



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO CENTRO DE
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE – CCBS INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS –
IBIO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL) – PPGBIO

**Estrutura e diversidade da comunidade entremarés sob a influência de organismos
engenheiros (*Ulva* Linnaeus e *Perna perna* Linnaeus, 1758) na Baía de Guanabara
(RJ)**

Discente: Jenifer Santana Carneiro

Orientador: Dr. Joel Campos de Paula

Coorientadora: Dra. Amanda Cunha de Souza Coração

Rio de Janeiro, 2026



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL) – PPGBIO
MESTRADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Jenifer Santana Carneiro

Estrutura e diversidade da comunidade entremarés sob a influência de organismos engenheiros (*Ulva* Linnaeus e *Perna perna* Linnaeus, 1758) na Baía de Guanabara (RJ)

Rio de Janeiro

2026

Jenifer Santana Carneiro

Estrutura e diversidade da comunidade entremarés sob a influência de organismos engenheiros (*Ulva* Linnaeus e *Perna perna* Linnaeus, 1758) na Baía de Guanabara (RJ)

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

Orientador: Dr. Joel Campos de Paula

Coorientadora: Dra. Amanda Cunha de Souza Coração

Rio de Janeiro

2026

Catalogação informatizada pelo(a) autor(a)

S257 Santana Carneiro, Jenifer
Estrutura e diversidade da comunidade entremarés sob a influência de organismos engenheiros (Ulva Linnaeus e Perna perna Linnaeus, 1758) na Baía de Guanabara (RJ) / Jenifer Santana Carneiro. -- Rio de Janeiro : UNIRIO, 2026.

Orientador: Joel Campos de Paula .
Coorientadora: Amanda Cunha de Souza Coração .
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2026.

1. Costão rochoso. 2. Macroalgas oportunistas. 3. Filtro ambiental. I. Campos de Paula , Joel , orient. II. Cunha de Souza Coração , Amanda, coorient. III. Título.

Estrutura e diversidade da comunidade entremarés sob a influência de organismos engenheiros (*Ulva* Linnaeus e *Perna perna* Linnaeus, 1758) na Baía de Guanabara (RJ)

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

Aprovada em 25 de fevereiro de 2026

Banca Examinadora

Documento assinado digitalmente
 **JOEL CAMPOS DE PAULA**
Data: 10/06/2026 13:22:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr (a). Joel Campos de Paula (Orientador)

(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro - UNIRIO)

Documento assinado digitalmente
 **TATIANA MEDEIROS BARBOSA CABRINI**
Data: 10/06/2026 13:46:53-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr (a). Tatiana Medeiros Barbosa Cabrini

(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro - UNIRIO)

Documento assinado digitalmente
 **ANDREA DE OLIVEIRA RIBEIRO JUNQUEIRA**
Data: 10/06/2026 22:51:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr (a). Andrea de Oliveira Ribeiro Junqueira

(Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ)

"Nada é tão nosso quanto os nossos sonhos"

Friedrich Nietzsche

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me concedido discernimento, força e resiliência para chegar até aqui, sempre colocando em meu caminho pessoas boas e iluminadas, que me incentivaram e me mostraram o caminho do bem.

À minha família, em especial à minha mãe, Valdete Santana, e às minhas irmãs, Ana Sheyla Santana e Mirele Santana, por todo o apoio, incentivo e por sempre acreditarem em mim, mesmo nos momentos mais difíceis. Ao meu namorado, Gabriel Rodriguez, por me apresentar à pós-graduação, pelo incentivo constante e por acreditar nos meus sonhos ao longo dessa caminhada.

Ao meu orientador, Joel Campos de Paula, por confiar no meu trabalho, aceitar fazer parte deste projeto e pelo constante incentivo e apoio às minhas decisões, sempre se mostrando disponível e acessível para ajudar. Tornou todas as coletas mais leves e sempre demonstrou sua paixão pelas algas, sendo, sem dúvida, uma inspiração a ser seguida na minha trajetória acadêmica. À Amanda Coração, agradeço por ter acreditado em mim e aceitado me coorientar, pela paciência, disponibilidade e por todo o incentivo para o aprimoramento do meu currículo e para que eu tivesse coragem de avançar. Espero ter correspondido às expectativas de ter sido sua primeira aluna de mestrado.

Às amigas que a UNIRIO me deu, Amanda Chyaromont e Ana Lannes-Vieira, por todo o incentivo, parceria e carinho ao longo dessa caminhada. Obrigada por estarem comigo nas disciplinas, nas coletas de campo, nos eventos científicos e em todos os momentos que tornaram esses dois anos intensos mais leves, entre desafios, risadas e conquistas compartilhadas.

À Sandra Zorat, por todo o incentivo, conversas e orientações pessoais, pelo apoio nos depósitos das algas no herbário e por todo o ensinamento compartilhado, sempre com paciência e disponibilidade. À Raquel Neves, pelo apoio, orientações em análises e pela disponibilização da infraestrutura e dos equipamentos do Laboratório de Pesquisa em Ecologia Aquática Experimental e Aplicada. À Clarissa Naveira, pelo auxílio no processo de filtragem da água e na montagem dos equipamentos, sempre muito atenciosa. Ao Exército Brasileiro, pela autorização para a realização da pesquisa na Praia de Fora, em especial ao Tenente Wagner Romão e a Thiago Mattos, pelo apoio à pesquisa. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa, indispensável para a realização do mestrado.

RESUMO

As praias da Baía de Guanabara estão submetidas a intensas pressões antrópicas, incluindo o aporte de esgoto doméstico não tratado, tubulações clandestinas e a descarga de rios poluídos, resultando em elevada variabilidade ambiental que atua como filtros ambientais para macroalgas e organismos sésseis dos costões rochosos. Nesse contexto, espécies oportunistas e engenheiros de ecossistemas desempenham papel central na estruturação das comunidades bentônicas. Diante disso, este estudo avaliou a influência de *Ulva* spp. e do mexilhão *Perna perna* na sucessão ecológica e na diversidade taxonômica e funcional da faixa média do costão rochoso da Praia de Fora (Urca, RJ), por meio de um experimento de remoção seletiva conduzido durante 12 meses. Quadrantes permanentes foram submetidos a quatro tratamentos: controle, remoção de *Ulva* spp. e *P. perna*, remoção apenas de *P. perna* e remoção apenas de *Ulva* spp. A comunidade bentônica foi monitorada quinzenalmente por registros fotográficos, analisados quanto à abundância relativa, riqueza, diversidade alfa, diversidade funcional (Índice de Rao) e sobreposição de nicho. A remoção simultânea de *Ulva* spp. e *P. perna* alterou a composição da comunidade através da abundância relativa, com aumento da cobertura de algas crostosas calcárias. Entretanto, riqueza e diversidade não diferiram entre os tratamentos, variando apenas sazonalmente, com maiores valores no inverno, período associado à menor cobertura de *Ulva* spp. A diversidade funcional apresentou diferenças significativas entre os tratamentos, dominada pelos grupos funcionais Folhosa Verde e Filamentosa Vermelha. Modelos nulos indicaram mudanças na sobreposição de nicho entre os tratamentos, sugerindo maior tendência à exclusão interespecífica sob remoção contínua dos organismos dominantes. A cobertura de *Ulva* spp. apresentou associação positiva com maiores concentrações de clorofila-a na semana anterior à coleta. Os resultados indicam que *Ulva* spp. exerce papel central na estruturação da comunidade entremarés da Praia de Fora, mantendo sua dominância mesmo sob remoção periódica, enquanto *Perna perna* apresentou recolonização tardia. Esses fatores, associados ao histórico de impactos antrópicos na Baía de Guanabara, contribuem para a manutenção de uma comunidade funcionalmente homogênea, dominada por grupos oportunistas.

PALAVRAS-CHAVE: Costão rochoso; Macroalgas oportunistas, Filtro ambiental; Experimento de manipulação

ABSTRACT

The beaches of Guanabara Bay are subjected to intense anthropogenic pressures, including the input of untreated domestic sewage, clandestine pipelines, and the discharge of polluted rivers, resulting in high environmental variability that acts as environmental filters for macroalgae and sessile organisms on rocky shores. In this context, opportunistic species and ecosystem engineers play a central role in structuring benthic communities. In this framework, this study evaluated the influence of *Ulva* spp. and the mussel *Perna perna* on ecological succession and on the taxonomic and functional diversity of the mid-intertidal zone of Praia de Fora, through a selective removal experiment conducted over 12 months. Permanent quadrats were subjected to four treatments: control, removal of *Ulva* spp. and *P. perna*, removal of *P. perna* only, and removal of *Ulva* spp. only. The benthic community was monitored biweekly through photographic records, analyzed for relative abundance, richness, alpha diversity, functional diversity (Rao Index), and niche overlap. The simultaneous removal of *Ulva* spp. and *P. perna* altered community composition through changes in relative abundance, with an increase in the cover of crustose calcareous algae. However, richness and diversity did not differ among treatments, varying only seasonally, with higher values in winter, a period associated with lower *Ulva* spp. cover. Functional diversity showed significant differences among treatments, dominated by the functional groups Green Foliose and Red Filamentous. Null models indicated changes in niche overlap among treatments, suggesting a greater tendency toward interspecific exclusion under continuous removal of dominant organisms. The cover of *Ulva* spp. showed a positive association with higher chlorophyll-*a* concentrations in the week prior to sampling. The results indicate that *Ulva* spp. plays a central role in structuring the intertidal community of Praia de Fora, maintaining its dominance even under periodic removal, while *Perna perna* showed delayed recolonization. These factors, combined with the history of anthropogenic impacts in Guanabara Bay, contribute to the maintenance of a functionally homogeneous community dominated by opportunistic groups.

KEYWORDS: Rocky shore; Opportunistic macroalgae; Environmental filter; Manipulative experiment

SUMÁRIO

Sumário

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	14
2.1 <i>Objetivo geral</i>	14
2.2 <i>Objetivos específicos</i>	14
3 HIPÓTESE	14
4 MATERIAIS E MÉTODOS	15
4.1 <i>Área de estudo</i>	15
4.2 <i>Amostragem</i>	16
4.3 <i>Análise das fotografias</i>	17
4.4 <i>Análise de abundância relativa</i>	17
4.5 <i>Variáveis ambientais</i>	18
4.6 <i>Modelo Linear Generalizado (GLM), riqueza e diversidade de macroalgas</i>	19
4.7 <i>Índice de diversidade funcional</i>	20
4.8 <i>Modelo nulo de sobreposição de Nicho</i>	21
5 RESULTADOS	22
5.1 <i>Busca ativa em torno da comunidade</i>	22
5.2 <i>Análises de abundância relativa</i>	23
5.3 <i>Variáveis ambientais</i>	26
5.4 <i>Modelo Linear Generalizado (GLM), riqueza e diversidade de macroalgas</i>	27
5.5 <i>Índice de diversidade funcional</i>	30
5.6 <i>Modelo nulo de sobreposição de Nicho</i>	33
6 DISCUSSÃO	35
7 CONCLUSÃO	41

1 INTRODUÇÃO

A Baía de Guanabara (BG) está localizada no estado do Rio de Janeiro (22°40' a 23°00' S e 43°00' a 43°18' W), abrangendo uma área de 450 km² (Andrade *et al.*, 2019), e é um ambiente costeiro semifechado que tem conexão com o mar por um acesso de 1,6 km (Breves-Ramos *et al.*, 2005). A BG se transformou ao longo do tempo em um dos ecossistemas mais eutrofizados e poluídos do mundo, causada pelo descarte de resíduos sólidos, esgoto doméstico e efluentes industriais (Rosenfelder *et al.*, 2011; De Paula *et al.*, 2020; Valentin *et al.*, 2020) que promovem a entrada de matéria orgânica, nutrientes, hidrocarbonetos, metais pesados e elevadas concentrações de sólidos em suspensão, sendo os resíduos domésticos responsáveis pelo aporte adicional de matéria orgânica e pela introdução de microrganismos potencialmente patogênicos no ambiente (Fistarol *et al.*, 2015). Essa poluição afeta diretamente as comunidades bentônicas, reduzindo a biomassa e favorecendo espécies oportunistas (Breves-Ramos *et al.*, 2005). Além disso, a baía é considerada um estuário subtropical eutrófico, com estações chuvosas entre dezembro e março e estações secas entre junho e agosto (Pessoa *et al.*, 2021). Portanto, em virtude da alta disponibilidade de luz e nutrientes, a BG é considerada um dos ecossistemas mais produtivos do mundo, apresentando altos índices diários de assimilação de carbono (Carreira *et al.*, 2002) e grande importância histórica, turística, ambiental e paisagista (Teixeira-Leite & Vianna, 2023). Além disso, as temperaturas mais elevadas são registradas na superfície durante o verão, enquanto as mais baixas ocorrem associadas à intrusão esporádica da corrente Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (Paranhos & Mayr, 1993).

Entre os ecossistemas presentes na BG, os costões rochosos abrigam diversos organismos marinhos bentônicos que desempenham papéis fundamentais nas comunidades entremarés. Esses ambientes são altamente dinâmicos, caracterizados por elevada heterogeneidade ambiental e alta biodiversidade, o que os torna ecologicamente relevantes (Lourenço *et al.*, 2017). Fatores como hidrodinamismo, exposição ao ar, variação térmica e salina, além da força mecânica das ondas, atuam como filtros ambientais (Moreno & Rocha, 2012). Essas perturbações podem impactar significativamente os organismos bentônicos (Coração *et al.*, 2023) selecionando as espécies capazes de se estabelecer e persistir a estes ambientes. Nesse ecossistema, variáveis como regime de marés, temperatura da água e do ar, tempo de emersão, exposição às ondas e eventos climáticos extremos interagem com processos biológicos,

como competição e predação, resultando em padrões verticais bem definidos da biota bentônica (Simões *et al.*, 2024). A combinação desses gradientes torna os costões rochosos sistemas particularmente adequados para observações ecológicas e experimentos manipulativos, contribuindo significativamente para o avanço do conhecimento em ecologia de comunidades (Benedetti-Cecchi & Trussell, 2013)

Entre os organismos comuns na faixa entremarés da BG, destacam-se as algas verdes do gênero *Ulva* Linnaeus, conhecidas por seu rápido crescimento e elevada capacidade de absorver nutrientes (Kim *et al.*, 2010). Essas características favorecem seu desenvolvimento e ajudam a reduzir a competição com outros organismos (Carneiro *et al.*, 1987; Teixeira *et al.*, 1987). Em áreas eutrofizadas, essas espécies podem formar grandes biomassas, fenômeno conhecido como “marés verdes” (Yoshida *et al.*, 2015). Outro organismo de destaque é o mexilhão *Perna perna* Linnaeus (1758), que atua como engenheiro ecológico em costões rochosos, promovendo abrigo e substrato para diversas espécies (Freitas & Velastin, 2010; Pierri *et al.*, 2016). Além disso, a espécie apresenta características favoráveis à aquicultura, como rápido crescimento e tolerância a variações ambientais (Santos *et al.*, 2021).

Espécies engenheiras desempenham papel fundamental na estruturação dos ecossistemas ao modificarem direta ou indiretamente as condições físicas do ambiente, influenciando a disponibilidade de recursos, a heterogeneidade do habitat e consequentemente, a composição e dinâmica das comunidades biológicas (Hastings *et al.*, 2007). Os efeitos da engenharia ecológica podem atuar em múltiplas escalas espaciais e temporais, impactando espécies locais ou a nível regional ou global (Romero *et al.*, 2014). No ambiente entremarés, organismos dominantes frequentemente desempenham esse papel ao modificar condições biológicas. O mexilhão *Perna perna* Linnaeus atua como engenheiro autogênico, visto que por definição, podem modificar o ambiente por meio de sua própria estrutura física, formando bancos de mexilhões (Romero *et al.*, 2014) que promovem locais de abrigo para outros animais e criam microhabitats para diversas espécies associadas (Freitas & Velastin, 2010). De forma complementar, a macroalga verde *Ulva* Linnaeus também pode atuar como engenheira autogênica em ambientes sujeitos a impactos ambientais. Embora nem sempre desempenhe esse papel, sob determinadas condições sua elevada biomassa pode modificar o ambiente físico, formando extensos tapetes que alteraram a incidência luminosa (Teixeira *et al.*, 1987), e alteram a disponibilidade de espaço e nutrientes

(Yoshida *et al.*, 2015), influenciando o recrutamento de organismos e a dinâmica da sucessão ecológica.

Estudos têm demonstrado que o funcionamento do ecossistema é fortemente relacionado com a diversidade funcional, visto que a variedade de funções ecológicas dos organismos encontrados em um ecossistema é resultado das condições ambientais e interações biológicas que ocorre no mesmo (Díaz & Cabido, 2001; Platt & Connell, 2003). Segundo Martins e colaboradores (2017), a diversidade pode ser uma ferramenta essencial para compreender os padrões de distribuição das espécies no espaço e no tempo. Nesse contexto, a análise baseada em grupos funcionais, para além da identidade das espécies, fornece uma base conceitual para compreender o funcionamento dos ecossistemas e os serviços por eles fornecidos (Cadotte *et al.*, 2015).

O processo de sucessão ecológica refere-se às mudanças observadas em uma comunidade ecológica após uma perturbação que gera a abertura de espaço (Connell & Slatyer, 1977) e em ambientes marinhos, é influenciada por uma combinação de fatores abióticos e bióticos. Entre os fatores abióticos, destacam-se os embates das ondas, correntes marítimas, influência das marés e raios solares, que podem impactar diretamente a composição das comunidades (McClanahan, 1997; Lourenço *et al.*, 2017). Já entre os fatores bióticos, interações como predação, parasitismo e competição podem modular a diversidade biológica, resultando em alterações significativas na estruturação da comunidade bentônica (Coração *et al.*, 2023). Esse processo é fortemente influenciado pela dinâmica de recrutamento larval, pela resistência da comunidade à invasão de novas espécies e pela frequência de distúrbios locais, resultando em mudanças contínuas na composição da comunidade e na existência de múltiplos estados estáveis (Barbiero *et al.*, 2011).

Os primeiros colonizadores de substratos rochosos em comunidades entremarés são, em geral, espécies oportunistas de rápido crescimento, incluindo biofilmes e algas foliáceas e filamentosas, enquanto os organismos tardios apresentam morfologias mais complexas, como mexilhões e cracas (Martins *et al.*, 2017). Nos estágios mais avançados de sucessão, o espaço passa a ser liberado principalmente por meio da morte ou da danificação das estruturas dos organismos dominantes, e eventuais mudanças na composição da comunidade tendem a depender fortemente das condições ambientais locais (Connell & Slatyer, 1977). A investigação dos padrões de sucessão ecológica em

costões rochosos eutrofizados é fundamental para a compreensão dos processos ecológicos que modulam essas comunidades (McClanahan, 1997).

Diante disso, devido ao padrão de dominância observado de *Ulva* spp. e *P. perna* na faixa média do costão rochoso da Baía de Guanabara (Carneiro et al., 1987; Braga et al., 2014, De Paula et al., 2020, Coração et al., 2023), surge a necessidade de compreender o papel estruturante que essas espécies exercem na comunidade. Portanto, o presente estudo buscou avaliar a influência de *P. perna* e *Ulva* spp. na estruturação da comunidade bentônica da faixa entremarés da Praia de Fora (Urca, RJ), por meio de um experimento de remoção seletiva. Foram acompanhadas as mudanças na composição da comunidade ao longo das estações do ano, com foco nas variações da diversidade alfa e da diversidade funcional em diferentes tratamentos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a influência dos organismos dominantes na sucessão ecológica da comunidade sésil da faixa média do costão rochoso da Praia de Fora (Urca – Rio de Janeiro), por meio da avaliação da composição, diversidade e grupos funcionais ao longo de um ciclo anual.

2.2 Objetivos específicos

Avaliar se há alterações na diversidade alfa da comunidade de macroalgas na ausência de *P. perna* e/ou *Ulva* spp.

Acompanhar a variação da composição da comunidade de macroalgas entremarés ao longo das estações do ano.

Avaliar as mudanças na diversidade e na riqueza funcional da comunidade de macroalgas ao longo de um ano, em resposta à remoção de organismos dominantes.

3 HIPÓTESES

A ausência de *Perna perna* e/ou *Ulva* spp. resulta em alterações significativas na diversidade alfa da comunidade de macroalgas, em função da liberação de espaço e recursos no costão rochoso.

A remoção de organismos dominantes favorece a colonização de espécies de macroalgas com talos simples e crescimento acelerado, típicas de estágios iniciais da sucessão ecológica.

A ausência de organismos dominantes altera a estrutura funcional da comunidade, aumentando a contribuição relativa de grupos funcionais de baixa complexidade morfológica.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A Praia de Fora (22°56'42.97''S; 43°09'20.39''O) localizada na entrada da Baía de Guanabara, na cidade do Rio de Janeiro (Fig. 1) corresponde a uma pequena praia situada no interior da Fortaleza de São João. O acesso à área é restrito a militares e pessoas autorizadas, por se tratar de uma zona militar sob responsabilidade do Exército Brasileiro. A praia apresenta orientação voltada integralmente para o canal de entrada da Baía de Guanabara, possui aproximadamente 462 m de extensão e perfil praial inclinado em direção ao mar, com largura variando entre 30 e 45 m ao longo de sua extensão. A morfologia da praia é influenciada pela exposição a ondas de tempestade, enquanto as areias quartzosas nesta praia variam de fina a média (Silva *et al.*, 2016).



Figura 1. Localização geográfica da Praia de Fora (ponto vermelho) na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. O mapa superior indica a posição do estado do Rio de Janeiro no Brasil e o mapa inferior destaca a área da Baía de Guanabara dentro do estado.

4.2 Amostragem

A composição e a abundância dos organismos bentônicos foram monitoradas quinzenalmente ao longo de 12 meses na faixa média da região entemarés. No costão rochoso, foram estabelecidos 12 quadrados permanentes de 20×20 cm, delimitados com massa epóxi. Cada conjunto experimental é composto por quatro quadrados (um controle e três tratamentos), totalizando três réplicas por tratamento, cuja distribuição

espacial foi definida aleatoriamente. Os tratamentos consistiram em: (T1) remoção seletiva de *P. perna* e *Ulva* spp.; (T2) remoção seletiva de *P. perna*; (T3) remoção seletiva de *Ulva* spp. e (C) controle sem manipulações ao longo do tempo.

Inicialmente, todos os quadrados foram fotografados e submetidos a um procedimento padronizado de limpeza, que incluiu raspagem com espátula, escovação com escova de aço e aplicação de hipoclorito de sódio para a remoção de plântulas e propágulos de menor porte. Os organismos removidos nessa primeira etapa foram armazenados em sacos plásticos para posterior triagem e identificação em laboratório, com auxílio da literatura especializada. Após essa intervenção inicial, a remoção seletiva de *P. perna* e/ou de *Ulva* spp. ocorreram quinzenalmente, e a cobertura dos organismos recolonizadores foi monitorada por meio de registros fotográficos, utilizando a câmera Canon PowerShot D20 (12.1 MP).

Ademais, em cada visita destinada às manipulações experimentais, foi realizada uma busca ativa de macroalgas na comunidade adjacente, com o objetivo de registrar a riqueza e caracterizar os espécimes presentes no local. Cada busca teve duração de uma hora e ocorreu durante a maré baixa, garantindo o acesso à faixa média do costão. Os exemplares coletados foram levados ao laboratório, identificados com base em características morfológicas e depositados no Herbário Prof. Jorge Pedro Pereira Carauta (HUNI) UNIRIO, onde receberam seus respectivos números de registro.

4.3 Análise das fotografias

No laboratório, as fotos foram analisadas no programa *Coral Point Count with Excel Extensions* (CPCe 4.1), um *software* que automatiza o método de seleção de pontos aleatórios para identificar e avaliar a porcentagem de cobertura das espécies em cada quadrado. O *software* utilizado foi previamente configurado para permitir a identificação da fauna e da flora locais, viabilizando a obtenção de percentuais de cobertura. Foram utilizados 30 pontos aleatórios para verificar a abundância relativa dos organismos.

4.4 Análise de abundância relativa

As fotografias dos quadrantes foram organizadas de acordo com cada tratamento e analisadas no *software* CPCe. Para as análises subsequentes, foram utilizados os dados de cobertura obtidos no CPCe, considerando o percentual de cobertura dos seis organismos mais dominantes da comunidade. As análises estatísticas foram realizadas

no *software* PRIMER 7, no qual se aplicou a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), utilizando um delineamento de um fator, baseado nas dissimilaridades de Bray–Curtis, com 999 permutações aleatórias dos resíduos sob permutação irrestrita dos dados brutos e empregando somas de quadrados do tipo III (parcial). Essa análise foi utilizada para verificar a existência de diferenças significativas na abundância relativa entre os diferentes tratamentos e entre as estações do ano. Adicionalmente, a análise de porcentagens de similaridade (SIMPER) foi aplicada para identificar os organismos que mais contribuíram para as diferenças observadas na estrutura da comunidade e entre as estações do ano. Para observar a influência das variáveis ambientais na abundância relativa, foi utilizada uma análise de redundância baseada em distância (dbRDA) com distância de Bray-Curtis.

4.5 Variáveis ambientais

As variáveis ambientais foram obtidas a partir da base de dados do Sistema de Monitoramento da Costa Brasileira (SiMCosta), utilizando informações da boia RJ-4 – Rio de Janeiro, incluindo salinidade, clorofila-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$). Essas variáveis foram organizadas considerando diferentes escalas temporais em relação à data de coleta: um mês antes, duas semanas antes, a semana anterior (incluindo os períodos de maior e outra com menor intensidade de cada variável) e o próprio dia da coleta. Para cada intervalo, foram calculados os valores médios de salinidade, clorofila *a* e temperatura da água.

Os dados de pluviosidade (mm) corresponderam ao acumulado de 24 h e 48 h, além do valor pontual registrado às 09:00 h, horário em que as coletas eram realizadas. Essas informações foram obtidas no Sistema Alerta Rio (<http://www.sistema-alerta-rio.com.br/dados-meteorologicos/download/dados-pluviometricos>). As coletas de campo foram realizadas durante maré baixa, entre 0,3 e 0,1 m no qual o regime de marés foi determinado a partir das tábuas de maré disponibilizadas pela Marinha do Brasil, utilizando os dados do Porto do Rio de Janeiro – Ilha Fiscal (RJ) referentes aos anos de 2024 e 2025.

No programa *SigmaPlot* foi realizada uma análise de correlação de Pearson a qual teve o objetivo de identificar quais escalas temporais apresentavam as associações mais fortes entre si. Foram selecionadas as seguintes escalas: temperatura baixa na semana anterior da coleta, média da pluviosidade mais baixa na semana anterior da coleta, clorofila *a* baixa na semana anterior da coleta, salinidade baixa na semana

anterior, salinidade alta na semana anterior, pluviosidade mais alta na semana anterior da coleta, temperatura alta na semana anterior, clorofila *a* no dia da coleta, temperatura no dia da coleta, salinidade no dia da coleta e pluviosidade acumulada no dia da coleta.

4.6 Modelo Linear Generalizado (GLM), riqueza e diversidade de macroalgas

O Modelo Linear Generalizado (GLM) foi utilizado para avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a abundância de *Ulva*, optou-se por utilizar exclusivamente os dados provenientes do Controle. Essa decisão se baseia no fato de que o Controle representa a dinâmica natural do costão rochoso, sem interferência experimental, refletindo de maneira direta a resposta da comunidade às condições ambientais. Por outro lado, os Tratamentos T1, T2 e T3 foram submetidos a manipulação manual, que altera a estrutura inicial da comunidade e pode modificar de forma significativa a trajetória sucessional, a disponibilidade de espaço e os padrões de competição. Assim, os efeitos observados nos demais tratamentos resultam da combinação entre as condições ambientais e a intervenção experimental, não permitindo uma interpretação isolada da influência ambiental.

Utilizando o *software* estatístico *R*, foi ajustado o GLM para avaliar se a variação na abundância relativa de *Ulva* spp. era explicada por variáveis ambientais. O modelo adotado seguiu distribuição gaussiana, uma vez que a variável resposta (*Ulva*) apresentou comportamento contínuo e distribuição aproximadamente simétrica, sem predominância de zeros ou padrão característico de dados de contagem discreta. Dessa forma, o GLM com distribuição gaussiana mostrou-se mais apropriado para descrever a relação linear entre a abundância de *Ulva* e os preditores ambientais, apresentando melhor desempenho do modelo e maior robustez interpretativa. O molusco *Perna perna* não foi incluído na análise, pois esteve ausente nas três primeiras estações amostrais, atingindo o pico de recolonização apenas no período do verão. Assim, somente as macroalgas foram consideradas nas análises estatísticas.

Inicialmente, as variáveis ambientais em diferentes escalas temporais (mensal, semanal e no dia da coleta) foram consideradas. Para evitar problemas de multicolinearidade entre os preditores, foi realizada uma análise de colinearidade por meio de uma matriz de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais, complementada pelo cálculo do *Variance Inflation Factor* (VIF). Variáveis altamente correlacionadas ($|r| > 0,7$) ou com valores elevados de VIF não foram incluídas simultaneamente no modelo. Após essa etapa de seleção de preditores, o modelo final

incluiu temperatura máxima semanal antes da coleta, salinidade máxima semanal antes da coleta, concentração máxima semanal de clorofila *a* antes da coleta e precipitação máxima semanal antes da coleta como variáveis explicativas da cobertura de *Ulva*. As análises foram conduzidas no R, utilizando os pacotes *readxl* para importação dos dados, *dplyr* para manipulação das tabelas e *car* para avaliação da colinearidade entre os preditores.

Ainda no *software R*, os índices de diversidade de *Shannon* e *Simpson* foram calculados utilizando o pacote *vegan*. A normalidade dos dados foi avaliada por meio do teste de *Shapiro–Wilk* e, como os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se o teste *Kruskal–Wallis*, seguido pelo pós-teste de *Dunn* com correção de *Bonferroni* para comparações múltiplas. A manipulação dos dados foi realizada com *dplyr*, e os gráficos foram produzidos com *ggplot2*.

4.7 Índice de diversidade funcional

A partir da abundância relativa contabilizada através do programa CPCe, os espécimes fotografados foram divididos em grupos funcionais, sendo as macroalgas classificadas de acordo com sua característica morfológica e filo e os invertebrados bentônicos foram divididos por sua forma de alimentação (Tab. 2) (Steneck & Dethier, 1994; Bustamante *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2019, Coração *et al.*, 2023). A diversidade funcional (DF) foi analisada pelo Índice de Rao, o qual é calculado com o pacote FD (dbFD) (Villéger *et al.*, 2008) no programa R. Também foi avaliado as diferenças significativas entre os valores do Índice de Rao por meio da análise de variância multivariada (PERMANOVA) para testar a hipótese nula de que não havia diferença significativa entre os tratamentos, em um design de um fator baseado nas dissimilaridades de Bray-Curtis, utilizando 999 permutações aleatórias de resíduos sob uma permutação irrestrita de dados brutos usando somas de quadrados tipo III (parcial). Em seguida, a análise SIMPER foi utilizada de forma descritiva para identificar os principais grupos funcionais responsáveis pelas dissimilaridades observadas entre os tratamentos, realizadas no programa R.

Tabela 2. Categorias de grupos funcionais utilizados para análise da Diversidade Funcional e exemplos de táxons que representem cada categoria.

Grupos funcionais	Táxon
Folhosa verde	<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus

Ulva ohnoi Hiraoka & S.Shimada

Filamentosa verde	<i>Chaetomorpha antennina</i> (Bory) Kützinger <i>Ulva aragoënsis</i> (Bliding) Maggs
Filamentosa vermelha	<i>Centroceras gasparrinii</i> (Meneghini) Kützinger
Filamentosa parda	<i>Herposiphonia tenella</i> (C. Agardh) Ambronn <i>Feldmannia mitchelliae</i> (Harvey) H.-S.Kim
Corticada Vermelha	<i>Grateloupia turuturu</i> Y.Yamada
Crostosa Vermelha	<i>Hildenbrandia rubra</i> (Sommerfelt) Meneghini
Crostosa Parda	<i>Neoralsia expansa</i> (J.Agardh) P.-E.Lim & H.Kawai ex Cormaci & G.Furnari
Crostosa Calcárea Vermelha	Corallinophycidae
Coralinaceae articulada	<i>Jania adhaerens</i> J.V.Lamouroux
Bivalve Filtrador	<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)
Cirripédio Filtrador	<i>Tetraclita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)
Raspador	<i>Fissurella clenchi</i> (Pérez Farfante, 1943)
Predador	<i>Nodilittorina</i> spp.
Poliqueta Filtrador	<i>Phragmatopoma</i> spp.
Biofilme bacteriano	Cianobactérias

4.8 Modelo nulo de sobreposição de Nicho

Com os valores do índice de Rao, a abordagem de sobreposição de nichos do modelo nulo foi utilizada com o Índice de *Pianka* para avaliar se o padrão de sobreposição de nicho observado é maior ou menor do que o esperado ao acaso (Gotelli & Graves, 1996; Puga *et al.*, 2019; Coração *et al.*, 2023). A análise foi realizada no programa R com o pacote *EcoSimR* (algoritmo de randomização RA3, nReps 1.000) e a significância foi avaliada pelo tamanho de efeito padronizado (SES), considerando valores $SES \geq 1.96$ como significativamente diferentes do esperado ao acaso ($p < 0.05$), conforme recomendado por Gotelli & Entsminger (2003). As análises foram conduzidas separadamente para cada tratamento (C, T1, T2 e T3), seguindo-se a análise par a par

entre as espécies, com o objetivo de avaliar se estas ocupam nichos de forma independente.

5 RESULTADOS

5.1 Busca ativa em torno da comunidade

Ao longo do experimento, foram realizadas buscas ativas no entorno das unidades experimentais, sem qualquer interferência nelas, com o objetivo de registrar a riqueza de espécies presentes no costão estudado. Durante os doze meses de monitoramento, foram identificadas 44 espécies de macroalgas, sendo 32 rodófitas, 9 clorófitas e 3 ocrófitas (Apêndice 1). Além das macroalgas, também foram registradas a fauna associadas ao costão incluindo o bivalve *Perna perna*, anfípodas, cracas dos gêneros *Tetraclita* e *Amphibalanus* e gastrópodes dos gêneros *Collisella* e *Fissurella*, além do poliqueta *Phragmatopoma* spp. Esses grupos, no entanto, não foram identificados ao nível específico, permanecendo a identificação taxonômica restrita às macroalgas.

A praia selecionada apresenta ao longo do ano, predomínio de *Ulva* spp. e de *Perna perna* na faixa mesolitoral. No entanto, durante o experimento foi observado um padrão distinto daquele esperado a partir de um experimento piloto realizado anteriormente. O bivalve filtrador, alvo da manipulação experimental, não recolonizou de forma consistente a área monitorada ao longo da maior parte do período amostral. Após a primeira limpeza, o entorno permaneceu dominado por *P. perna*, porém a recolonização efetiva no ponto monitorado ocorreu apenas meses depois, sendo registrada exclusivamente no verão, entre dezembro de 2024 e março de 2025, conforme observado nos registros fotográficos.

Ao longo dos 12 meses de monitoramento, foram registradas variações marcantes na ocorrência das espécies laminares de *Ulva* spp. Em oito campanhas de coleta realizadas em março, maio, outubro e novembro de 2024, e em janeiro de 2025 *Ulva ohnoi* Hiraoka & S. Shimada e *Ulva lactuca* Linnaeus foram observadas coexistindo na mesma faixa do costão rochoso. Por outro lado, nos períodos entre março e setembro de 2024, com exceção de maio, e entre fevereiro e março de 2025, foi registrado o domínio exclusivo de *U. ohnoi*. Além disso, foram coletadas e identificadas espécies dos gêneros *Herposiphonia* Nägeli e *Ophidocladus* Falkenberg. Registrou-se

ainda uma única ocorrência de *Petalonia fascia* (O.F. Müller) Kuntze, em novembro de 2024, e de *Pyropia acanthophora* (E.C. Oliveira & Coll) M.C. Oliveira, D. Milstein & E.C. Oliveira, em outubro de 2024. Esses registros são relevantes por se tratar de grupos pouco frequentes no entorno da BG (Apêndice 1).

5.2 Análises de abundância relativa

A cobertura da comunidade antes da manipulação inicial indicou a predominância de *Ulva* spp. e *P. perna*, além da presença de *Phragmatopoma* spp., Corallinaceae incrustante (COI), *Chaetomorpha antennina* (Bory) Kützinger e cracas mortas. Após doze meses de manipulação experimental, foram detectadas diferenças estatisticamente significativas apenas entre o grupo Controle e o Tratamento 1 (remoção de *Ulva* spp. e *P. perna*) (Pseudo-F = 3,48 e $p = 0,015$). Em função disso, as análises subsequentes concentraram-se na comparação entre o controle e a cobertura do tratamento 1.

No Tratamento 1, a remoção periódica dos organismos dominantes resultou em maior abundância relativa média de Corallinaceae incrustante (COI). Considerando o hábito crostoso desse grupo, aderido diretamente ao substrato rochoso, é possível inferir que sua presença foi mantida ao longo do experimento, tornando-se mais evidente nos períodos de redução da cobertura de *Ulva* spp. Ainda assim, espécies do gênero *Ulva* permaneceram como componentes importantes da comunidade, apresentando elevada abundância relativa média, seguidas por *Centroceras gasparrinii* (Meneghini) Kützinger e *Chaetomorpha antennina*. No Controle, observou-se a dominância de *Ulva* spp., seguida por Corallinaceae incrustante e *Gastroclonium parvum* (Tab. 3).

Tabela 3. Abundância relativa média (%) dos principais organismos da comunidade bentônica no Controle e no Tratamento 1, obtida a partir da análise SIMPER. Os valores representam a média anual do percentual de cobertura dos organismos que mais contribuíram para as diferenças observadas entre os tratamentos.

	Controle	Tratamento 1
<i>Ulva</i> spp.	43,18%	29,48%
Corallinaceae incrustante	15,77%	29,56%
<i>Chaetomorpha antennina</i> (Bory) Kützinger	2,28%	7,26%

<i>Gastroclonium parvum</i> (Hollenberg)	5,16%	4,07%
C.F.Chang & B.M.Xia		
<i>Centroceras gasparrinii</i> (Meneghini)	2,00%	7,33%
Kützing		
Cianofíceas filamentosas	3,17%	5,26%

A PERMANOVA considerando as estações do ano revelou diferenças significativas na abundância relativa da comunidade bentônica tanto no Tratamento 1 (Pseudo-F = 5,1319; df = 3; p = 0,001), quanto no controle (Pseudo-F = 3,825; df = 3; p = 0,001). As comparações pareadas indicaram que o inverno diferiu significativamente do outono, da primavera e do verão ($p < 0,05$), enquanto as demais estações não apresentaram diferenças significativas entre si nos dois tratamentos.

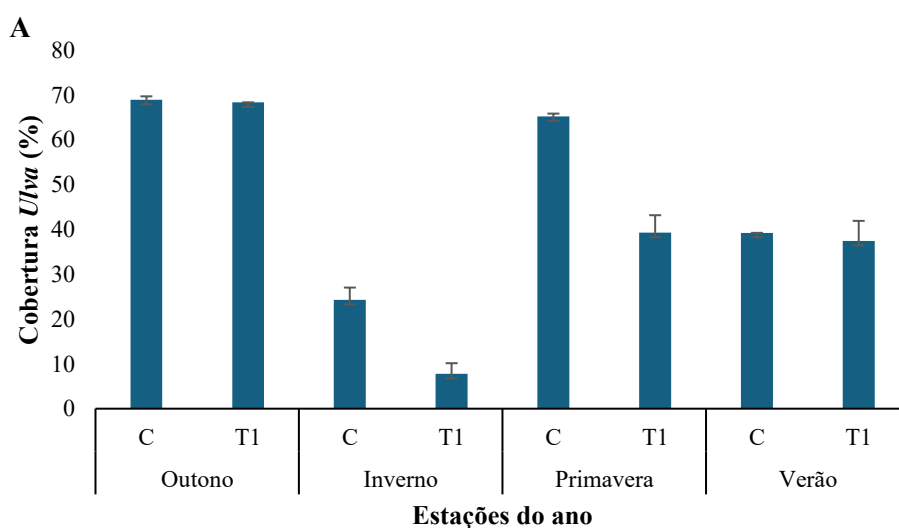
No outono, tanto no Tratamento 1 quanto no Controle, observou-se elevada abundância relativa de *Ulva* spp., com valores médios de cobertura superiores a 68% em ambos os casos. Mesmo sob remoção quinzenal, o rápido crescimento de *Ulva* spp. resultou em elevada cobertura no Tratamento 1, enquanto no Controle a espécie se desenvolveu sem interferências experimentais (Fig. 2a).

No inverno, foi registrada uma redução expressiva na abundância relativa de *Ulva* spp. no Tratamento 1, o que permitiu maior visibilidade e contribuição da Corallinaceae incrustante (46,11%) (Fig. 2b), além da ocorrência de *Neoralfsia expansa* (J. Agardh) P.E. Lim & H. Kawai ex Cormaci & G. Furnari Ralfi com 8,52% de cobertura média e *C. gasparinii* com 7,47%. No Controle, observou-se padrão semelhante, com redução da cobertura de *Ulva* spp. em relação ao outono e à maior contribuição relativa das algas incrustantes. Assim, o inverno foi caracterizado por uma diminuição da abundância relativa de *Ulva* spp. em ambos os tratamentos.

Na transição para a primavera, o Tratamento 1 voltou a apresentar predominância de *Ulva* spp. (39,26%), acompanhada por contribuição expressiva de Corallinaceae incrustante (21,85%) e *C. gasparinii* (15,19%). No controle, observou-se predominância quase exclusiva de *Ulva* spp. 65,19%, a corticada vermelha *Gastroclonium parvum* com 7,41% e filamentosas verdes com 5,93%.

No verão, o controle registrou a ocorrência simultânea dos organismos dominantes alvo desse estudo, *Ulva* spp. e *P. perna*. Ambos apresentaram as maiores abundâncias relativas de 39,22% e 16,30%, respectivamente. No tratamento 1, os grupos que tiveram maior influência na abundância relativa foram *Ulva* spp. com 37,51%, seguida por coralinacea incrustante com 17,41%, cianofíceas com 13,70% e *Chaetomorpha antenina* com 10%.

De forma geral, os resultados indicam que *Ulva* spp. manteve-se como o principal componente da comunidade ao longo do ano, apresentando redução expressiva no inverno e maior abundância no outono. A recolonização de *Perna perna* ocorreu de forma tardia e restrita ao verão, apesar da presença contínua de indivíduos adultos no entorno das áreas experimentais, foi possível observar nos tratamentos o início da fase juvenil apenas a partir de outubro, alcançando o ápice do desenvolvimento entre janeiro e março.



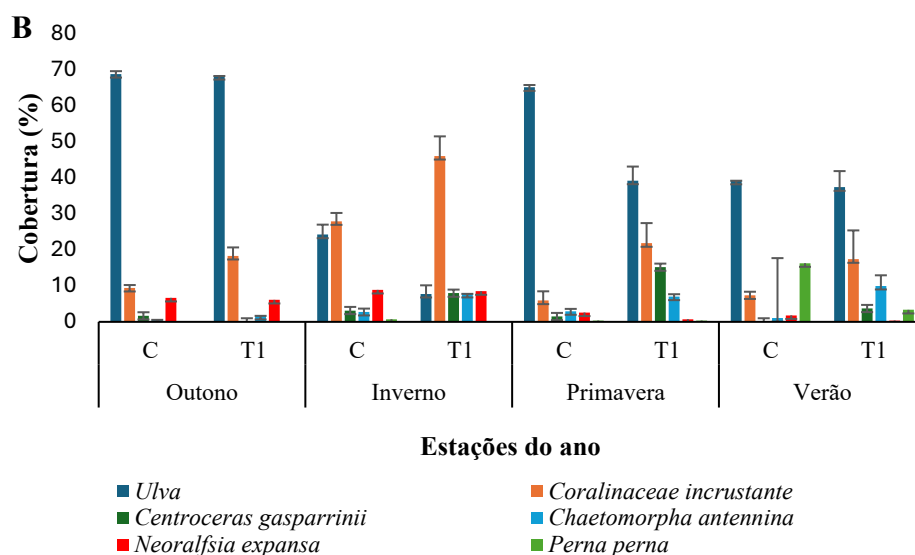


Figura 2. (a) Média da abundância relativa de *Ulva* spp; (b) média da abundância relativa dos organismos com maior cobertura. Ambos expressos ao longo das estações do ano.

5.3 Variáveis ambientais

A PERMANOVA identificou diferenças significativas entre as estações do ano, especialmente envolvendo o inverno em comparação às demais estações; outono e inverno ($p = 0,001$); outono e primavera ($p = 0,028$); inverno e primavera ($p = 0,001$); inverno e verão ($p = 0,001$). A análise de ordenação por dbRDA evidenciou um padrão no qual as amostras das diferentes estações do ano apresentaram elevada sobreposição no espaço multivariado. O primeiro eixo da dbRDA explicou 69,6% da variação ajustada (43,4% da variação total), enquanto o segundo eixo explicou 18,9% da variação ajustada (11,8% da variação total; Fig. 3). Apesar dessa sobreposição, o inverno apresentou um agrupamento mais consistente, associado principalmente às variáveis temperatura duas semanas antes e salinidade um mês antes. Algumas amostras do verão, por sua vez, mostraram maior relação com temperatura um mês antes e clorofila um mês antes, indicando a influência de condições ambientais antecedentes. As demais estações não apresentaram associações ambientais marcantes ao longo dos eixos de ordenação.

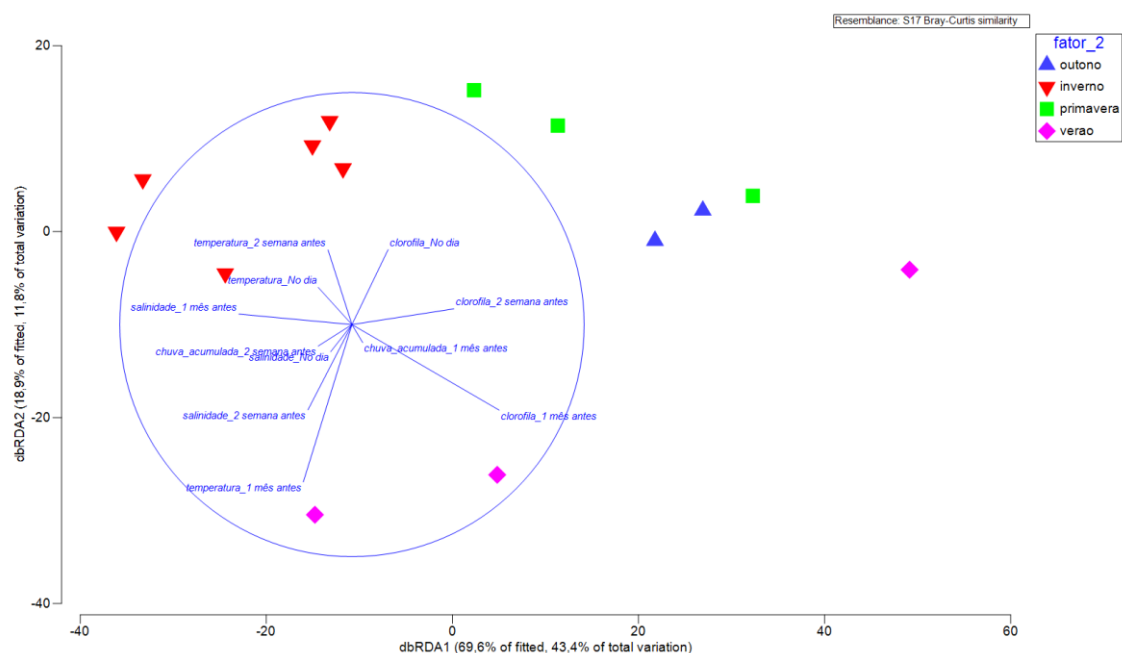


Figura 3. Análise de ordenação (dbRDA) da estrutura da comunidade entre as estações do ano, baseada na similaridade de Bray–Curtis.

5.4 Modelo Linear Generalizado (GLM), riqueza e diversidade de macroalgas

O modelo linear generalizado indicou que a concentração máxima de clorofila *a* na semana anterior da coleta apresentou um indicativo positivo e significativo sobre a cobertura de *Ulva* ($\beta = 7,19 \pm 2,48$; $p = 0,020$), sugerindo uma resposta positiva à produtividade da coluna d'água e possivelmente à disponibilidade de nutrientes. As demais variáveis ambientais avaliadas como temperatura máxima semanal antes da coleta ($p = 0,252$), salinidade máxima semanal antes da coleta ($p = 0,312$) e precipitação máxima semanal antes da coleta ($p = 0,509$) não apresentaram efeito significativo no modelo.

Tabela 4: Parâmetros ambientais e p-valor estimados utilizando o Modelo Linear Generalizado explicando a cobertura de *Ulva* spp.

<i>Ulva</i> spp.	Estimativa	p-valor	Significância
(Intercepto)	822.663	0.240	
salinidade_alta_semana	-19.989	0.312	
clorofila_alta_semana	7.192	0.020	p-valor < 0.05
temperatura_alta_semana	-4.722	0.252	
pluviosidade_alta_semana	-1.830	0.509	

A riqueza de macroalgas não diferiu significativamente entre os quatro tratamentos quando todos os períodos amostrais foram analisados juntos (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 4.09$, $p = 0.25$). O pós-teste de *Dunn* confirmou a ausência de diferenças par-a-par (p -ajustados > 0.47). Esses resultados sugerem que, embora a cobertura dos organismos varie entre os tratamentos, o número total de espécies permanece semelhante entre as condições experimentais (Fig. 4). Além disso, o índice de diversidade de Shannon não diferiu entre os quatro tratamentos com todos os períodos amostrais (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 0.92$, $p = 0.82$) (Fig. 5). O pós-teste de *Dunn* confirmou a ausência de diferenças significativas entre pares de tratamentos (p -ajustados = 1). Esses resultados indicam que, apesar das variações na abundância entre tratamentos, a diversidade alfa permaneceu estável ao longo do experimento. Isso sugere que a riqueza e a diversidade de espécies não variaram entre os tratamentos e controle.

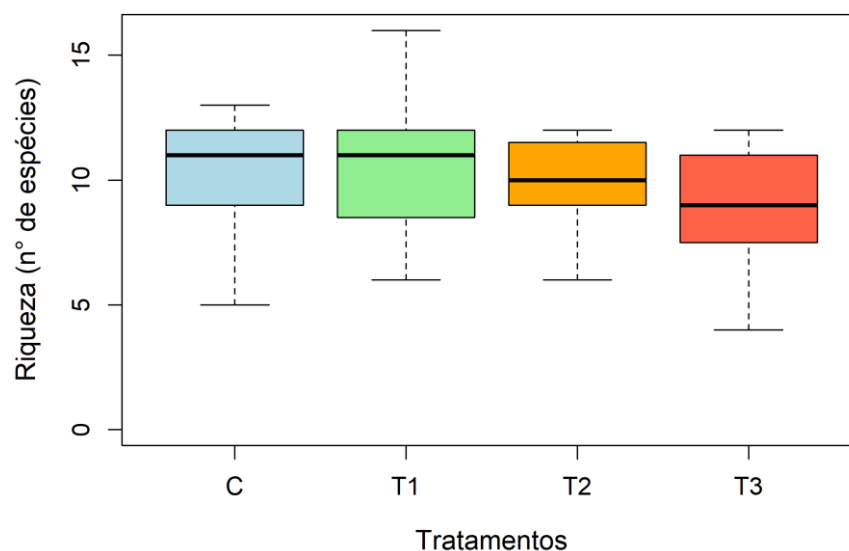


Figura 4. Riqueza de espécies entre os tratamentos. Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os grupos.

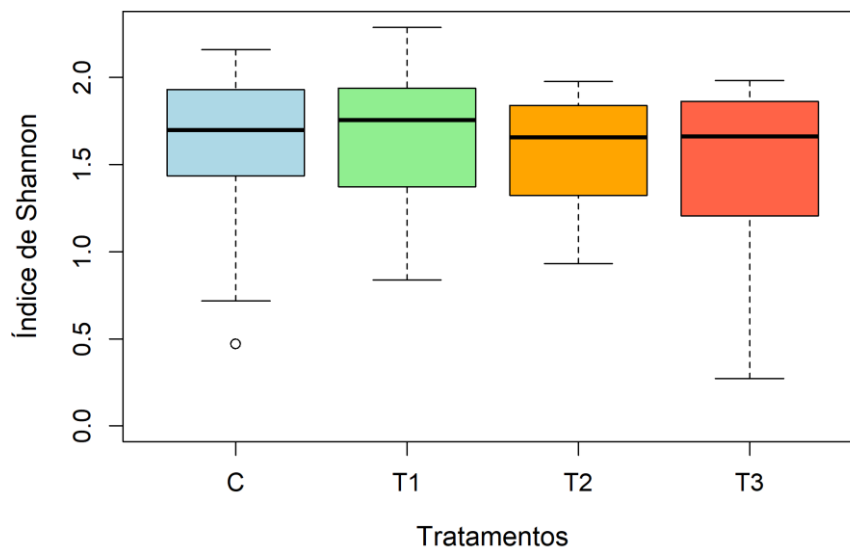


Figura 5. Diversidade de espécies entre os tratamentos. Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os grupos.

Em contraposição à ausência de diferenças entre os tratamentos, a riqueza (Fig. 6) e a diversidade (Fig. 7) de espécies variaram significativamente ao longo das estações do ano. O teste de *Kruskal–Wallis* indicou diferenças tanto na riqueza ($\chi^2 = 7.90$, $p = 0.048$) quanto na diversidade de Shannon ($\chi^2 = 10.96$, $p = 0.012$). O pós-teste de *Dunn* revelou que essas diferenças ocorreram principalmente entre o inverno e o outono, com o inverno apresentando valores de riqueza e diversidade significativamente maiores ($p = 0.034$ e 0.023 , respectivamente) em comparação ao outono.

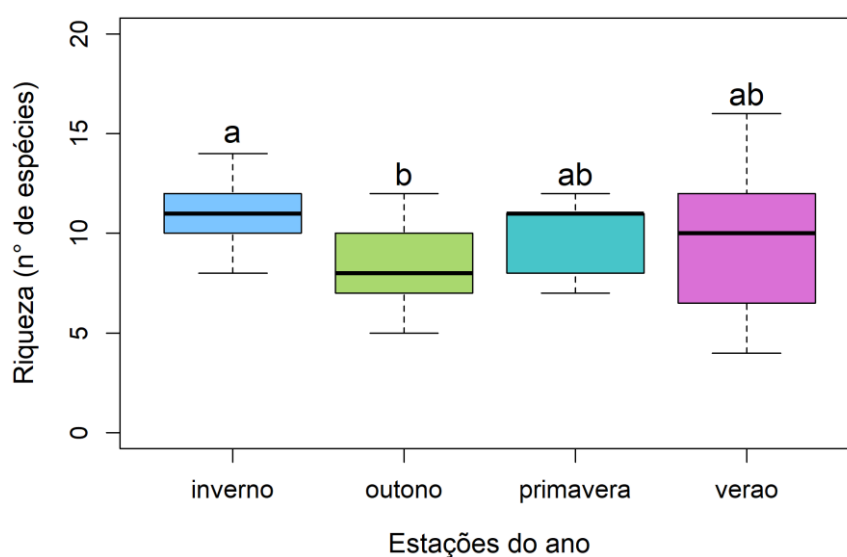


Figura 6. Riqueza de espécies nas diferentes estações do ano. Os boxplots representam os quartis e a barra em negrito indica a mediana. Letras diferentes indicam grupos estatisticamente distintos segundo o teste de *Dunn* pós *Kruskal–Wallis* ($p < 0,05$).

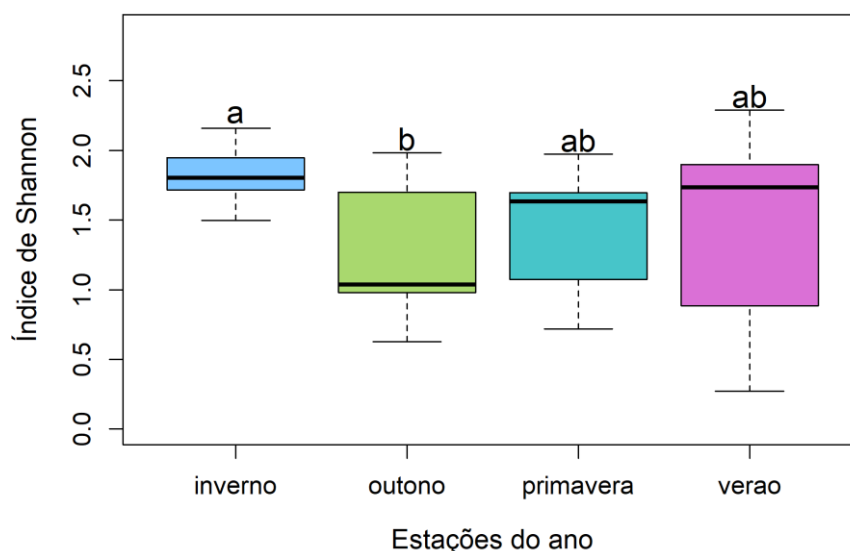


Figura 7. Variação do índice de diversidade de Shannon entre as estações do ano. Os boxplots representam os quartis, a barra em negrito indica a mediana dos valores por estação, e letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos (teste de *Dunn* pós *Kruskal–Wallis*, $p < 0,05$).

5.5 Índice de diversidade funcional

A comunidade apresentou elevada homogeneidade funcional, com baixa variação nos valores do índice de Rao entre os tratamentos (Fig. 8). O tratamento T1 e T2 apresentaram os mesmos valores médios de DF (0,91), seguido pelo controle (0,87). O tratamento T3 apresentou a menor diversidade funcional (0,82). A riqueza de grupos funcionais variou pouco entre os tratamentos com o registro de quatorze grupos no controle, quinze grupos no T1, quinze grupos no T2 e quatorze grupos no T3. O inverno sendo a estação do ano com maiores grupos funcionais encontrados (Tab. 5).

Tabela 5. Riqueza funcional da comunidade bentônica ao longo das estações do ano.

	C	T1	T2	T3
Outono	12	12	12	12
Inverno	13	14	12	14

Primavera	11	11	13	10
Verão	12	13	12	11

Com base nos valores de Rao, a análise PERMANOVA indicou diferenças significativas entre os tratamentos (pseudo-F = 2,725; df = 3; p = 0,001). A comparação par - a - par da PERMANOVA indicaram diferença entre o controle e todos os tratamentos (p <0,05). Além disso, diferenças significativas também foram detectadas entre os tratamentos de remoção especificamente entre T1 e T2, bem como entre T2 e T3.

A análise SIMPER indicou que as dissimilaridades entre os tratamentos foram explicadas principalmente por algas folhosas verdes e algas filamentosas vermelhas, que juntas contribuíram com aproximadamente 50–60% da dissimilaridade total. Outros grupos, como algas filamentosas verdes, algas crostosas pardas e algas corticadas vermelhas, apresentaram contribuições secundárias, completando cerca de 70% da dissimilaridade observada. Embora algas crostosas calcárias vermelhas tenham apresentado elevada contribuição para a estrutura funcional da comunidade, sua participação na análise SIMPER foi reduzida, uma vez que seus valores médios foram semelhantes entre os tratamentos, não contribuindo de forma expressiva para as dissimilaridades observadas.

Do ponto de vista funcional, o Controle foi caracterizado por alta dominância de algas folhosas verdes, crostosa parda e corticada vermelha. Os tratamentos T1 e T2 foram caracterizados pela predominância de algas folhosas verdes, associada ao aumento de algas filamentosas vermelhas, sendo que, no T2, esse padrão se expressou de forma mais acentuada, com maior dominância das folhosas verdes. Por fim, o Tratamento 3, no qual foi caracterizado pela dominância dos grupos; folhosa verde, filamentosas vermelhas e filamentosas verdes. De forma geral, independentemente do tratamento, a estrutura funcional da comunidade foi predominantemente influenciada por dois grupos funcionais dominantes (filamentosas e folhosas). Mesmo sob a retirada periódica de *Ulva* spp., essa macroalga manteve elevada influência na estrutura da comunidade, com variações na ocupação do substrato associadas principalmente ao grupo filamentoso (Fig. 9).

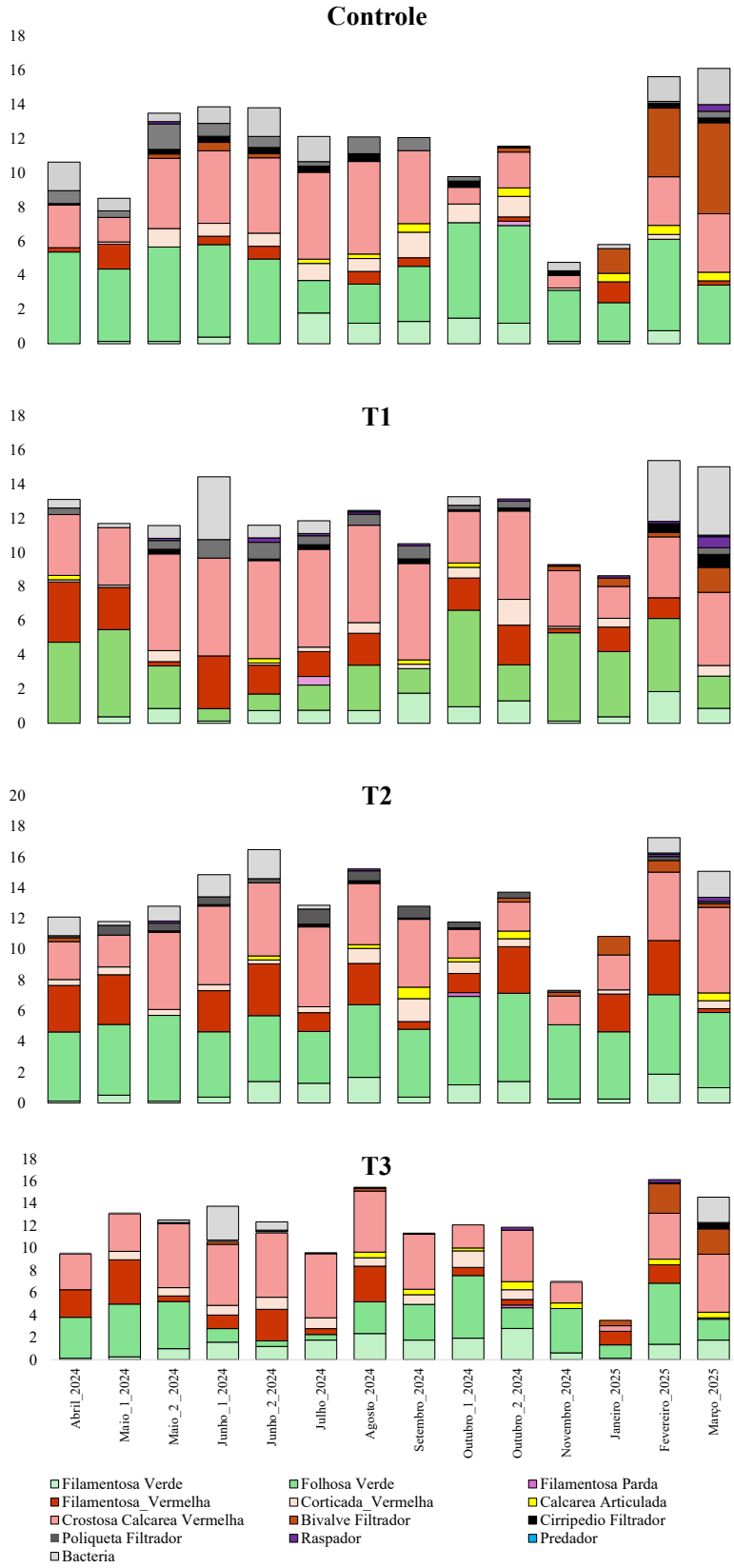


Figura 8. Estrutura funcional da comunidade entremarés, avaliada por meio do Índice de Diversidade Funcional (Rao), nos diferentes tratamentos: (C) controle não

manipulado; (T1) remoção de *Ulva* spp. e *Perna perna*; (T2) remoção de *Perna perna*; e (T3) remoção de *Ulva* spp.

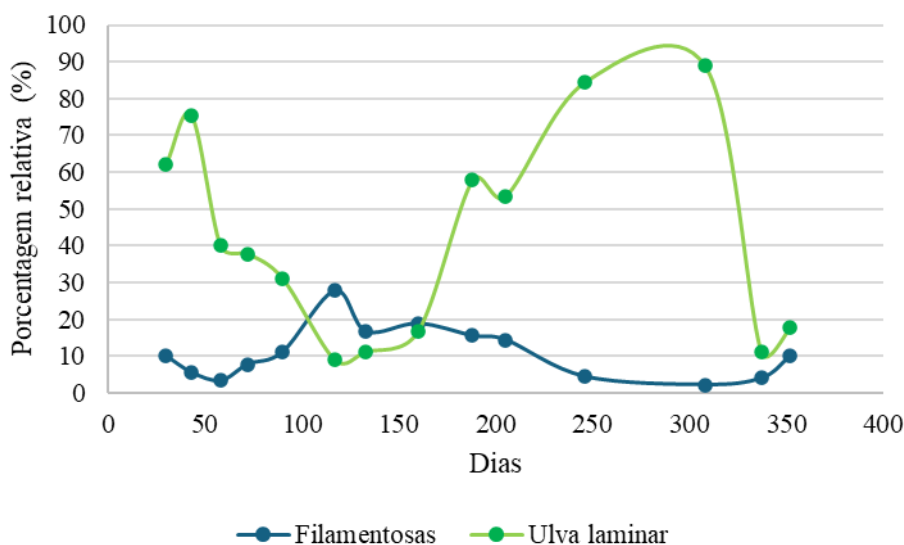


Figura 9. Variação da contribuição relativa dos grupos funcionais de macroalgas, com destaque para as formas filamentosas e folhosas verdes, caracterizadas pela dominância de *Ulva* spp.

5.6 Modelo nulo de sobreposição de Nicho

Com base nos resultados, verificou-se que, no controle, houve maior equilíbrio entre os padrões de sobreposição de nicho e de exclusão competitiva em comparação aos demais tratamentos. Nesse cenário, o grupo funcional folhosa verde apresentou sobreposição de nicho com os grupos corticada vermelha e crostosa calcária vermelha, entre outros pares funcionais descritos no material suplementar (Apêndice 2). Ainda no controle, o grupo funcional bivalve filtrador, por sua vez, apresentou baixa influência no início do experimento, passando a exercer maior influência durante o verão. Nesse período, compartilhou o nicho com algas calcárias articuladas, cirripédio filtradores, organismos raspadores e com o biofilme bacteriano.

Em contraste com o observado no controle, o tratamento 1 apresentou um padrão distinto de sobreposição e exclusão de nicho, refletindo os efeitos da manipulação experimental sobre as interações entre os grupos funcionais. Nesse tratamento, caracterizado pela remoção periódica de *Ulva* spp. e *Perna perna*, a sobreposição de nicho envolvendo a folhosa verde ocorreu apenas com a calcária articulada e filamentosa vermelha. O grupo funcional bivalve filtrador, que nesse

tratamento deveria ter sido removido constantemente, no entanto voltou a colonizar o ambiente entre os meses de novembro e março. Diante disso, nesse período este grupo compartilhou o nicho exclusivamente com a folhosa verde, a corticada vermelha e a calcárea articulada. Os demais grupos funcionais apresentaram menor compartilhamento de recursos ao acaso, o que sugere um aumento da competição interespecífica. Esse padrão pode estar relacionado ao fato de a retirada dos dois dominantes era realizada quinzenalmente, promovendo a constante reabertura de espaço no substrato e favorecendo processos contínuos de recolonização. Além disso, foi observado que *P. perna* voltou a ocorrer somente no verão, indicando que, durante grande parte do experimento, a estrutura da comunidade foi fortemente influenciada pela macroalga.

No Tratamento 2 (retirada de *Perna perna*), a organização da comunidade diferiu do padrão observado no Tratamento 1 e se aproximou mais daquele registrado no Controle (Tab. 6). Nesse cenário, observou-se maior sobreposição de nicho envolvendo a folhosa verde com os grupos calcárea articulada, filamentosa verde, filamentosa parda, cirripedio filtrador e organismo raspador ($SES > 0$). O bivalve filtrador, apresentaram sobreposição de nicho com menor número de grupos, destacando-se associações com algas calcárias articuladas, algas filamentosas e fauna associada ao costão, do grupo dos raspadores. Nesse tratamento, *Ulva* spp. não foi manipulada, o que pode ter favorecido seu maior desenvolvimento na comunidade e, conseqüentemente, ampliado o compartilhamento de nicho com outros grupos funcionais.

No Tratamento 3 (retirada de *Ulva* spp.), a sobreposição de nicho foi restrita a poucos grupos funcionais, ocorrendo principalmente entre os organismos dominantes, *Perna perna*, *Ulva* spp., calcárea articulada e filamentosa vermelha ($SES > 0$; Apêndice 2), tanto em relação ao grupo folhosa verde quanto ao bivalve filtrador.

Tabela 6: Síntese dos padrões de exclusão competitiva e sobreposição de nicho entre os grupos funcionais nos diferentes tratamentos. São apresentados os valores de OI (*Observed Index*), MSI (*Mean Simulated Index*) e SES (*Standardized Effect Size*) derivados de modelos nulos (utilizando o Índice de *Pianka*), indicando padrões de sobreposição ($SES +$) e exclusão de nicho ($SES -$).

	Controle			Sobreposição de Nicho		
	Exclusão competitiva					
	OI	MSI	SES	OI	MSI	SES
Folhosa verde X Calcárea Articulada	0.576	0.649	-1.146			
Folhosa verde X Filamentosa Vermelha	0.584	0.646	-0.963			
Folhosa verde X Crostosa Calcárea Vermelha	0.812	0.827	-0.355			
Folhosa verde X Crostosa Vermelha				0.467	0.451	0.179
Folhosa verde X Corticada vermelha				0.738	0.003	0.591
Bivalve Filtrador X Calcárea Articulada				0.694	0.319	2.099
Bivalve Filtrador X Raspador				0.748	0.016	2.546
Bivalve Filtrador X Corticada vermelha				1	0.67	3.504
Tratamento 1 – Retirada de <i>Ulva</i> spp. e <i>Perna perna</i>						
Folhosa verde X Calcárea Articulada				0.496	0.468	0.243
Folhosa verde X Filamentosa Vermelha				0.756	0.719	0.48
Folhosa verde X Filamentosa Verde				0.822	0.812	0.447
Folhosa verde X Raspador				0.532	0.501	0.995
Bivalve Filtrador X Folhosa Verde				0.772	0.003	3.659
Bivalve Filtrador X Calcárea Articulada				0.496	0.468	0.243
Bivalve Filtrador X Corticada vermelha				1	0.51	3.676
Tratamento 2 - Retirada de <i>Perna perna</i>						
Folhosa verde X Calcárea Articulada				0.616	0.594	0.757
Folhosa verde X Filamentosa Verde				0.822	0.812	0.447
Folhosa verde X Raspador				0.532	0.501	0.995
Bivalve Filtrador X Poliqueta Filtrador	0.804	0.828	-1.175			
Bivalve Filtrador X Calcárea Articulada				0.616	0.594	0.7577
Bivalve Filtrador X Corticada vermelha	0.193	0.415	-1.553			
Bivalve Filtrador X Raspador				0.532	0.501	0.995
Tratamento 3 - Retirada de <i>Ulva</i> spp						
Folhosa verde X Calcarea Articulada				0.665	0.593	0.7
Folhosa verde X Filamentosa Vermelha				0.636	0.636	0.314
Folhosa verde X Bivalve Filtrador				0.454	0.386	0.546
Bivalve Filtrador X Folhosa Verde				1	0.749	3.568
Bivalve Filtrador X Calcárea Articulada				0.665	0.593	0.700

6 DISCUSSÃO

O presente estudo investigou a influência dos principais bioengenheiros ecossistêmicos da faixa média do costão rochoso sobre a riqueza e a diversidade de espécies, por meio de diferentes índices ecológicos. A busca ativa no entorno dos quadrantes experimentais permitiu identificar a diversidade da comunidade, especialmente em um ambiente de transição que recebe tanto a influência do oceano quanto das águas do interior da Baía de Guanabara, as quais apresentam histórico de poluição associado ao descarte inadequado de resíduos sólidos, óleo de embarcações,

metais-traço, hidrocarbonetos e lançamento de esgoto não tratado (Abreu *et al.*, 2016; De Paula *et al.*, 2020). Nesse cenário, as macroalgas destacam-se como importantes bioindicadores ambientais, por responderem de forma sensível a fatores físicos e biológicos que influenciam diretamente seus padrões de distribuição e abundância (Díez *et al.*, 2008).

As praias localizadas na Baía de Guanabara apresentam baixa diversidade de espécies em função da qualidade da água. No entanto, organismos da ordem *Ulvales* prosperam nessas condições (De Paula *et al.*, 2020). Nesse contexto, observou-se que a praia estudada, embora situada na entrada da baía, apresenta predominância de *Ulva* spp. e de *Perna perna* na faixa mesolitoral, padrão já registrado para praias do interior da baía (Braga *et al.*, 2014).

Entre as espécies mais frequentes ao longo do estudo, o gênero *Ulva* destacou-se, ocorrendo tanto na forma filamentosa, como *Ulva aragoënsis* (Bliding) Maggs, quanto na forma folhosa, como *U. lactuca* e *U. ohnoi*. Estudos experimentais de remoção total em costões rochosos demonstram que *Ulva* spp atua como colonizadora dominante nos estágios iniciais da sucessão, podendo cobrir até cerca de 70% do substrato disponível poucos meses após a perturbação (Barbiero *et al.*, 2011).

As espécies folhosas de *Ulva* spp. são amplamente reconhecidas por seu caráter oportunista, elevada competitividade e alta tolerância ao estresse ambiental, apresentando crescimento acelerado e elevada capacidade reprodutiva (Littler & Littler, 1980). Além disso, foram registradas algas filamentosas vermelhas, como *Ophidocladus simpliciusculus* (P. Crouan & H. Crouan) Falkenberg, cujas estratégias oportunistas e rápido crescimento favorecem a regeneração da biomassa após eventos de distúrbio ambiental. Esse grupo também é capaz de formar tapetes que retêm sedimento e água, reduzindo a dessecação e favorecendo sua persistência no costão (Tâmega & Figueiredo, 1997).

O bivalve *P. perna* não foi considerado uma espécie pioneira, uma vez que sua ocorrência foi registrada apenas sete meses após o início do experimento. Esse resultado corrobora com o estudo de Braga *e colaboradores* (2014), que indicaram que invertebrados como *P. perna* tendem a dominar comunidades marinhas em estágios mais avançados da sucessão ecológica. A limitada recolonização da espécie pode ser associada, segundo Barbiero *et al.* (2011), à fase de dispersão larval e à intensa

exposição ao hidrodinamismo, fatores que podem aumentar a perda de recrutas e dificultar o restabelecimento da população após eventos de distúrbio. Além disso, a elevada energia das ondas e a baixa disponibilidade larval no momento da perturbação são apontadas pelos autores como possíveis explicações para a ausência de recrutamento expressivo de *Perna perna*.

O espaço disponível no substrato primário constitui um dos recursos mais limitantes em ambientes bentônicos, influenciando diretamente a instalação e o desenvolvimento das comunidades (Airolti, 2000). Nesse contexto, observou-se variação na abundância relativa entre *Ulva* spp. e algas crostosas calcárias ao longo do período amostral, associadas tanto à sobreposição do substrato pelas lâminas de *Ulva* spp. quanto a períodos de redução dessa cobertura, que favoreceram a maior exposição das crostosas calcárias. As algas crostosas da ordem *Corallinales* (*Rhodophyta*) apresentam ampla distribuição mundial e elevada resistência a fatores físicos e biológicos, como hidrodinamismo, variações de luz, deposição de sedimentos, competição e herbivoria (Tâmega & Figueiredo, 1997).

O crescimento excessivo de um organismo sobre outro pode resultar na redução do crescimento, da reprodução e, em casos extremos, na mortalidade local da espécie subjacente (Airolti, 2000). No entanto, na sucessão ecológica, crostas calcárias e tapetes filamentosos podem coexistir no mesmo substrato, formando uma estrutura organizada em duas camadas, sustentada pela tolerância mútua e pela elevada eficiência das crostas de ocupar e reter o substrato primário (Airolti, 2000). Nesse sentido, esses organismos podem ser interpretados como componentes oportunistas da comunidade, típicos de estágios iniciais da sucessão ecológica, caracterizados por rápida colonização e elevada tolerância ambiental (Martins *et al.*, 2017). Em ambientes costeiros tropicais, após perturbações, a sucessão ecológica é inicialmente dominada por algas verdes filamentosas e folhosas do gênero *Ulva*, que podem ser posteriormente substituídas por algas mais estruturadas em processos mediados principalmente pela competição por espaço (Simões *et al.*, 2009).

Embora o recobrimento, represente um estressor significativo para muitos organismos bentônicos, uma vez que promove o sombreamento e prejudica espécies dependentes de irradiação solar (Teixeira & Jorge, 2001), algumas algas incrustantes da família *Corallinaceae* demonstram tolerância a esse tipo de pressão. De acordo com Airolti (2000), essas algas podem sobreviver por longos períodos sob camadas de

organismos que as recobrem, mantendo funções vitais mesmo sob condições adversas, em função de sua estrutura calcificada resistente. Em contrapartida, Osawa e Tokeshi (2020) observaram interações negativas entre *Corallinaceae* incrustantes e *Gelidium* spp., com efeito inibitório das coralináceas sobre o crescimento de outras macroalgas. Já Tâmega e Figueiredo (1997) documentaram a ocorrência de algas como *Polysiphonia* spp., *Centroceras clavulatum* (C. Agardh) Montagne e *Ceramium* spp. associadas às *Corallinaceae*, além de elevada cobertura de invertebrados sésseis e algas filamentosas. Esses padrões são consistentes com o presente estudo, no qual formas filamentosas e folhosas de *Ulva*, além de invertebrados como *Phragmatopoma*, cracas e raspadores, compartilharam o mesmo nicho ecológico.

A estrutura funcional da comunidade desempenha papel central na resiliência ecológica frente a distúrbios ambientais, uma vez que diferentes combinações de grupos funcionais influenciam a capacidade de resposta e de recuperação do sistema (Bello *et al.*, 2007). Em costões rochosos, a competição tende a se intensificar quando os níveis de distúrbio são reduzidos, especialmente em função da limitação de recursos como luz e espaço (Carpenter, 1990). Morfologias simples, como filamentos e lâminas, apresentam elevada razão superfície/volume e maior eficiência na captação de luz, favorecendo estratégias oportunistas em ambientes recentemente perturbados (Carpenter, 1990).

Além dos processos competitivos, a estrutura funcional observada pode refletir a atuação de filtros ambientais associados ao contexto da BG, um sistema historicamente submetido a elevados níveis de poluição e altas cargas de nutrientes (De Paula *et al.*, 2020). Esses filtros ambientais tendem a selecionar grupos morfofuncionais menos complexos como filamentosos e foliáceos (Braga *et al.*, 2014) que são tolerantes, oportunistas e de crescimento acelerado como espécies do gênero *Ulva* e algas calcáreas incrustantes (Coração *et al.*, 2023) contribuindo para a homogeneização funcional da comunidade, mesmo diante de variações na composição taxonômica.

A comunidade analisada apresentou baixa riqueza funcional, com valores do índice de Rao semelhantes entre os tratamentos, indicando uma estrutura funcional relativamente homogênea. Os grupos funcionais dominantes foram as folhosas verdes, corticada vermelha, filamentosas vermelhas e verdes e as crostosas calcárias vermelhas, sendo o grupo das folhosas verdes predominante ao longo de todo o experimento. Esses resultados refletem o observado nas análises de cobertura, uma vez que o crescimento

acelerado de *Ulva* spp. tende a recobrir algas incrustantes e outras algas de menor porte (Teixeira & Jorge, 2001), como as *Corallinaceae* e *Neoralfsia expansa*. No entanto, observou-se que o inverno apresentou maior riqueza de grupos funcionais, possivelmente associada à menor abundância relativa de *Ulva* spp. nesse período. Por outro lado, efeitos abióticos como ação das ondas, exposição atmosférica, irradiação (Gaspar *et al.*, 2017) promovem a abertura de clarões ou a redução temporária da cobertura de *Ulva* spp favorecem a maior predominância de outros grupos funcionais, como das algas crostosas, filamentosas e corticadas que possuem crescimento acelerado e alta tolerância a impactos físicos (Orfanidis *et al.*, 2011)

Os resultados do modelo nulo de sobreposição de nicho indicaram que os padrões de coexistência entre os grupos funcionais diferiram entre os tratamentos, sugerindo variações nos processos de sobreposição e exclusão de nicho ao longo do período amostral. A concordância entre os padrões observados e os gerados pelo modelo nulo sugere que processos estocásticos, como a ação das ondas, o recrutamento aleatório e as variações climáticas, podem explicar, ao menos em parte, os padrões gerais de organização da comunidade (Gotelli & Graves, 1996). No controle e no Tratamento 2, após um ano de acompanhamento, observou-se maior sobreposição de nicho entre os grupos funcionais, com predominância das folhosas verdes. Esse grupo apresentou sobreposição de nicho superior ao esperado ao acaso ($SES > 0$) com algas crostosas vermelhas, algas filamentosas pardas e vermelhas e com o biofilme bacteriano, corroborando os resultados de Coração *et al.* (2023) para a Praia Vermelha (RJ).

O padrão observado no Tratamento 1 é compatível com comunidades em estágios iniciais de sucessão, nas quais a competição é intensificada e o compartilhamento de nicho tende a ser reduzido (Littler & Littler, 1980). A remoção quinzenal de *Ulva* spp. e *P. perna* promoveu reabertura contínua de espaço no substrato, favorecendo a colonização inicial por algas filamentosas vermelhas. Esse processo facilitou o recrutamento subsequente de *Ulva* spp., que, uma vez estabelecida, passou a modificar o ambiente, dificultando a invasão e o crescimento de outras espécies (Carneiro *et al.*, 1987). Esse padrão é consistente com os modelos de tolerância e inibição propostos por Connell e Slatyer (1977).

As substâncias químicas produzidas pelas algas podem ser sintetizadas nas fases iniciais do desenvolvimento (Littler & Littler, 1980). Auxinas e citocininas, por

exemplo, estimulam o crescimento de rizoides, frondes e a divisão celular (Bradley, 1991). Esse mecanismo pode ser compatível com o padrão observado no tratamento 3, no qual a remoção contínua de *Ulva* spp. favoreceu processos recorrentes de recolonização, possivelmente associados à produção de metabólitos secundários relacionados à fixação e expansão no substrato, como observado por Tarakhovskaya *et al.* (2007) para *Bryopsis plumosa* (Hudson) C. Agardh.

O gênero *Ulva* apresenta elevada tolerância fisiológica a variações de salinidade, temperatura e disponibilidade de nutrientes, favorecendo sua ocorrência em ambientes costeiros impactados e estuarinos (Kim *et al.*, 2010). No modelo GLM, apenas a clorofila *a* apresentou correlação significativa com a variação da cobertura média de *Ulva* spp., um padrão esperado em ambientes estuarinos com elevada carga de nutrientes e alta biomassa primária (Kehrig *et al.*, 2007; Valentin *et al.*, 2020). Além disso, a literatura aponta a temperatura como fator determinante de episódios de crescimento explosivo de *Ulva* spp. (Kim *et al.*, 2021), bem como sua ampla tolerância a variações de salinidade (Rybak, 2018).

A ausência de uma estruturação sazonal clara no dbRDA, em contraste com respostas observadas em escala mensal, indica que a comunidade responde de forma mais intensa a variações ambientais episódicas do que a ciclos sazonais previsíveis. Esse padrão é característico de estuários com elevada instabilidade físico-química, como a BG, cuja dinâmica é modulada por influências continentais, águas costeiras e intrusões de Água Central do Atlântico Sul (Valentin *et al.*, 2020).

Em síntese, a riqueza e diversidade de espécies não variaram significativamente ao longo do experimento, o que pode estar relacionado à característica estrutural de um sistema submetido a intenso filtro ambiental. A elevada carga de nutrientes e o histórico de poluição da BG (Amador, 1997) aumentam a ocorrência de organismos altamente tolerantes e oportunistas (De Paula *et al.*, 2020), resultando em uma comunidade funcionalmente simplificada.

Esse padrão já foi amplamente documentado na Baía de Guanabara, onde são recorrentes organismos como *Tetracrita stalactifera* Lamarck, 1818, *Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828, *Amphibalanus amphitrite* Darwin, 1854, além de macroalgas oportunistas como *Cladophora* spp. e *Ulva* spp. (Puga *et al.*, 2019; Coração *et al.*, 2023). Estudos de longa duração evidenciam uma acentuada perda de

biodiversidade ao longo do tempo, especialmente de Ochrophyta, com predomínio crescente de espécies oportunistas (Taouil & Yoneshigue-Valentin, 2002; De Paula *et al.*, 2020).

Portanto, os resultados deste estudo indicam que, em sistemas estuarinos urbanos altamente impactados, como a Baía de Guanabara, a dominância de *Ulva* spp. e a homogeneização funcional da comunidade refletem não apenas processos competitivos locais, mas sobretudo a atuação persistente de filtros ambientais associados à poluição crônica, configurando um cenário de sucessão ecológica continuamente reiniciado e funcionalmente empobrecido.

7 CONCLUSÃO

A Baía de Guanabara permanece submetida a intenso aporte de resíduos sólidos, efluentes domésticos e industriais, os quais contribuem para a elevada instabilidade físico-química do sistema e impõem fortes restrições à biodiversidade local. Como típico ambiente estuarino, a Baía apresenta uma dinâmica ambiental complexa, resultante da interação entre águas fluviais e oceânicas, associada a variações frequentes de salinidade, temperatura e produtividade primária. Nesse contexto, essas condições configuram um cenário no qual os filtros ambientais exercem papel central na estruturação das comunidades bentônicas do costão rochoso. Os resultados deste estudo indicam que, mesmo na ausência dos principais organismos dominantes e bioengenheiros do costão rochoso da Baía de Guanabara, *Ulva* spp. e *Perna perna*, a comunidade bentônica manteve padrões relativamente estáveis de riqueza e diversidade entre os tratamentos. A cobertura média dos organismos da comunidade apresentou diferenças apenas entre o controle e o tratamento T1, ou seja, no cenário em que ambos os dominantes foram removidos, ocorreu um rearranjo na composição da comunidade. Além disso, diferenças sazonais também foram detectadas, com o inverno se distinguindo das demais estações pela dominância de espécies filamentosas e a diminuição da influência das espécies de *Ulva* na estruturação da comunidade. Esse padrão sugere que a própria Baía de Guanabara atua como um forte filtro ambiental, selecionando organismos funcionalmente resistentes e tolerantes às condições recorrentes de estresse e elevada variabilidade ambiental, o que limita mudanças estruturais mais pronunciadas na comunidade bentônica. Corroborando esse cenário, o modelo nulo de sobreposição de nicho evidenciou que os processos de exclusão e

sobreposição de nicho variam ao longo da sucessão ecológica. Nos tratamentos de remoção contínua de *Ulva* spp., observou-se maior exclusão de nicho associada à reabertura contínua do espaço no costão, enquanto nos tratamentos em que a *Ulva* spp se desenvolveu normalmente houve maior sobreposição de nicho entre os grupos funcionais. De maneira geral, os resultados reforçam que, em ambientes impactados, como a Baía de Guanabara, os filtros ambientais exercem papel predominante na estruturação das comunidades bentônicas. Assim, este estudo contribui para a compreensão da dinâmica de comunidades bentônicas em estuários urbanizados, destacando a importância de abordagens funcionais e experimentais para avaliar os efeitos de distúrbios ambientais contínuos.

DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA

O uso de jogos educativos como ferramenta de ensino tem se mostrado uma abordagem eficaz para promover o engajamento e a motivação dos estudantes em diferentes contextos educacionais, especialmente nas áreas das ciências naturais. Nesse contexto, este trabalho apresentou o desenvolvimento e a proposta de um jogo de cartas educativo intitulado *Duelo das Macroalgas*, destinado a alunos do Ensino Fundamental II. O jogo foi fundamentado em conceitos da ecologia de macroalgas marinhas de ambientes costeiros e teve como objetivo simular a resistência e a sobrevivência dessas espécies frente a diferentes situações ambientais, tais como insolação, chuva intensa, herbivoria, ressaca, poluição orgânica e maré baixa. O material didático foi composto por 15 cartas de macroalgas, representando cinco gêneros de cada filo, sendo cada carta avaliada por meio de um sistema de estrelas (variando de 1 a 5), que indicou a resiliência relativa das espécies frente aos diferentes distúrbios simulados. A mecânica do jogo envolveu duelos entre os participantes, nos quais um dado determinou o tipo de distúrbio ambiental. A partir desses distúrbios ambientais, os jogadores deveriam selecionar a carta mais adequada para vencer o desafio proposto. Foram utilizados gêneros de macroalgas com registro na Baía de Guanabara e na Costa do Brasil, tais como *Ulva* Linnaeus, *Chaetomorpha* Kützinger, *Jania* J.V.Lamouroux, *Centroceras* Kützinger e *Bryopsis* J.V.Lamouroux. O jogo promove importantes habilidades cognitivas envolvidas no processo de aprendizagem, como atenção, raciocínio lógico e tomada de decisão. No Duelo das Macroalgas exige-se que os jogadores analisem informações ecológicas, comparem níveis de resiliência e elaborem estratégias sobre qual carta utilizar em cada situação, desenvolvendo assim o pensamento crítico, a resolução de

problemas e a capacidade de antecipar consequências. O jogo desenvolvido foi apresentado no 1º Workshop em Divulgação Científica e Educação na Ficologia (WorkFic), no X REDEALGAS Workshop e no V Simpósio do PPGBIO, ocasiões em que foi possível aplicá-lo junto a crianças do Ensino Fundamental. Além disso, o jogo foi aplicado em evento promovido pelo Jardim Botânico, intitulado *Semana do Ecossistema Costeiro*, alcançando públicos de diferentes faixas etárias.

REFERÊNCIAS

- ABREU, Ilene Matanó; CORDEIRO, Renato Campello; SOARES-GOMES, Abílio; ABESSA, Denis Moledo S.; MARANHÃO, Luciane Alves; SANTELLI, Ricardo Erthal. Ecological risk evaluation of sediment metals in a tropical eutrophic bay, Guanabara Bay, Southeast Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, v. 109, n. 1, p. 435–445, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.030>
- AIROLDI, Laura. Effects of disturbance, life histories, and overgrowth on coexistence of algal crusts and turfs. *Ecology*, v. 81, n. 3, p. 798–814. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0798:EODLHA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0798:EODLHA]2.0.CO;2).
- LOURENÇO, Barbara Faria; FARRABOTI, Edinéia; CARVALHO, Neilton; ROSENDO, Antônio; BLOTTA, Kátia Domingues; BARAÇAL, Roseli; BARRELLA, Walter. Identificação da biodiversidade encontrada no costão rochoso da praia do Caramborê, Peruíbe, São Paulo, Brasil. *UNISANTA Bioscience*, v. 6, n. 2, p. 112–119, 2017.
- AMADOR, E.S. Baía de Guanabara e Ecossistemas Periféricos: Homem e natureza. **Reproarte Gráfica e Editora**, Rio de Janeiro, pp. 539. 1997
- ANDERSON, Marti J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, v. 26, n. 1, p. 32–46. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>.
- ANDRADE, Verônica Silveira de; ROSMAN, Paulo Cesar Colonna; AZEVEDO, José Paulo Soares de. Evaluation of baroclinic effects on mean water levels in Guanabara Bay. *RBRH*, v. 24, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180112>.
- BARBIERO, Denise C.; MACEDO, Isabela M.; MASI, Bianca P.; ZALMON, Ivo R. A removal disturbance effect on the ecological succession of a benthic intertidal community—south-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, v. 4, p. 1–8, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1017/S1755267210000813>.

- BECHERUCCI, Maria Eugenia; LLANOS, Enrique Nicolás; GARAFFO, Gonzalo Vicente; VALLARINO, Eduardo Alberto. Succession in an intertidal benthic community affected by untreated sewage effluent: a case study in the SW Atlantic shore. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 95–103. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.016>.
- BECHERUCCI, Maria Eugenia; SANTIAGO, Lucerito; BENAVIDES, Hugo Rodolfo; VALLARINO, Eduardo Alberto. Assessing sewage impact in a South-West Atlantic rocky shore intertidal algal community. **Marine Pollution Bulletin**, v. 106, n. 1–2, p. 388–394. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.038>.
- BELLO, Francesco de; LEPŠ, Jan; LAVOREL, Sandra; MORETTI, Marco. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. **Community Ecology**, v. 8, n. 2, p. 163–170. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.3>.
- BENEDETTI-CECCHI, Lisandro; TRUSSELL, Geoffrey C. Intertidal rocky shores. In: **Community types: part 2**. Sunderland: Sinauer Associates, 2013.
- BRADLEY, Peter M. Plant hormones do have a role in controlling growth and development of algae. **Journal of Phycology**, v. 27, n. 3, p. 317–321. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1991.00317.x>.
- BRAGA, A. C. da S.; TÂMEGA, F. T. de S.; PEDRINI, A. de G.; MUNIZ, R. de A. Composição e estrutura da comunidade fitobentônica do infralitoral da praia de Itaipu, Niterói, Brasil: subsídios para monitoramento e conservação. *Iheringia, Série Botânica*, v. 69, n. 2, p. 267–276, 2014. DOI: <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/90>.
- BREVES-RAMOS, André; LAVRADO, Helena Passeri; JUNQUEIRA, Andrea de Oliveira Ribeiro; SILVA, Sérgio Henrique Gonçalves da. Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 6, p. 951–965. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132005000800012>.
- BUSTAMANTE, María; TAJADURA, Javier; GOROSTIAGA, José María; SAIZ-SALINAS, José Ignacio. Response of rocky invertebrate diversity, structure and function to the vertical layering of vegetation. **Estuarine, Coastal and Shelf**

- Science**, v. 147, p. 148–155, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.06.001>.
- CADOTTE, Marc W.; ARNILLAS, Carlos A.; LIVINGSTONE, Stuart W.; YASUI, Simone-Louise E. Predicting communities from functional traits. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 9, p. 510–511, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.07.001>.
- CARNEIRO, Maria Elisa Ramos; MARQUES, Antônio Nogueira; PEREIRA, Renato Crespo; CABRAL, Marcia Maria de Oliveira; TEIXEIRA, Valéria Laneuville. Estudos populacionais de *Ulva fasciata* Delile, indicadora de poluição na Baía de Guanabara. **Nerítica**, v. 2, p. 201–212, 1987.
- CARPENTER, Robert C. Competition among marine macroalgae: a physiological perspective. **Journal of Phycology**, v. 26, n. 1, p. 6–12, 1990. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1990.00006.x>.
- CARREIRA, Renato S. et al. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. **Marine Chemistry**, v. 79, n. 3–4, p. 207–227, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(02\)00065-8](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(02)00065-8).
- CONNELL, Joseph H.; SLATYER, Ralph O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119–1144, 1977.
- CORAÇÃO, Amanda Cunha de Souza et al. Temporal dynamics of benthic communities in a hypereutrophic bay through functional groups and abiotic variables. **Marine Pollution Bulletin**, v. 197, p. 115686, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115686>.
- DE PAULA, Joel Campos et al. Long-term changes in macroalgae assemblages reveal a gradual biodiversity loss over the last 200 years in the hypereutrophic Guanabara Bay. **Marine Environmental Research**, v. 162, p. 105153, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105153>.
- DÍAZ, Sandra; CABIDO, Marcelo. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.
- DÍEZ, Iñaki et al. Ecological monitoring of intertidal phytobenthic communities of the Basque Coast following the Prestige oil spill. **Environmental Monitoring and**

- Assessment**, v. 159, n. 1–4, p. 555–575, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0651-5>.
- FIGUEROA, Félix L.; CONDE-ÁLVAREZ, Rubén; BARUFI, João Bonomi; CELIS-PLÁ, Paula S. M.; FLORES, Pedro; MALTA, Emilio J. et al. Continuous monitoring of in vivo chlorophyll a fluorescence in *Ulva rigida* (Chlorophyta) submitted to different CO₂, nutrient and temperature regimes. **Aquatic Biology**, v. 22, p. 195–212, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3354/ab00593>.
- FISTAROL, Giovana O. et al. Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, p. 1232, 2015. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01232>.
- FREITAS, Matheus Oliveira; VELASTIN, Rafael. Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) no norte catarinense, sul do Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 31–37, 2010. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v32i1.2515>.
- GASPAR, Rui; PEREIRA, Leonel; NETO, João M. Intertidal zonation and latitudinal gradients on macroalgal assemblages: species, functional groups and thallus morphology approaches. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 90–103, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.060>
- GOTELLI, Nicholas J.; ENTSMINGER, Gary L. Swap algorithms in null model analysis. **Ecology**, v. 84, n. 2, p. 532–535, 2003.
- GOTELLI, Nicholas J.; GRAVES, Gary R. **Null models in ecology**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1996.
- GOTELLI, Nicholas J.; MCGILL, Brian J. Null versus neutral models: what's the difference? **Ecography**, v. 29, n. 5, p. 793–800, out. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04714.x>.
- GUIRY, Michael D.; GUIRY, G. M. AlgaeBase. World-wide electronic publication. University of Galway, 2024. <https://www.algaebase.org>.
- HASTINGS, Alan et al. Ecosystem engineering in space and time. **Ecology Letters**, v. 10, n. 2, p. 153–164, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00997.x>
- KEHRIG, Helena do Amaral; COSTA, Monica; MALM, Olaf. Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhão da Baía de Guanabara – Rio de Janeiro. **Tropical Oceanography, Recife**, v. 35, n. 1, p. 32–50, 2007.

- KIM, Jeong-Hoon et al. Effects of temperature and irradiance on photosynthesis and growth of a green-tide-forming species (*Ulva linza*) in the Yellow Sea. **Journal of Applied Phycology**, v. 23, p. 421–432, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10811-010-9590-y>.
- KIM, Jeong-Hoon; ZHAO, Zhi-Xin; KIM, Young-Sik. Variation in germling growth in the green tide-forming alga *Ulva intestinalis* (Chlorophyta) in response to gradients in salinity, temperature, light, and nutrients. **Journal of Applied Phycology**, v. 33, p. 3951–3962, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10811-021-02563-4>.
- KOHLER, Kevin E.; GILL, Shaun M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers & Geosciences**, v. 32, n. 9, p. 1259–1269, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2005.11.009>.
- LITTLER, Mark M.; LITTLER, Diane S. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. **The American Naturalist**, v. 116, n. 1, p. 25–44, 1980.
- LIU, Kun et al. Functional trait composition and diversity patterns of marine macrobenthos across the Arctic Bering Sea. **Ecological Indicators**, v. 102, p. 673–685, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.029>.
- LOURENÇO, Barbara Faria; FARRABOTI, Edinéia; CARVALHO, Neilton; ROSENDO, Antonio; BLOTTA, Katia Domingues; BARAÇAL, Roseli; BARRELLA, Walter. Identificação da biodiversidade encontrada no costão rochoso da praia do Caramborê, Peruíbe, São Paulo, Brasil. **UNISANTA Bioscience**, v. 6, n. 2, p. 112–119, 2017.
- MARTINS, Gustavo M. et al. Successional convergence in experimentally disturbed intertidal communities. **Oecologia**, v. 186, n. 2, p. 507–516, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-017-4022-1>.
- MCCLANAHAN, Timothy R. Primary succession of coral-reef algae: differing patterns on fished versus unfished reefs. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 218, n. 1, p. 77–102, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00069-5](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00069-5).
- MORENO, Tatiane Regina; ROCHA, Rosana Moreira da. Ecologia de costões rochosos. **Estudos de Biologia**, v. 34, n. 83, p. 192–201, 2012. DOI: <https://doi.org/10.7213/estud.biol.7332>.

- ORFANIDIS, Sotiris; PANAYOTIDIS, Panayotis; UGLAND, Karl I. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. **Mediterranean Marine Science**, v. 12, n. 1, p. 199–231, 2011. DOI: <https://doi.org/10.12681/mms.60>.
- OSAWA, Yumiko; TOKESHI, Mutsunori. Niche relations in a small world: epizoic algae on an intertidal gastropod. **Population Ecology**, v. 62, n. 4, p. 395–407, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/1438-390X.12065>.
- PARANHOS, Rodolfo; MAYR, Leticia M. Seasonal patterns of temperature and salinity in Guanabara Bay, Brazil. **Fresenius Environmental Bulletin**, Basel, v. 2, p. 647–652, 1993.
- PESSOA, Luiz Antonio et al. Spatio-temporal sublittoral macrobenthic distribution and dominant species in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 81, n. 3, p. 750–764, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230792>.
- PIERRI, Bianca dos Santos; FOSSARI, Thais Deitos; MAGALHÃES, André Ricardo Magalhães. O mexilhão *Perna perna* no Brasil: nativo ou exótico? **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 68, n. 2, p. 404–414, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4162-8534>.
- PLATT, William J.; CONNELL, Joseph H. Natural disturbances and directional replacement of species. **Ecological Monographs**, v. 73, n. 4, p. 507–522, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1890/01-0552>.
- PUGA, Camila A. et al. Multi-year changes of a benthic community in the mid-intertidal rocky shore of a eutrophic tropical bay (Guanabara Bay, RJ – Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, p. 106265, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106265>.
- ROMERO, Gustavo Q.; GONÇALVES-SOUZA, Thiago; VIEIRA, Camila; KORICHEVA, Julia. Ecosystem engineering effects on species diversity across ecosystems: a meta-analysis. **Biological Reviews**, v. 90, n. 3, p. 877–890, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12138>.
- ROSENFELDER, Natalie et al. Thorough analysis of polyhalogenated compounds in ray liver samples off the coast of Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, n. 2, p. 379–389, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0569-2>.

- RYBAK, Andrzej Stanisław; GĄBKA, Maciej. The influence of abiotic factors on the bloom-forming alga *Ulva flexuosa* (Ulvaceae, Chlorophyta). **Journal of Applied Phycology**, v. 30, n. 2, p. 1405–1416, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10811-017-1301-5>.
- SANTOS, Fernanda Silva dos; NEVES, Raquel A. F.; CRAPEZ, Mirian Araújo Carlos; TEIXEIRA, Valéria Laneuville; KREPSKY, Natascha. How does the brown mussel *Perna perna* respond to environmental pollution? A review on pollution biomarkers. *Journal of Environmental Sciences*, v. 111, p. 412–428, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2021.04.006>
- SIMÕES, Bruna G. S.; PUGA, Camila A.; JUNQUEIRA, Andrea O. R. Temporal variation of rocky shore biota of Guanabara Bay in a long-term Atlantic context. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 28, n. 2, p. 1–7, 2024.
- SIMÕES, Ienara; GUIMARAENS, Mariana; OLIVEIRA-CARVALHO, Maria de Fátima; VALDEVINO, Jurandir; PEREIRA, Sonia. Avaliação florística e sucessão ecológica das macroalgas em recifes na praia de Piedade (PE). **Neotropical Biology And Conservation**, [S.L.], v. 4, n. 1, p. 49-56, 2009. Pensoft Publishers. DOI: <http://dx.doi.org/10.4013/nbc.2009.41.07>
- STENECK, Robert S.; DETHIER, Megan N. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, v. 69, p. 476–498, 1994.
- TÂMEGA, Fernanda T. de Souza; FIGUEIREDO, Mutue T. A. O. Distribution of crustose coralline algae (Corallinales, Rhodophyta) in the Abrolhos reefs, Bahia, Brazil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 4, p. 941–947, 2007.
- TAOUIL, André; YONESHIGUE-VALENTIN, Yocie. Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). **Brazilian Journal of Botany**, v. 25, n. 4, p. 405–412, 2002.
- TARAKHOVSKAYA, Elena R.; MASLOV, Yuri I.; SHISHOVA, Marina F. Phytohormones in algae. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 54, p. 163–170, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1021443707020021>.
- TEIXEIRA, Valéria L. et al. Seasonal variations in infralittoral seaweed communities under a pollution gradient in Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Brazil). **Ciencia & Cultura**, v. 39, n. 4, p. 423–428, 1987.

- Teixeira, Valéria Laneuville and M.R. Jorge. “A estratégia de dominância de *Ulva fasciata* Delile na Baía de Guanabara” In *Efeitos de Poluentes Em Organismos Marinhos. Arte e Ciência*, edited by R. Moraes. São Paulo: Villipress. 2001
- TEIXEIRA-LEITE, Clara V.; VIANNA, Marcelo. Building a baseline: a survey of the composition and distribution of the ichthyofauna of Guanabara Bay. **Neotropical Ichthyology**, v. 21, n. 2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0068>.
- VALENTIN, Jean Louis et al. Mesozooplâncton e massas d’água na Baía de Guanabara: dez anos de monitoramento. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 2, p. 349–364, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.09>.
- VILLAS BÔAS, Adriana B.; FIGUEIREDO, Mutue T. A. O.; VILLAÇA, Rita C. Colonization and growth of crustose coralline algae on the Rocas Atoll. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 53, n. 3–4, p. 147–156, 2005.
- VILLÉGER, Sébastien; MASON, Norman W. H.; MOUILLOT, David. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.
- YOSHIDA, Goro; UCHIMURA, Masayuki; HIRAOKA, Masanori. Persistent occurrence of floating *Ulva* green tide in Hiroshima Bay, Japan. **Hydrobiologia**, v. 758, n. 1, p. 223–233, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2292-3>.
- SILVA, Maria Augusta Martins da et al. Praias da Baía de Guanabara no estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 17, n. 2, p. 206–225, 2016. DOI: <https://doi.org/10.20502/rbg.v17i2.839>.

Apêndice 1. Riqueza de espécies registradas na comunidade ao redor do experimento, obtida por busca ativa.

Espécies	Datas de Coleta
Chlorophyta	
<i>Boodleopsis pusilla</i> (Collins) W.R. Taylor, A.B. Joly & Bernatowicz	07/06/2024

<i>Bryopsis pennata</i> J.V. Lamouroux	07/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Bryopsis plumosa</i> (Hudson) C. Agardh	09/05/2025; 24/05/2024; 28/11/2024;
<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützinger	29/01/2025
<i>Chaetomorpha antennina</i> (Bory) Kützinger	27/03/2024; 26/04/2024; 24/05/2024; 25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Ulva aragoënsis</i> (Bliding) Maggs	26/04/2024; 24/05/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Ulva kanagawae</i> V. Carneiro, N.T. Martins & Cassano	26/04/2024; 25/06/2024; 03/09/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus	27/03/2024; 24/05/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025
<i>Ulva ohnoi</i> Hiraoka & S. Shimada	27/03/2024; 26/04/2024; 24/05/2024; 25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025
Rhodophyta	
<i>Centroceras gasparrinii</i> (Meneghini) Kützinger	27/03/2024; 26/04/2024; 24/05/2024; 07/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025

<i>Ceramium</i> spp	22/07/2024; 07/08/2024; 01/10/2024; 18/10/2024
<i>Ceramium tenerrimum</i> (G.Martens) Okamura	27/02/2025; 14/03/2025
<i>Ceramium brevizonatum</i> var. <i>caraibicum</i> H.E. Petersen & Børgesen	28/11/2024
<i>Ceramium luetzelburgii</i> O.C.Schmidt	07/06/2024
<i>Dasya rigidula</i> (Kützinger) Ardissonne	28/11/2024
<i>Gastroclonium parvum</i> (Hollenberg) C.F. Chang & B.M.Xia	27/03/2024; 26/04/2024; 24/05/2024; 25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Gelidiopsis variabilis</i> (Greville ex J.Agardh) F.Schmitz	03/09/2024; 18/10/2024; 29/01/2025
<i>Gelidiorariphycus gahunbooi</i> Iha, Freshwater & M.C.Oliveira	27/02/2025; 14/03/2025
<i>Grateloupia filicina</i> (J.V.Lamouroux) C.Agardh	27/03/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 18/10/2024
<i>Grateloupia</i> spp	27/02/2025; 14/03/2025

<i>Grateloupia turuturu</i> Y.Yamada	27/03/2024; 24/05/2024; 03/09/2024; 18/10/2024
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i> (Turner) Martius	28/11/2024; 27/02/2025
<i>Herposiphonia delicatula</i> Hollenberg	28/11/2024
<i>Herposiphonia secunda</i> (C. Agardh) Ambrohn	18/10/2024
<i>Herposiphonia</i> spp	29/01/2025
<i>Herposiphonia tenella</i> (C. Agardh) Ambrohn	24/05/2024; 25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Hypnea edeniana</i> F.Nauer, V.Cassano & M.C.Oliveira	18/10/2024
<i>Hypnea pseudomusciformis</i> Nauer, Cassano & M.C.Oliveira	22/07/2024; 01/10/2024; 18/10/2024
<i>Jania adhaerens</i> J.V.Lamouroux	22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 18/10/2024
<i>Jania pedunculata</i> J.V.Lamouroux	28/11/2024

<i>Jania crassa</i> J.V.Lamouroux	27/03/2024; 26/04/2024; 24/05/2024; 25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i> (P.Crouan & H.Crouan) Falkenberg	24/05/2024; 25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 28/11/2024; 29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025
<i>Polysiphonia scopulorum</i> Harvey	22/07/2024; 03/09/2024; 18/10/2024; 29/01/2025
<i>Polysiphonia</i> spp	29/01/2025
<i>Pseudoceramium tenerrimum</i> (G.Martens) Barros-Barreto & Maggs	27/03/2024; 25/06/2024
<i>Pterocladella</i> B.Santelices & Hommersand,	29/01/2025
<i>Pterocladella capillacea</i> (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand	07/08/2024
<i>Pyropia acanthophora</i> (E.C.Oliveira & Coll) M.C.Oliveira, D.Milstein & E.C.Oliveira	18/10/2024
Ochrophyta	
<i>Feldmannia mitchelliae</i> (Harvey) H.-S.Kim	25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 28/11/2024;
<i>Neoralsia expansa</i> (J.Agardh) P.-E.Lim & H.Kawai ex Cormaci & G.Furnari	27/03/2024; 26/04/2024; 09/05/2025; 24/05/2024; 07/06/2024; 25/06/2024; 22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024; 01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024;

29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025

Petalonia fascia (O.F.Müller) Kuntze

28/11/2024

Invertebrados

27/03/2024; 26/04/2024; 09/05/2025;

24/05/2024; 07/06/2024; 25/06/2024;

Apothyale media (Dana, 1853)

22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024;

01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024;

29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025

27/03/2024; 26/04/2024; 09/05/2025;

24/05/2024; 07/06/2024; 25/06/2024;

Perna perna (Linnaeus, 1758)

22/07/2024; 07/08/2024; 03/09/2024;

01/10/2024; 18/10/2024; 28/11/2024;

29/01/2025; 27/02/2025; 14/03/2025

Cianobacteria

Oscillatoriales

22/07/2024; 07/08/2024

Apêndice 2: Valores de OI (*Observed Index*), MSI (*Mean Simulated Index*) e SES (*Standardized Effect Size*) derivados de modelos nulos (utilizando o Índice de *Pianka*), indicando padrões de sobreposição (SES +) e exclusão de nicho (SES -) entre pares de grupos funcionais da comunidade bentônica no Controle e nos tratamentos experimentais.

	Controle					
	Exclusão competitiva			Sobreposição de Nicho		
	OI	MSI	SES	OI	MSI	SES
Folhosa verde X Calcárea Articulada	0.576	0.649	-1.146			
Folhosa verde X Filamentosa Verde	0.623	0.667	-0.707			
Folhosa verde X Filamentosa Parda				0.329	0.253	0.915
Folhosa verde X Filamentosa Vermelha	0.584	0.646	-0.963			
Folhosa verde X Cirripedio Filtrador				0.790	0.790	0.003
Folhosa verde X Bivalve Filtrador	0.443	0.446	-0.047			
Folhosa verde X Poliqueta Filtrador				0.757	0.721	0.654

Folhosa verde X Biofilme Bacteriano				0.727	0.711	0.271
Folhosa verde X Raspador	0.304	0.321	-0.197			
Folhosa verde X Crostosa Calcárea Vermelha	0.812	0.827	-0.355			
Folhosa verde X Crostosa Parda	0.760	0.798	-0.798			
Folhosa verde X Crostosa Vermelha				0.467	0.451	0.179
Folhosa verde X Corticada vermelha				0.738	0.003	0.591
Folhosa verde X Predador				0.254	0.006	0.908
Bivalve Filtrador X Folhosa Verde	0.443	0.445	-0.036			
Bivalve Filtrador X Calcárea Articulada				0.694	0.319	2.099
Bivalve Filtrador X Filamentosa Verde	0.166	0.33	-0.943			
Bivalve Filtrador X Filamentosa Parda	0.036	0.132	-0.391			
Bivalve Filtrador X Filamentosa Vermelha	0.092	0.376	-1.920			
Bivalve Filtrador X Cirripedio Filtrador				0.419	0.39	0.215
Bivalve Filtrador X Poliqueta Filtrador	0.211	0.351	-0.874			
Bivalve Filtrador X Biofilme Bacteriano				0.665	0.350	1.934
Bivalve Filtrador X Raspador				0.748	0.016	2.546
Bivalve Filtrador X Crostosa Calcárea Vermelha	0.395	0.411	-0.136			
Bivalve Filtrador X Crostosa Parda	0.264	0.391	-0.962			
Bivalve Filtrador X Crostosa Vermelha	0.027	0.225	-0.914			
Bivalve Filtrador X Corticada vermelha				1	0.67	3.504
Bivalve Filtrador X Predador				0.25	0.209	0.251

Tratamento 1 – Retirada de *Ulva* spp. e *Perna perna*

Folhosa verde X Calcárea Articulada				0.496	0.468	0.243
Folhosa verde X Filamentosa Verde	0.662	0.72	-0.764			
Folhosa verde X Filamentosa Parda	0.113	0.236	-0.960			
Folhosa verde X Filamentosa Vermelha				0.756	0.719	0.48
Folhosa verde X Cirripedio Filtrador	0.480	0.562	-0.805			
Folhosa verde X Bivalve Filtrador	0.345	0.369	-0.200			
Folhosa verde X Poliqueta Filtrador	0.433	0.680	-3.060			
Folhosa verde X Biofilme Bacteriano	0.412	0.518	-0.976			
Folhosa verde X Raspador	0.386	0.554	-1.625			
Folhosa verde X Crostosa Calcárea Vermelha	0.736	0.845	-2.931			
Folhosa verde X Crostosa Parda	0.516	0.642	-1.387			
Folhosa verde X Crostosa Vermelha	0.324	0.571	-2.468			
Folhosa verde X Corticada vermelha	0.593	0.631	-0.411			
Folhosa verde X Predador	0.248	0.332	-0.691			
Bivalve Filtrador X Folhosa Verde				0.772	0.003	3.659
Bivalve Filtrador X Calcárea Articulada				0.496	0.468	0.243
Bivalve Filtrador X Filamentosa Verde	0.662	0.720	-0.764			
Bivalve Filtrador X Filamentosa Parda	0.113	0.236	-0.960			
Bivalve Filtrador X Filamentosa Vermelha	0.098	0.336	-1.666			
Bivalve Filtrador X Cirripedio Filtrador	0.480	0.562	-0.805			
Bivalve Filtrador X Poliqueta Filtrador	0.433	0.680	-3.060			
Bivalve Filtrador X Biofilme Bacteriano	0.412	0.518	-0.976			
Bivalve Filtrador X Raspador	0.386	0.554	-1.625			
Bivalve Filtrador X Crostosa Calcárea Vermelha	0.736	0.845	-2.931			
Bivalve Filtrador X Crostosa Parda	0.516	0.642	-1.387			
Bivalve Filtrador X Crostosa Vermelha	0.324	0.571	-2.468			

Bivalve Filtrador X Corticada vermelha				1	0.51	3.676
Bivalve Filtrador X Predador	0.266	0.425	-1.004			
Tratamento 2 – Retirada de <i>Perna perna</i>						
Folhosa verde X Calcárea Articulada				0.616	0.594	0.757
Folhosa verde X Filamentosa Verde				0.822	0.812	0.447
Folhosa verde X Filamentosa Parda				0.320	0.265	1.599
Folhosa verde X Filamentosa Vermelha	0.817	0.825	-0.399			
Folhosa verde X Cirripedio Filtrador	0.584	0.613	-1.019			
Folhosa verde X Bivalve Filtrador				0.523	0.520	0.109
Folhosa verde X Poliqueta Filtrador	0.804	0.828	-1.175			
Folhosa verde X Biofilme Bacteriano	0.650	0.663	-0.473			
Folhosa verde X Raspador				0.532	0.501	0.995
Folhosa verde X Crostosa Calcárea Vermelha	0.906	0.924	-1.317			
Folhosa verde X Crostosa Parda	0.653	0.666	-0.490			
Folhosa verde X Crostosa Vermelha	0.610	0.612	-0.077			
Folhosa verde X Corticada vermelha				0.786	0.785	0.024
Folhosa verde X Predador				0.288	0.263	0.705
Bivalve Filtrador X Folhosa Verde				0.982	0.000	3.641
Bivalve Filtrador X Calcárea Articulada				0.616	0.594	0.758
Bivalve Filtrador X Filamentosa Verde				0.821	0.000	0.447
Bivalve Filtrador X Filamentosa Parda				0.320	0.265	1.599
Bivalve Filtrador X Filamentosa Vermelha				0.546	0.436	0.84
Bivalve Filtrador X Cirripedio Filtrador	0.584	0.613	-1.019			
Bivalve Filtrador X Poliqueta Filtrador	0.804	0.828	-1.175			
Bivalve Filtrador X Biofilme Bacteriano	0.650	0.663	-0.473			
Bivalve Filtrador X Raspador				0.532	0.501	0.995
Bivalve Filtrador X Crostosa Calcárea Vermelha	0.906	0.924	-1.317			
Bivalve Filtrador X Crostosa Parda	0.653	0.666	-0.490			
Bivalve Filtrador X Crostosa Vermelha	0.610	0.612	-0.077			
Bivalve Filtrador X Corticada vermelha	0.193	0.415	-1.553			
Bivalve Filtrador X Predador				0.495	0.138	1.567
Tratamento 3 – Retirada de <i>Ulva</i> spp.						
Folhosa verde X Calcárea Articulada				0.665	0.593	0.7
Folhosa verde X Filamentosa Verde	0.697	0.743	-0.646			
Folhosa verde X Filamentosa Parda	0.147	0.234	-0.652			
Folhosa verde X Filamentosa Vermelha				0.636	0.636	0.314
Folhosa verde X Cirripedio Filtrador	0.372	0.425	-0.432			
Folhosa verde X Bivalve Filtrador				0.454	0.386	0.546
Folhosa verde X Poliqueta Filtrador	0.498	0.519	-0.184			
Folhosa verde X Biofilme Bacteriano	0.189	0.373	-1.457			
Folhosa verde X Raspador	0.426	0.435	-0.080			
Folhosa verde X Crostosa Calcárea Vermelha	0.741	0.805	-1.238			
Folhosa verde X Crostosa Parda	0.538	0.656	-1.290			
Folhosa verde X Crostosa Vermelha	0.360	0.426	-0.540			
Folhosa verde X Corticada vermelha	0.656	0.685	-0.344			
Folhosa verde X Predador	0.039	0.23	-1.410			
Bivalve Filtrador X Folhosa Verde				1	0.749	3.568
Bivalve Filtrador X Calcarea Articulada				0.665	0.593	0.700

Bivalve Filtrador X Filamentosa Verde	0.697	0.743	-0.646
Bivalve Filtrador X Filamentosa Parda	0.147	0.234	-0.652
Bivalve Filtrador X Filamentosa Vermelha	0.249	0.329	-0.472
Bivalve Filtrador X Cirripedio Filtrador	0.372	0.425	-0.432
Bivalve Filtrador X Poliqueta Filtrador	0.498	0.519	-0.184
Bivalve Filtrador X Biofilme Bacteriano	0.189	0.373	-1.457
Bivalve Filtrador X Raspador	0.426	0.435	-0.080
Bivalve Filtrador X Crostosa Calcárea Vermelha	0.741	0.805	-1.238
Bivalve Filtrador X Crostosa Parda	0.538	0.656	-1.290
Bivalve Filtrador X Crostosa Vermelha	0.360	0.426	-0.540
Bivalve Filtrador X Corticada vermelha	0.068	0.351	-1.871
Bivalve Filtrador X Predador	0.000	0.121	-0.507
