sensíveis que outras.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M. J. Permutational multivariate analysis of variance. **Department of Statistics**, University of Auckland, Auckland, v. 26, p. 32-46, 2005.
- BANHA, T. N.S. et al. Low coral mortality during the most intense bleaching event ever recorded in subtropical Southwestern Atlantic reefs. **Coral Reefs**, v. 39, n. 3, p. 515-521, 2020.
- BARROSO, M. S. et al. Anthropogenic impacts on coral reef harpacticoid copepods. **Diversity**, v. 10, n. 2, p. 32, 2018.
- BARROSO, M. S. et al. Microscale vertical distribution of meiofauna in a coral reef protected area in northeastern Brazil. **Bulletin of Marine Science**, v. 101, n. 2, p. 1021-1042, 2025.
- BRANCH, G.M. Encyclopedia of Ocean Sciences. 1^oedição, p. 242-243. **Editora Academic Press**, 2001.
- BRETT, M.T., MÜLLER-N, D.C., PERSSON, J. Crustacean zooplankton fatty acid composition. In: **Lipids in aquatic ecosystems**. New York, NY: Springer New York, p. 115-

146, 2009.

CHADWICK, N. E. Spatial distribution and the effects of competition on some temperate Scleractinia and Corallimorpharia. **Marine Ecology Progress Series**, p. 39-48, 1991.

CLEMENTE, C.C.C. et al. Small-scale vertical distribution of macrofauna on a shallow tropical coral reef. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 297, p. 108631, 2024.

DAUFRESNE, M, LENGFELLNER, K, SOMMER, U. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 31, p. 12788-12793, 2009.

DRAGO, L. et al. Global distribution of zooplankton biomass estimated by in situ imaging and machine learning. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 894372, 2022.

DUARTE, G.A.S et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, p. 179, 2020.

ESTEVES, A.M. et al. Effects of the ocean acidification on the functional structure of coral reef nematodes. **Coral Reefs**, p. 1-14, 2022.

FABRICIUS, K. E. et al. Losers and winners in coral reefs acclimatized to elevated carbon dioxide concentrations. **Nature Climate Change**, v. 1, n. 3, p. 165-169, 2011.

FELIX, G. et al. Response of benthic associations to the release of urban drainage waste. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 19, n. 2, p. 47-57, 2015.

FUJISAWA, H. & SHIGEI M. Correlation of embryonic temperature sensitivity of sea urchins with spawning season. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 136,123–139, 1990.

GIERE, O. Meiobenthology: the microscopic fauna in aquatic sediments. **Springer-Verlag**, Berlin, New York, 1993.

GIERE, Olav. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments.* Springer-Verlag, Berlin, 2nd ed, 2009.

HOEGH-GULDBERG, O.V.E. et al. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, v. 318, n. 5857, p. 1737-1742, 2007.

HUGHES, T. P. et al. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, v. 543, p. 373-377, 2017.

IPCC. “**Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability-Part B: regional aspects-Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**”, 2014.

JALES, M.C. et al. O ecossistema recifal de Serrambi (nordeste do Brasil): biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos. *Atlântica (Rio Grande)*, v. 34, n. 2, p. 87-102, 2012.

KLEYPAS, J.A. & YATES, K.K. Coral reefs and ocean acidification. *Oceanography*, v. 22, n. 4, p. 108-117, 2009.

LEÃO, Z. M.A.N & DOMINGUEZ, J.M.L. Tropical coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 41, 112–122, 2000.

MADEIRA, C. et al. Thermal stress, thermalsafety margins and acclimation capacity in tropical shal-low waters—an experimental approach testing multipleend-points in two common fish. *Ecol Ind*, 81:146–158, 2017.

MOROSKO, E. M. & ROCHA, R. M. Size of clearings and recolonization time in the rocky mid-coast. In **VII Congresso Latino-Americano sobre Ciências del Mar**, Trujillo: Nuevo Norte S. A., v. 01, p. 498-499, 1999.

MOURA, N.N. et al. ‘Neither here nor there’? Meiofauna as an effective tool to evaluate the impacts of the 2019 mysterious oil spill in a Northeast Brazil coral reef. *Marine Pollution Bulletin*, v. 212, p. 117611, 2025.

O'CONNOR, M. I. et al. Temperature control of larval dispersal and the implications for marine ecology, evolution, and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 4, p. 1266-1271, 2007.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. State of the Global Climate 2024. Genebra: Organização Meteorológica Mundial, 2024. Disponível em: <https://library.wmo.int>. Acesso em: 31 jul. 2025.

PALMER, A. Temperature Sensitivity, Rate of Development, and Time to Maturity: Geographic Variation in Laboratory-Reared Nucella and a Cross-Phyletic Overview. In: **Reproduction and Development of Marine Invertebrates**, 177–194. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1994.

PEREIRA, P.H.C. et al. Unprecedented coral mortality on Southwestern Atlantic coral reefs following major thermal stress. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 725778, 2022.

PROPOSTA DE CRIAÇÃO DA APA MARINHA RECIFES SERRAMBI. Texto de Apresentação. CPRH, 2017.

PRZESLAWSKI, R. et al. Beyond corals and fish: the effects of climate change on noncoral benthic invertebrates of tropical reefs. **Global Change Biology**, v. 14, n. 12, p. 2773-2795, 2008.

REITZEL, A.M, MINER, B.G, MCEDWARD, L.R. Relationships between spawning date and larval development time for benthic marine invertebrates: a modeling approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 280, p. 13-23, 2004.

SANCHES, F.H.C. et al. The increase in intensity and frequency of surface air temperature extremes throughout the western South Atlantic coast. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 6293, 2023.

SARMENTO, V. C. et al. Effects of seawater acidification on a coral reef meiofauna community. **Coral Reefs**, v. 34, n. 3, p. 955-966, 2015.

SARMENTO, V.C. et al. Impact of predicted climate change scenarios on a coral reef meiofauna community. **ICES Journal of Marine Science**, v. 74, n. 4, p. 1170-1179, 2017.

STEINBERG, D.K. & LANDRY, M.R. Zooplankton and the ocean carbon cycle. **Annual review of marine science**, v. 9, n. 1, p. 413-444, 2017.

SULLY, S. et al. A global analysis of coral bleaching over the past two decades. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 1-5, 2019.

VIGLIANO RELVA, J. et al. Temperature increase alters relative fatty acid composition and has negative effects on reproductive output of the benthic copepod *Tachidius discipes* (copepoda: Harpacticoida). **Marine Biology**, v. 171, n. 1, p. 22, 2024.

ZEPPILLI, D. et al. Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts? **Marine Biodiversity**, v. 45, n. 3, p. 505-535, 2015.

ZERVOUDAKI, S. et al. Zooplankton responses to simulated marine heatwave in the Mediterranean Sea using in situ mesocosms. **Plos one**, v. 19, n. 8, p. e0308846, 2024.

3 ARTIGO 2 – EFEITO EXPERIMENTAL DA ELEVAÇÃO DA TEMPERATURA SOBRE A COMUNIDADE DA MEIOFAUNA DE AMBIENTES RECIFAIAS.

3.1 INTRODUÇÃO

Os recifes de corais correspondem a apenas 0,02% da área global dos oceanos, contudo, abrigam cerca de ¼ de todas as espécies marinhas descritas, possuindo a maior produtividade entre os ecossistemas marinhos (KIKUCHI et al. 2004). Além disso, são importantes ferramentas na obtenção de compostos farmacológicos, em setores econômicos (como pesca e turismo) e na proteção da região costeira contra impactos erosivos (VILLAÇA 2009, CESAR et al. 2003). No Nordeste brasileiro, os recifes de corais compreendem a maior e mais rica área de recifes em todo o Oceano Atlântico Sul, sendo constituídos por formações biogênicas e/ou de arenitos, localizados na região offshore e próximos ao litoral (MAIDA and FERREIRA 2004, FERREIRA et al. 2013).

Apesar da importância econômica e biológica o ecossistema recifal encontra-se sob crescente ameaça, devido à sua elevada vulnerabilidade a impactos antrópicos e aos efeitos das mudanças climáticas. Estas constituem, atualmente, o principal fator de comprometimento da saúde dos corais em escala global, promovendo o aumento da frequência e intensidade de eventos de branqueamento (HUGHES et al 2017). Historicamente, esses eventos estão ligados a períodos de El Niño, contudo, eventos recentes de branqueamento em massa nos recifes do Atlântico Sudoeste (2020/2024) têm evidenciado a existência de anomalias na temperatura com longas durações (semanas), que não estão diretamente ligadas ao fenômeno, mas que provocaram morte e diminuição na cobertura coralínea sem precedentes (SULLY et al. 2019, BANHA et al. 2020, DUARTE et al. 2020, PEREIRA et al. 2022).

A fim de monitorar possíveis anomalias térmicas em massa nos recifes de coral, a *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) desenvolveu o programa NOAA Coral Reef Watch (CRW). Esse programa estabelece Medidores Regionais de Estresse Térmico para o Branqueamento de Corais, em determinadas áreas de Estações Virtuais Regionais (5km). O sistema de monitoramento baseia-se em projeções para três períodos consecutivos de 4 semanas (abrangendo os intervalos de 1 a 4, 5 a 8 e 9 a 12 semanas). Essas projeções utilizam dados de séries temporais, como semanas de graus de aquecimento (DHW) e de temperatura superficial do mar (SST), gerando níveis de alerta de branqueamento observados e previstos. Atualmente, sete Estações Virtuais Regionais estão inclusas no Brasil, contribuindo para o acompanhamento da saúde dos recifes de coral na região.

Embora anteriormente considerados potenciais refúgios térmicos em cenários futuros, os recifes do Atlântico Sudoeste (SWA) — mesmo apresentando características que poderiam

mitigar os impactos térmicos, como adaptação à turbidez, proximidade da costa e alimentação heterotrófica — têm demonstrado sensibilidade às recentes ondas de calor mais intensas. (DUARTE et al. 2020, THOMPSON et al. 2025). Esse cenário reforça a importância da realização de novos estudos e abordagens que investiguem os impactos do aumento da temperatura não apenas sobre os corais, mas também sobre os demais organismos que compõem o ecossistema recifal.

A meiofauna, grupo de metazoários bentônicos biologicamente bem definidos, é amplamente utilizada em estudos de monitoramento de ecossistemas costeiros devido à sua alta densidade populacional, pequeno tamanho, rápido ciclo reprodutivo, e alta sensibilidade a mudanças nas condições ambientais e poluentes (KENNEDY and JACOBY 1999, GIERE 2009, SARMENTO et al. 2015, ZEPPELLI et al. 2015, SARMENTO et al. 2017, BARROSO et al. 2018, SARMENTO et al. 2025, MOURA et al. 2025). Além disso, desempenham um papel crucial no fluxo de energia dos sistemas bentônicos, ciclo de nutrientes e regulação da qualidade da água (DANOVARO et al. 2007, PRZESLAWSK et al. 2008).

Assim, este estudo aplica parte da metodologia adotada pelo programa *NOAA Coral Reef Watch* (CRW), utilizando semanas de graus de aquecimento (DHW), com o objetivo de investigar a resposta da comunidade de meiofauna à simulação de um evento de estresse térmico, por meio de um experimento conduzido em mesocosmo. Apesar de já existirem pesquisas que consideram os impactos de ondas de calor para a macrofauna (PANSCH et al. 2018), ao nosso conhecimento, este é um estudo pioneiro para a meiofauna bentônica de ambientes recifais.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

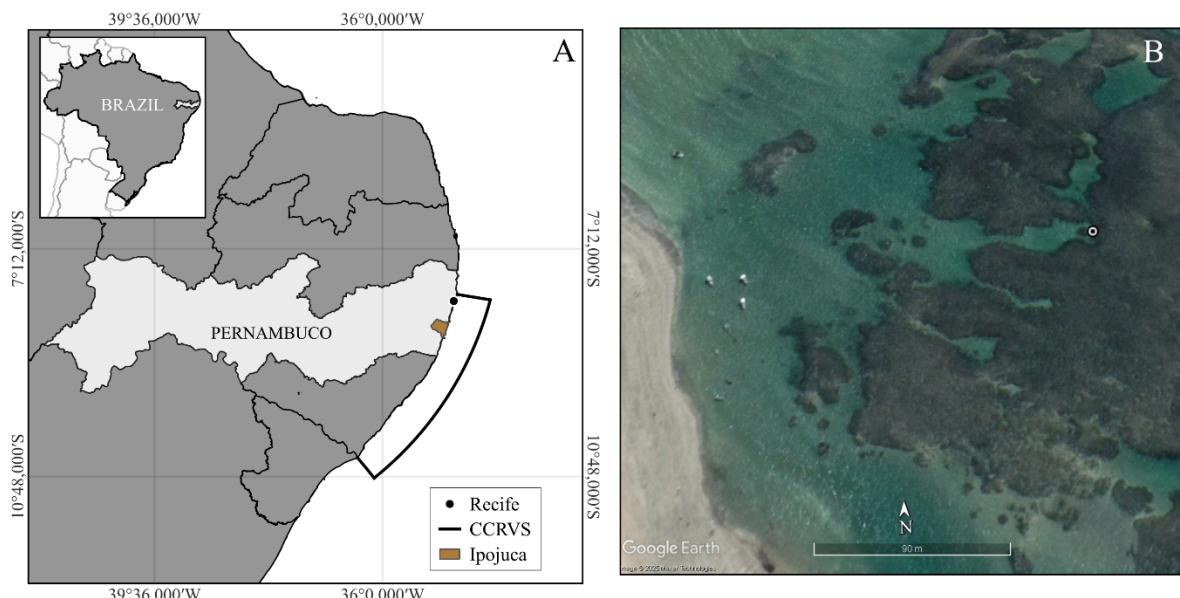
3.2.1 Desenho amostral

3.2.1.1 Metodologia de campo

As amostras utilizadas no experimento em mesocosmo foram coletadas nos recifes de Serrambi (Figura 1), situados no município de Ipojuca, Pernambuco, dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental (APA) Recifes de Serrambi (Decreto 46.052/18). Esses recifes integram a Estação Virtual Regional Costa dos Corais, o que permite a identificação de estresses térmicos com base em uma metodologia padronizada em escala global (PEREIRA et al., 2022). Para a colonização da meiofauna, foram dispostas cordas contendo cinco Unidades Artificiais de Substrato (UAS) do tipo grama sintética, com dimensões de 5x10 cm, na zona do infralitoral raso do recife (Figura 2). As UAS permaneceram em campo por aproximadamente três meses (30/08/2023 a 25/11/2023). Esse tempo é amplamente suficiente

para garantir adequada colonização do substrato (NASCIMENTO 2013) e nas temperaturas do Nordeste do Brasil permite minimamente o desenvolvimento de duas a três gerações de animais colonizadores (SANTOS et al. 1999). Embora, segundo a NOAA, a temperatura média esperada para o mês de novembro fosse de 26,6 °C, no momento da coleta as temperaturas da água estavam atípicamente elevadas, atingindo cerca de 30 °C. Após a coleta, cada UAS foi acondicionada individualmente em recipientes plásticos e transportada ao laboratório para posterior processamento.

Figura 1 – a) Mapa do Brasil indicando o estado de Pernambuco e a Estação Virtual Regional da Costa dos Corais (CCRVS). b) Bancada recifal da área de estudo localizada na Praia de Serrambi, Ipojuca- PE, Brasil.



Fonte: A autora (2025).

Figura 2 – Disposição de Unidades Artificiais de Substrato (UAS) no recife. a) UAS não colonizadas. b) UAS após cerca de 30 dias de colonização no recife.



Fonte: A autora (2025).

3.2.1.2 Metodologia em laboratório

Os parâmetros experimentais utilizados neste estudo consistem na métrica de DHW. O índice DHW é calculado com base na quantidade de semanas em que a SST excede em pelo menos 1 °C a média climatológica mensal esperada para a região. Cada semana em que essa condição é atendida corresponde a 1 unidade de DHW (DUARTE et al. 2020). Por exemplo, se a SST se mantiver 2 °C acima da média por quatro semanas consecutivas, o valor acumulado de DHW será igual a 8 ($2^{\circ}\text{C} \times 4$ semanas).

O design do mesocosmo consistiu na utilização de três tanques que continham nove aquários pequenos com uma UAS em cada ($17 \times 11 \times 13$ cm), organizados em uma matriz 3x3. Os aquários foram aclimatados com o uso de aquecedores com termostato (VigoAr-100) e bombas de aeração (Boyu ACQ 001). Para manter o fotoperíodo, foram utilizadas luzes que simulam a luz do dia. Nenhum alimento foi fornecido. Nenhum ciclo de maré foi aplicado, uma vez que a fauna foi coletada do infralitoral. Ao longo do período de exposição, as taxas de pH, salinidade e temperatura da água de cada aquário foram monitoradas durante seis dias da semana. A metodologia foi adaptada de Sarmento et al. (2017).

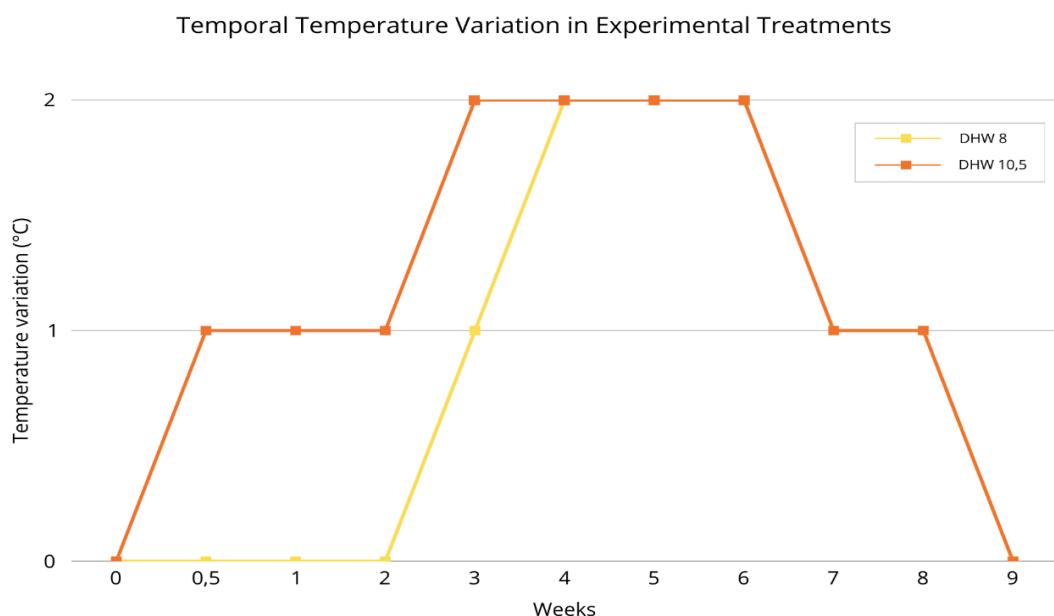
As amostras foram aclimatadas a 29°C por dois dias antes do início do monitoramento. Foram conduzidas duas simulações experimentais em mesocosmo, além de um tratamento controle, para avaliar a resposta da comunidade de meiofauna a cenários de estresse térmico com aumento gradual, estabilização e retorno progressivo à temperatura original, semelhantes aos observados durante episódios de branqueamento de corais. O retorno à temperatura controle foi padronizado para garantir o mesmo tempo de recuperação em ambos os

tratamentos. No total, 27 Unidades Artificiais de Substrato (UAS) foram distribuídas aleatoriamente entre três cenários: 1) Controle (29°C); 2) DHW 8; e 3) DHW 10,5. Outras cinco UAS foram mantidas fora do experimento como Controle de Campo, totalizando 32 UAS. A temperatura controle (29°C) foi definida com base em dados de campo e nas médias máximas previstas pela NOAA para a região.

O tratamento DHW 8 (Figura 3) permaneceu na temperatura de controle durante duas semanas. Na terceira semana, a temperatura foi aumentada em 1°C , seguida por um novo acréscimo de 1°C na quarta semana, totalizando um aumento de $+2^{\circ}\text{C}$ em relação à temperatura controle. Essa condição de estresse térmico ($+2^{\circ}\text{C}$) foi mantida por três semanas consecutivas (semanas 4 a 6). Na sétima semana, a temperatura foi reduzida em 1°C e, na oitava semana, retornou à condição de controle com a redução de mais 1°C , até completar nove semanas.

Enquanto no segundo cenário (DHW 10,5), o aumento de temperatura foi iniciado na metade da primeira semana, com acréscimo de 1°C , sendo mantido por aproximadamente uma semana e meia. Na terceira semana, a temperatura foi elevada em mais 1°C , atingindo um total de $+2^{\circ}\text{C}$ em relação ao controle. Essa condição foi mantida por quatro semanas consecutivas (semanas 3 a 6). Posteriormente, iniciou-se o processo de retorno à temperatura controle: na sétima semana houve uma redução de 1°C e, na oitava semana, ocorreu a redução final de mais 1°C , restabelecendo as condições iniciais. O experimento totalizou nove semanas de duração, caracterizando um estresse térmico mais acentuado.

Figura 3 – Simulação de pulsos de temperatura utilizado no experimento.



Fonte: A autora (2025).

Ao término das nove semanas, todas as UAS e seus respectivos aquários foram lavados em água corrente utilizando peneiras com malha de 500 μm e 45 μm para a retenção da fauna associada e posteriormente fixadas em formol a 4%. Para a contagem da comunidade de meiofauna, as amostras foram divididas com o divisor Motoda Box mantendo 1/4 para todas as amostras, que foram coradas com Rosa Bengala para melhor visualização. A identificação dos principais grupos taxonômicos foi feita com o auxílio de um estereomicroscópio.

3.2.3 Análise de dados

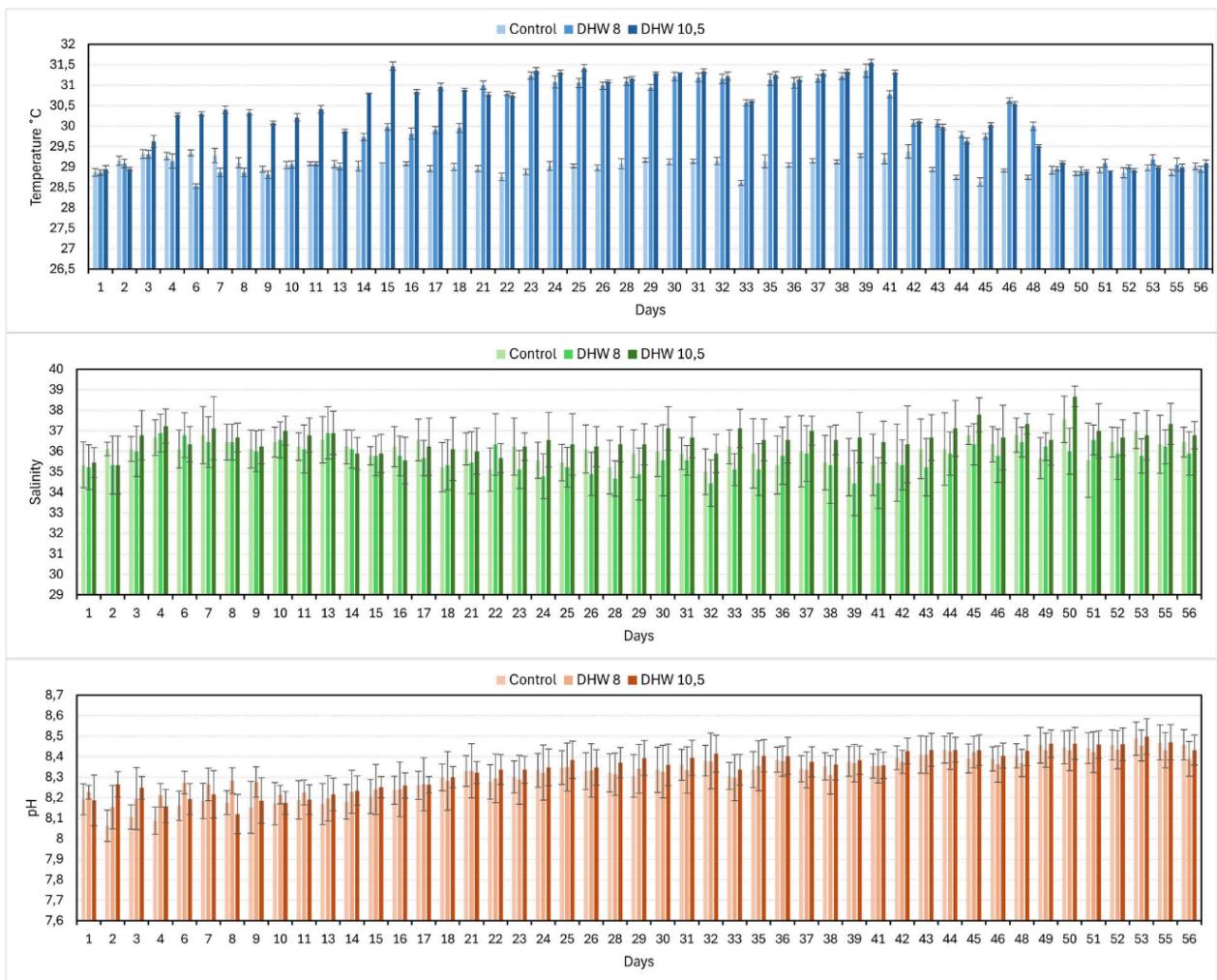
A comunidade de meiofauna foi avaliada usando dados de grandes grupos. A estrutura das comunidades foi comparada através de análise de variância multivariada por permutações (Fator - Tratamento) - PERMANOVA, baseadas em matrizes de similaridade de Bray-Curtis (ANDERSON 2005). A ordenação por Escalonamento Multidimensional (MDS) foi usada para representar dentro de um modelo bidimensional as similaridades entre as réplicas. Em caso de significância, testes a posteriori pairwise foram utilizados. Para identificação de quais grupos foram mais representativos para distinguir os tratamentos avaliados utilizou-se a análise de percentagens de similaridade - contribuições de espécies (SIMPER). Anteriormente às análises estatísticas foi realizada a padronização dos dados por amostra, devido à grande variabilidade encontrada mesmo no Controle de Campo. Todas as análises multivariadas foram executadas no programa PRIMER v.6+PERMANOVA, com os dados transformados em $\text{LOG}_{10}(X+1)$. Para todas as análises estatísticas, o nível de significância adotado foi de 5%.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Condições experimentais

O experimento teve duração de 9 semanas (56 dias), sendo monitorado por 6 dias na semana, com a temperatura como única variável controlada. A temperatura de cada cenário foi alcançada e mantida durante o período de exposição. Observou-se um aumento no pH ao final do experimento, coincidindo com a proliferação de microalgas nos aquários, comportamento que se repetiu de forma semelhante para quase todos os tratamentos (Figura 4). Parâmetros ambientais obtidos da água do mar de Serrambi foram usados como valores de controle.

Figura 4 – Monitoramento dos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH e salinidade) ao longo dos 56 dias.

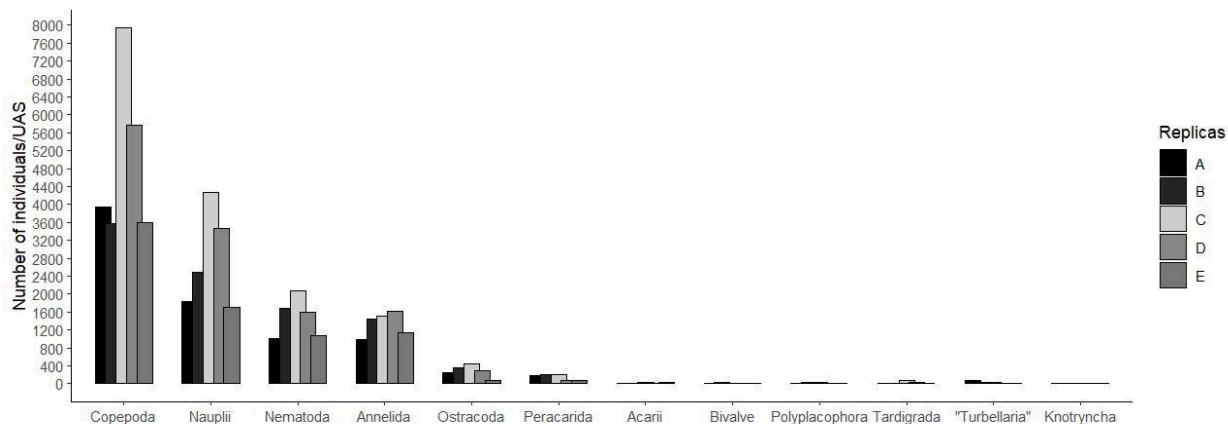


Fonte: A autora (2025).

3.3.2 Composição dos táxons

As amostras apresentaram alta variabilidade entre as cinco réplicas amostradas, mesmo no Controle de Campo (CC). Os Copepoda variaram entre 3.576 e 7.944 indivíduos por Unidade Artificial de Substrato (UAS). Os Nauplius oscilaram de 1.696 a 4.272 indivíduos/UAS. Nematoda e Annelida apresentaram menor variação, com intervalos de 1.008 a 2.080 e 964 a 1.624 indivíduos/UAS, respectivamente. Ostracoda variou de 80 a 440 indivíduos/UAS, Peracarida de 80 a 280 e “Turbellaria” de 8 a 64 indivíduos/UAS. Acarii foi registrado em duas das cinco réplicas. Polyplacophora e Tardigrada ocorreram em três réplicas. Bivalvia foi encontrado em apenas uma réplica e Kinorhyncha não foi registrado no tratamento de Controle de Campo (Figura 5).

Figura 5 – Número de indivíduos por Unidade Artificial das amostras referentes ao Controle de Campo.



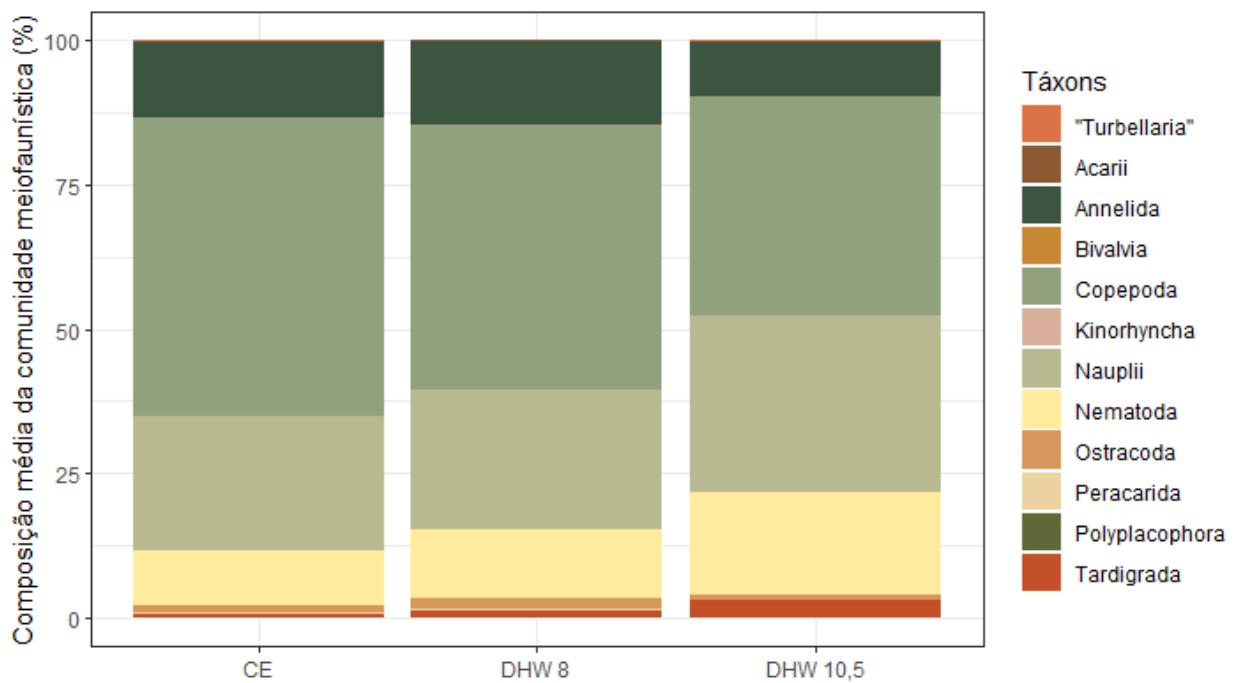
Fonte: A autora (2025).

Uma média de 2.839 organismos (Intervalo de Confiança 95% \pm 831) estava colonizando cada Unidade de Substrato coletada para o Controle de Experimento. A comunidade foi composta por 12 grupos da meiofauna, dos quais os mais abundantes foram: Copepoda Harpacticoida (51,2%), Nauplii de Copepoda (22,6%), Annelida (14,1%), Nematoda (9,9%) e Ostracoda (1,2%), que estiveram presentes em todos os tratamentos. Além de outros grupos menos representativos (<1% do total) como: Peracarida, Acari, Bivalvia, Polyplacophora, Kinorhyncha, Tardigrada e “Turbellaria”.

No tratamento DHW 8, foi obtida uma média de 3.581 indivíduos por UAS (IC95% \pm 1.342). A dominância manteve-se entre Copepoda Harpacticoida (47,4%), seguido de Nauplii de Copepoda (22,2%), Annelida (15,2%), Nematoda (12,1%) e Ostracoda (2,0%). Peracarida, Acari, Polyplacophora, Tardigrada e “Turbellaria” também foram encontrados em quantidades menores representativas (<1% do total). Bivalvia e Kinorhyncha não estiveram presentes neste tratamento.

O tratamento DHW 10,5 contou com uma média de 2.522 organismos colonizando cada Unidade Artificial de Substrato (IC 95% \pm 810). A representatividade dos grupos se deu por Copepoda Harpacticoida (38,3%), seguido de Nauplii de Copepoda (30,6%), Nematoda (19,1%), Annelida (7,8%) e Tardigrada (3,1%). Além de Ostracoda, “Turbellaria”, Peracarida, Acari e Kinorhyncha que tiveram ocorrência em quantidades menores representativas (<1% do total). Neste tratamento, não houve presença de Bivalvia e Polyplacophora. Todas as composições entre os tratamentos podem ser observadas na Figura 6.

Figura 6 – Abundância relativa (%) dos táxons encontrados na comunidade meiofaunística em todos os tratamentos.

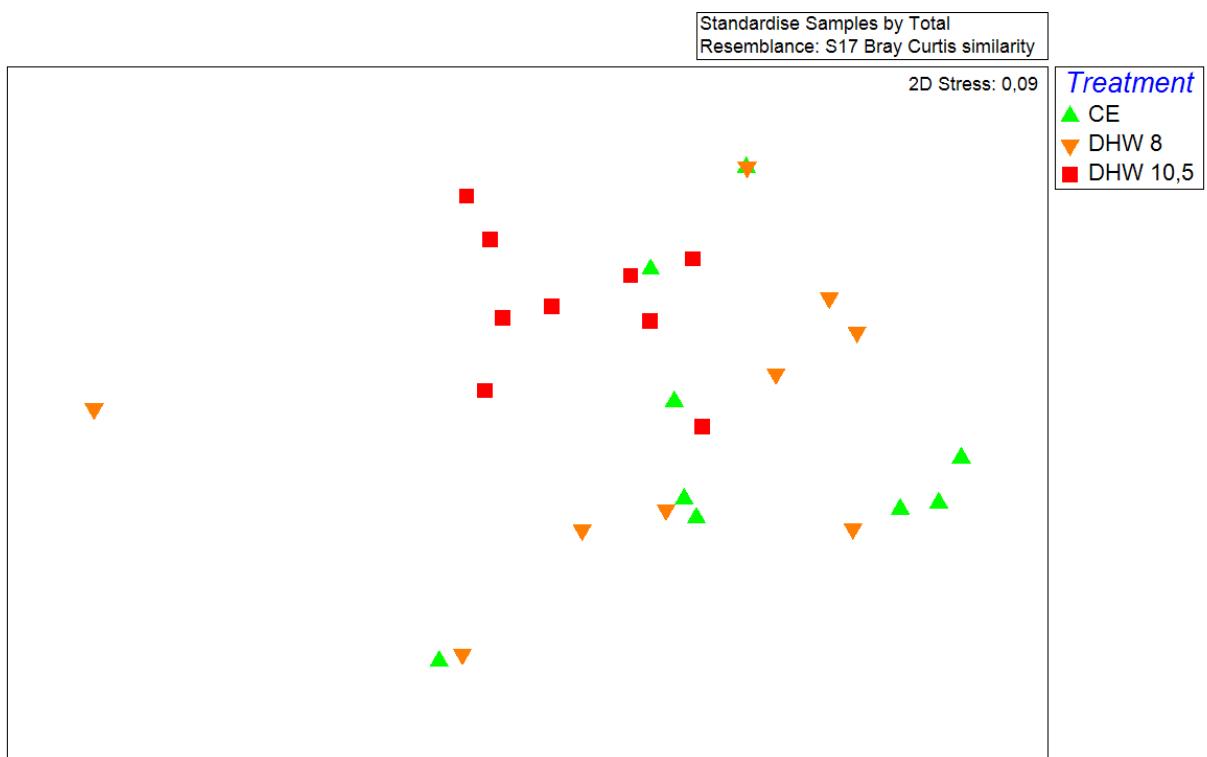


Fonte: A autora (2025).

3.3.3 Análise Multivariada

A análise de escalonamento multidimensional (MDS) (figura 7) evidencia uma maior separação entre o tratamento de DHW 10,5 comparado às demais amostras. Em contrapartida, os tratamentos DHW 8 e Controle de Experimento demonstram uma maior proximidade da comunidade meiofaunística nas amostras.

Figura 7 – Ordenação do MDS mostrando a similaridade de Bray-Curtis da estrutura da comunidade da meiofauna entre os tratamentos. ▲ (triângulo) mostra Controle de Experimento, ▼ (triângulo invertido) mostra tratamento DHW 8. ■ (quadrado fechado) mostra tratamento DHW 10,5.



Fonte: A autora (2025).

Os resultados para a análise multivariada PERMANOVA confirmaram o padrão do MDS e detectaram diferenças significativas na estrutura da comunidade da meiofauna para o fator Tratamento ($F=2,2078$; $p(perm)=0,0247$). O teste a posteriori Fisher LSD para o fator indicou que as diferenças significativas se davam na comparação dos tratamentos Controle de Experimento (CE) x DHW 10,5 ($p(perm)= 0,0045$) e DHW 8 x DHW 10,5 ($p(perm)= 0,0419$) (Tabela 1).

Tabela 1 – Teste a posteriori indicando diferenças significativas encontradas.

PAIR-WISE TESTS

Groups	t	P(perm)	Unique perms
CE, DHW8	0,76145	0,692	8145
CE, DHW10,5	2,01332	0,0045	8154
DHW8, DHW10,5	1,584	0,0419	8138

Fonte: A autora (2025).

A análise SIMPER (Tabela 2) aponta que na comparação entre CE e DHW 8, as maiores contribuições de dissimilaridade foram dadas por Annelida (19,75%), seguido de Nematoda (19,30%) e Ostracoda (15,90%). Havendo o aumento na abundância de Annelida e Ostracoda (2,40 para 2,50 e 0,60 para 0,90, respectivamente), em contrapartida da diminuição de Nematoda (2,25 para 2,17). Para a comparação entre CE e DHW 10,5 Tardigrada (21,79%), Annelida (17,74%) e Nematoda (17,18%) lideram as contribuições. Sendo Tardigrada e Nematoda beneficiados com o aumento da abundância (0,43 para 1,27 e 2,25 para 2,83, respectivamente) e Annelida impactado com diminuição de 2,40 para 2,18. Além disso, percebe-se no tratamento DHW 10,5, um aumento na abundância de Nauplius (3,11 para 3,44) em comparação aos demais tratamentos. No comparativo entre DHW 8 e DHW 10,5 (dissimilaridade de 16,07) as maiores contribuições são por Nematoda (23,04%) que tem aumento na abundância de 2,17 para 2,83. Além de Annelida (18,34%) com queda de 2,50 para 2,18 e Tardigrada (18,07%) com acréscimo de 0,73 para 1,27. O tratamento mais intenso também aponta a diminuição de Ostracoda (0,90 para 0,52) e Copepoda (3,81 para 3,66).

Tabela 2 – Resultados da análise SIMPER para dissimilaridade entre os tratamentos. Ab.média - Abundância média; Diss.média - Dissimilaridade média; Contrib.% - porcentagem de espécies que contribuíram para a dissimilaridade média. Cum.% - porcentagem acumulada da contribuição para dissimilaridade média.

Groups CE & DHW8				Average dissimilarity = 15.40		
Species	Group CE Av. Abund	Group DHW8 Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Annelida	2,40	2,50	3,04	1,37	19,75	19,75
Nematoda	2,25	2,17	2,97	1,29	19,30	39,04
Ostracoda	0,60	0,90	2,45	1,29	15,90	54,95
Tardigrada	0,43	0,73	2,16	1,49	14,05	69,00
Nauplius	3,11	3,14	1,73	1,43	11,24	80,24
Copepoda	3,93	3,81	1,26	1,31	8,18	88,42
Peracarida	0,20	0,04	0,77	0,76	4,99	93,41

Groups CE & DHW10,5				Average dissimilarity = 16.07		
Species	Group CE Av. Abund	Group DHW10,5 Av. Abund	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
Tardigrada	0,43	1,27	3,50	1,89	21,79	21,79
Annelida	2,40	2,18	2,85	1,30	17,74	39,53
Nematoda	2,25	2,83	2,76	1,28	17,18	56,71
Ostracoda	0,60	0,52	1,88	1,30	11,71	68,41
Nauplius	3,11	3,44	1,65	1,70	10,25	78,67
Copepoda	3,93	3,66	1,23	1,42	7,63	86,30
Turbellaria	0,10	0,22	0,87	0,89	5,42	91,72

Groups DHW8 & DHW10,5				Average dissimilarity = 15.76		
Species	Group DHW8	Group DHW10,5	Av. Diss	Diss/SD	Contrib.%	Cum.%
	Av. Abund	Av. Abund				
Nematoda	2,17	2,83	3,63	1,62	23,04	23,04
Annelida	2,50	2,18	2,89	1,31	18,34	41,38
Tardigrada	0,73	1,27	2,85	1,55	18,07	59,45
Ostracoda	0,90	0,52	2,25	1,27	14,26	73,71
Nauplius	3,14	3,44	1,50	1,25	9,55	83,25
Copepoda	3,81	3,66	1,16	1,70	7,33	90,59

Fonte: A autora (2025).

3.4 DISCUSSÃO

Os valores de DHW adotados neste estudo refletem os níveis de alerta atualizados pela NOAA, correspondendo aos patamares definidos como Alerta Nível 1 e Alerta Nível 2, semelhante a recentes eventos de branqueamento em massa (PEREIRA et al. 2022). Projeções futuras indicam que, a partir de 2035, os recifes de corais poderão ser expostos a níveis de estresse térmico associados ao branqueamento severo por mais de 3 meses ao longo do ano (MELLIN et al. 2024). Os resultados deste estudo sugerem que o acúmulo prolongado de estresse térmico e o caráter abrupto do aumento da temperatura contribuem para intensificação dos impactos na estrutura da comunidade de meiofauna. Isso é evidenciado pelo fato de que houve diferenças significativas apenas entre a temperatura controle e o tratamento com DHW 10,5 (tratamento de maior acúmulo), mesmo com a elevação máxima de temperatura sendo equivalente em ambos os níveis de estresse (+2 °C). De forma semelhante, Vajedsamiei et al. (2021) observaram que ondas de calor contínuas e de maior duração causam efeitos negativos mais severos na fisiologia de estrelas-do-mar do que aquelas de curta duração, que permitem a recuperação após o estresse.

A comunidade de meiofauna apresentou diferentes respostas frente às condições de estresse térmico, refletindo níveis distintos de sensibilidade e tolerância entre os principais táxons. Essa heterogeneidade na resposta é frequentemente observada em estudos de campo, laboratório e mesocosmo, em função das características fisiológicas e ecológicas de cada grupo (STRAWBRIDGE et al. 1992). A análise SIMPER (Tabela 2) revelou alterações expressivas na composição da comunidade, com aumento na representatividade de Annelida, Tardigrada e Nematoda sob estresse térmico. Além dessas mudanças, observou-se uma alteração na proporção entre adultos de Copepoda e seus estágios larvais (Nauplius). O padrão identificado indica uma redução de adultos e aumento relativo de larvas. Grupos menos abundantes, como Bivalvia, também demonstraram sinais de sensibilidade, sendo registrados

apenas no tratamento controle, o que pode indicar uma baixa tolerância à elevação de temperatura.

Outro aspecto relevante observado foi a proliferação de microalgas durante os períodos de temperatura mais elevada nos tratamentos experimentais. Estudos anteriores confirmam a relação entre o aumento da temperatura e o crescimento de diatomáceas (MEI et al. 2022). Esse fenômeno pode ter influenciado algumas das respostas observadas neste estudo. Os Copepoda, por exemplo, estão entre os principais consumidores de microalgas marinhas; contudo, o acúmulo excessivo de matéria orgânica pode elevar o consumo de oxigênio no sedimento, levando à formação de condições hipóxicas ou anóxicas, prejudiciais a esses organismos (GIERE 2009; CHERTOPRUD et al. 2014; BIANCHELLI et al. 2020). Resultados semelhantes foram registrados em outros estudos experimentais com mesocosmos (GEE et al. 1985, WIDBOM and ELMGREN 1988). Por outro lado, para os Nematoda, esse aumento na biomassa microalgal pode ter favorecido indiretamente sua abundância, uma vez que nematoides comedores de epístrato alimentam-se predominantemente de diatomáceas (SUN et al. 2025).

A elevada representatividade dos Copepoda observada em nosso estudo é comumente relatada na literatura para a meiofauna de ambientes recifais (COULL et al. 1983, GIBBONS 1988, HALL and BELL 1993, DANOVARO and FRASCHETTI 2002, PÉREZ-GARCÍA et al. 2015, VEIGA et al. 2016). Essa dominância é atribuída a fatores como a eficiente capacidade de fixação ao substrato, elevada habilidade natatória e, consequentemente, maior potencial de dispersão e colonização (HICKS et al. 1983, ÓLAFSSON et al. 1991). Dada sua relevância ecológica, esse táxon tem sido amplamente estudado quanto às respostas ao aumento da temperatura, permitindo uma compreensão mais aprofundada sobre o tema quando comparado a outros grupos.

Para os Copepoda, e seus Nauplius, a elevação da temperatura é um fator determinante que pode impulsionar a eclosão, crescimento, desenvolvimento e o número de ovos produzidos (SANTOS et al. 1999, CHERTOPRUD and AZOVSKY 2006, MCALLEN and BRENNAN 2009). Os resultados encontrados indicam que a densidade relativa de Nauplius aumentou do controle para DHW 10,5 (3,14 para 3,44), enquanto Copepoda se mostrou sensível ao tratamento mais intenso (3,81 para 3,66), sugerindo que há uma diminuição da sobrevivência e aumento das taxas de reprodução, como resposta compensatória ao aumento da temperatura. Estudos recentes, como os de Relva et al. (2024) e Quyen et al. (2024), relataram padrões semelhantes para Copepoda. Em ambos, é possível destacar outras respostas fisiológicas como redução na sobrevivência, encurtamento dos tempos geracionais e diminuição no tamanho corporal. Esses autores também observaram respostas populacionais

adicionais ao estresse térmico, incluindo alterações na proporção entre machos e fêmeas, crescimento acelerado e mudanças no metabolismo, destacando que a temperatura exerce influência direta e significativa sobre a biologia e dinâmica populacional desses organismos. Outra hipótese é que o tempo de retorno à temperatura inicial estabelecido ao final do experimento, tenha sido suficiente para as tendências de recuperação do grupo, devido a sua alta resiliência e rápido ciclo geracional, explicando assim o aumento da densidade de Nauplius (SARMENTO et al. 2013, SANTOS et al. 1999).

Os Nematoda, outro grupo altamente representativo na comunidade, foram identificados pela análise SIMPER como o táxon que mais contribuiu para as dissimilaridades entre os tratamentos DHW 8 e DHW 10,5. Assim como os Copepoda, apresentam diversas adaptações morfológicas e funcionais que favorecem a colonização do ambiente fital, como a presença de uma cutícula espessa e ornamentada, que protege o corpo, estruturas adesivas e cerdas ambulatórias que facilitam a adesão e deslocamento no substrato (PÉREZ-GARCÍA et al. 2015, DACHÉ et al. 2025). Frequentemente adotam um comportamento oportunista, visto também em outros trabalhos que focam no efeito da temperatura e outros fatores, como pH, associados às mudanças climáticas (SARMENTO et al. 2017, ESTEVES et al. 2022). Os indivíduos de espécies oportunistas apresentam características como um ciclo de vida curto (completo em alguns dias), altas taxas reprodutivas, elevada capacidade de colonização e maior tolerância a perturbações, garantindo vantagem sobre outros táxons (FELIX 2015).

Os Tardigrada, comumente conhecidos como ursos-d'água, são notáveis por sua extremotolerância, apresentando alta resistência a variações ambientais severas, incluindo o aumento da temperatura. Essa resistência está relacionada à capacidade de entrar em estado criptobiótico — uma forma de dormência metabólica em que suspendem quase completamente suas funções fisiológicas, permitindo a sobrevivência em condições extremas (BARNES 1987, MOBJERG et al. 2011, YAMAGUCHI et al. 2012, HASHIMOTO et al. 2016). Em contraste, os grupos Annelida e Ostracoda demonstraram maior sensibilidade ao estresse térmico, comportamento já documentado em outro estudo com mesocosmos (SARMENTO et al. 2017).

O conjunto desses resultados, considerando um aumento na frequência dos cenários testados, podem indicar uma maior homogeneidade da comunidade, populações mais jovens, com redução de grupos funcionais e alterações no fluxo da cadeia alimentar do ecossistema recifal (KROEKER et al. 2013). Dijkstra et al. (2011) por meio de um estudo da macrofauna em costões rochosos, sugere que cenários de estresse possibilitam que grupos oportunistas passem a ser táxons persistentes e de maior abundância, ou que espécies invasoras tenham seu

sucesso facilitado. Esses processos podem desencadear impactos ecológicos ainda pouco compreendidos para o ecossistema recifal.

Estudos adicionais são necessários para refinar a compreensão das respostas da meiofauna ao estresse térmico, bem como para incorporar abordagens complementares de monitoramento. Embora as métricas de semanas de graus de aquecimento (DHW) sejam utilizadas e aceitas para detecção de anomalias em estudos com corais (PEREIRA et al. 2022, THOMPSON et al. 2025), sua aplicação pode ser limitada na detecção de mudanças rápidas na comunidade de meiofauna. Isso porque, como o modelo baseia-se em temperaturas acima das médias mensais máximas esperadas, pode não representar uma temperatura crítica para a comunidade. Além disso, para a maioria dos grupos meiofaunísticos, espera-se que duas a três gerações dos colonizadores iniciais se desenvolvam em intervalos mensais (SANTOS et al. 1999), o que exige métodos com maior sensibilidade temporal para capturar variações ecológicas de curta duração.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo corrobora a hipótese de que a meiofauna constitui uma ferramenta eficaz na avaliação dos impactos provocados pelas mudanças climáticas, especialmente em ambientes recifais (KENNEDY and JACOBY 1999, HALE et al. 2011, SARMENTO et al. 2015, BARROSO et al. 2018). Características como o rápido ciclo de vida, elevada sensibilidade a alterações nas condições ambientais e facilidade de manejo em experimentações laboratoriais, a tornam particularmente adequada para investigações que envolvem gradientes térmicos. A abordagem integrada, combinando dados observacionais de longo prazo (2012–2024) com experimentos manipulativos em mesocosmos, permitiu a detecção de respostas diferenciadas da comunidade meiofaunística frente ao estresse térmico. Os resultados evidenciam uma clara sensibilidade da composição da meiofauna às variações de temperatura. Para os estudos observacionais, Copepoda e seus estágios larvais (Nauplius) apresentaram acentuada redução na abundância, sobretudo sob condições de temperatura mais elevada, indicando maior vulnerabilidade térmica. Em contraste, grupos como Nematoda, Ostracoda e Peracarida demonstraram aumento de densidade sob estresse térmico elevado, o que sugere maior tolerância fisiológica e possível vantagem competitiva em cenários de aquecimento. A resposta de “Turbellaria” revelou-se dependente da interação entre temperatura e tipo de área (Piscina recifal vs Área aberta), reforçando a complexidade das respostas ecológicas nesse contexto. Nos experimentos em mesocosmo, foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos térmicos ($p(\text{perm}) = 0,0247$), com destaque no aumento da abundância de Nematoda e Tardigrada em condições simuladas de temperatura elevada, enquanto Annelida e outros grupos demonstraram maior sensibilidade ao estresse térmico. Diante de cenários globais de aumento na frequência, intensidade e duração das ondas de calor marinhas, torna-se evidente a necessidade de ampliar os esforços de pesquisa voltados à compreensão dos efeitos dessas perturbações sobre comunidades bentônicas não coralíneas. Até onde se tem conhecimento, este é o primeiro estudo a documentar, de forma combinada, os efeitos de eventos térmicos extremos sobre a meiofauna recifal, tanto em escalas experimentais quanto observacionais. Os achados aqui apresentados fornecem subsídios relevantes para o entendimento das respostas da comunidade de meiofauna e possíveis impactos ecossistêmicos aos atuais e futuros cenários de mudança climática.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, M. J. Permutational multivariate analysis of variance. **Department of Statistics, University of Auckland, Auckland**, v. 26, p. 32-46, 2005.

BANHA, T. N.S. et al. Low coral mortality during the most intense bleaching event ever recorded in subtropical Southwestern Atlantic reefs. **Coral Reefs**, v. 39, n. 3, p. 515-521, 2020.

BARNES R.D. Invertebrate zoology. **Philadelphia: WB Saunders Company**, 1987.

BARROSO, M. S. et al. Anthropogenic impacts on coral reef harpacticoid copepods. **Diversity**, v. 10, n. 2, p. 32, 2018.

BIANCHELLI, Silvia, et al. Sedimentary organic matter, prokaryotes, and meiofauna across a river-lagoon-sea gradient. **Diversity**, 2020, 12.5.

CESAR, H, BURKE, L, PET-SOEDE, L. The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation. 3. ed. **Netherlands: Cesar Environmental Economics Consulting (CEEC)**, 2003.

CHERTOPRUD, E. S, AZOVSKY, A. I. Seasonal dynamics of the populations of intertidal harpacticoids (Harpacticoida: Copepoda) in the White Sea. **Oceanology**, v. 46, n. 1, p. 71-80, 2006.

CHERTOPRUD, E. S., et al. Harpacticoida (Copepoda) fauna and the taxocenes structure of brackish lagoons and estuaries of the Russian far east. **Oceanology**, 2014, 54.6: 739-751.

COULL, B. C & WELLS, J. B. J. Refuges from fish predation: experiments with phytal meiofauna from the New Zealand rocky intertidal. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1599-1609, 1983.

DACHÉ, E. et al. MarNemaFunDiv: a first comprehensive dataset of functional traits for marine nematodes. **Scientific Data**, v. 12, n. 1, p. 752, 2025.

DANOVARO, R. & FRASCHETTI, S. Meiofaunal vertical zonation on hard-bottoms: comparison with soft-bottom meiofauna. **Marine Ecology Progress Series**, v. 230, p. 159-169, 2002.

DANOVARO, R. et al. Trophic importance of subtidal metazoan meiofauna: evidence from in situ exclusion experiments on soft and rocky substrates. **Marine Biology**, v. 152, n. 2, p. 339-350, 2007.

DIJKSTRA, J. A, WESTERMAN, E.L, HARRIS, L.G. The effects of climate change on species composition, succession and phenology: a case study. **Global Change Biology**, v. 17, n. 7, p. 2360-2369, 2011.

DUARTE, G.A.S et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, p. 179, 2020.

ESTEVES, A.M. et al. Effects of the ocean acidification on the functional structure of coral reef nematodes. **Coral Reefs**, p. 1-14, 2022.

FELIX, G. et al. Response of benthic associations to the release of urban drainage waste. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 19, n. 2, p. 47-57, 2015.

FERREIRA, B. P. et al. The effects of sea surface temperature anomalies on oceanic coral reef systems in the southwestern tropical Atlantic. **Coral reefs**, v. 32, n. 2, p. 441-454, 2013.

GEE, J. Michael, et al. Effects of organic enrichment on meiofaunal abundance and community structure in sublittoral soft sediments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 1985, 91.3: 247-262.

GIBBONS, M. J. The impact of sediment accumulations, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 122, n. 3, p. 225-241, 1988.

GIERE, Olav. Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments. **Springer-Verlag**, Berlin, 2nd ed, 2009.

HALE, R. et al. Predicted levels of future ocean acidification and temperature rise could alter community structure and biodiversity in marine benthic communities. **Oikos**, v. 120, n. 5, p. 661-674, 2011.

HALL, M. O. & BELL, S. S. Meiofauna on the seagrass *Thalassia testudinum*: population characteristics of harpacticoid copepods and associations with algal epiphytes. **Marine Biology**, v. 116, n. 1, p. 137-146, 1993.

HASHIMOTO, T. et al. Extremotolerant tardigrade genome and improved radiotolerance of human cultured cells by tardigrade-unique protein. **Nature communications**, v. 7, n. 1, p. 12808, 2016.

HICKS, G. R. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. **Oceanogr. Mar. Biol. Anu. Rev.**, v. 21, p. 67-175, 1983.

HUGHES, T. P. et al. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. **Nature**, v. 543, p. 373-377, 2017.

KENNEDY, A. D. & JACOBY, C. A. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna—a neglected benthic component? **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 54, n. 1, p. 47-68, 1999.

KIKUCHI, R.K.P. et al. Branqueamento de corais nos recifes da Bahia associado aos efeitos do El Niño 2003. **Anais do Congresso Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa**, v. 2, p. 213, 2004.

KROEKER, K. J. et al. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. **Global change biology**, v. 19, n. 6, p. 1884-1896, 2013.

MAIDA, M. & FERREIRA, B.P. Os recifes de coral brasileiros. **Oceanografia: Um Cenário Tropical. Recife: Ed. Bagaço**, p. 617-640, 2004.

MCALENN, R. & BRENNAN, E. The effect of environmental variation on the reproductive development time and output of the high-shore rockpool copepod *Tigriopus brevicornis*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 368, n. 1, p. 75-80, 2009.

MEI, Xueying, et al. Effects of elevated temperature on resources competition of nutrient and light between benthic and planktonic algae. **Frontiers in Environmental Science**, 2022.

MELLIN, C. et al. Cumulative risk of future bleaching for the world's coral reefs. **Science Advances**, v. 10, n. 26, p. eadn9660, 2024.

MØBJERG, N. et al. Survival in extreme environments—on the current knowledge of adaptations in tardigrades. **Acta physiologica**, v. 202, n. 3, p. 409-420, 2011.

MOURA, N.N. et al. 'Neither here nor there'? Meiofauna as an effective tool to evaluate the impacts of the 2019 mysterious oil spill in a Northeast Brazil coral reef. **Marine Pollution Bulletin**, v. 212, p. 117611, 2025.

NASCIMENTO, R. **Teste de três tipos de UAS (Unidade Artificial de Substrato) para avaliação da associação de meiofauna em ambiente recifal**. 41 páginas. Monografia – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

OLAFSSON, E. Intertidal meiofauna of four sandy beaches in Iceland. **Ophelia**, v. 33, n. 1, p. 55-65, 1991.

PANSCH, Christian et al. Heat waves and their significance for a temperate benthic community: A near-natural experimental approach. **Global Change Biology**, v. 24, n. 9, p. 4357-4367, 2018.

PEREIRA, P.H.C. et al. Unprecedented coral mortality on Southwestern Atlantic coral reefs following major thermal stress. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 725778, 2022.

PÉREZ-GARCÍA, J. A, RUIZ-ABIERNO, A, ARMENTEROS, M. Does morphology of host marine macroalgae drive the ecological structure of epiphytic meiofauna. **J Mar Biol Oceanogr**, v. 4, n. 1, p. 2, 2015.

PRZESLAWSKI, R. et al. Beyond corals and fish: the effects of climate change on noncoral benthic invertebrates of tropical reefs. **Global Change Biology**, v. 14, n. 12, p. 2773-2795, 2008.

SANTOS, P. J. P, CASTEL, J, SOUZA-SANTOS, L. P. Development time of harpacticoid copepods: some empirical models and implications. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 79, n. 6, p. 1123-1124, 1999.

SARMENTO, V.C, BARRETO, A.F.S, SANTOS, P.J.P. Recovery of meiofauna following a short-term disturbance on coral reefs. **Biodiversity and conservation**, v. 22, n. 11, p. 2645-2663, 2013.

SARMENTO, V. C. et al. Effects of seawater acidification on a coral reef meiofauna community. **Coral Reefs**, v. 34, n. 3, p. 955-966, 2015.

SARMENTO, V.C. et al. Impact of predicted climate change scenarios on a coral reef meiofauna community. **ICES Journal of Marine Science**, v. 74, n. 4, p. 1170-1179, 2017.

SARMENTO, V. C. et al. Future climate change scenarios of increased CO₂ and temperature strongly affect a coral reef meiobenthic harpacticoid (Crustacea) community. **Marine Ecology**, v. 46, n. 1, p. e12858, 2025.

STRAWBRIDGE, S, COULL, B.C, CHANDLER, G.T. Reproductive output of a meiobenthic copepod exposed to sediment-associated fenvalerate. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 23, n. 3, p. 295-300, 1992.

SULLY, S. et al. A global analysis of coral bleaching over the past two decades. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 1-5, 2019.

SUN, Chuanhao et al. Características funcionais e estrutura da comunidade de nematoides marinhos em pradarias marinhas ao longo da costa leste da Península de Shandong, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 218, p. 118229, 2025.

THOMPSON, A.M. et al. Acute heat stress and the extirpation of a threatened coral species from a remote, subtropical reef system. **Coral Reefs**, p. 1-8, 2025.

VAJEDSAMIEI, Jahangir et al. Cyclic thermal fluctuations can be burden or relief for an ectotherm depending on fluctuations' average and amplitude. **Functional ecology**, v. 35, n. 11, p. 2483-2496, 2021.

VEIGA, P. et al. Meiofaunal assemblages associated with native and non-indigenous macroalgae. **Continental Shelf Research**, v. 123, p. 1-8, 2016.8

VIGLIANO RELVA, J. et al. Temperature increase alters relative fatty acid composition and has negative effects on reproductive output of the benthic copepod *Tachidius discipes* (copepoda: Harpacticoida). **Marine Biology**, v. 171, n. 1, p. 22, 2024.

VILLAÇA, R.C. Recifes Biológicos. In: PEREIRA, Renato Crespo; GOMES, Abilio Soares. **Biologia Marinha**. 2. ed. [s.l.]: Interciênciac, 17. p. 399-420, 2009.

VU, Quyen DH et al. Extreme Temperatures Reduce Copepod Performance and Change the Relative Abundance of Internal Microbiota. **Ecology and Evolution**, v. 14, n. 10, p. e70408, 2024.

YAMAGUCHI, A. et al. Two novel heat-soluble protein families abundantly expressed in an anhydrobiotic tardigrade. **Plos one**, 7:e44209, 2012.

WIDBOM, Bertil & ELMGREN, Ragnar. Response of benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. **Marine Ecology Progress Series**, 1988, 42: 257-268.

ZEPPILLI, D. et al. Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts? **Marine Biodiversity**, v. 45, n. 3, p. 505-535, 2015.