

Universidade Federal Fluminense
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra

Renan Martins Amorim

Variabilidade espaço-temporal da macrofauna bentônica no sistema lagunar Maricá-Guarapina/RJ : Avaliação dos fatores estruturantes da comunidade e índices bióticos em um contexto de biorremediação microbiana.

Niterói, RJ
2025

Renan Martins Amorim

Variabilidade espaço-temporal da macrofauna bentônica no sistema lagunar Maricá-Guarapina/RJ : Avaliação dos fatores estruturantes da comunidade e índices bióticos em um contexto de biorremediação microbiana.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para obtenção do título de Doutor. Área de concentração: Ecologia Marinha (Sistemas Bentônicos).

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Cinthya Simone Gomes Santos

Niterói, RJ
2025

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG
Gerada com informações fornecidas pelo autor

A524v Amorim, Renan Martins
Variabilidade espaço-temporal da macrofauna bentônica no sistema lagunar Maricá-Guarapina/RJ : Avaliação dos fatores estruturantes da comunidade e índices bióticos em um contexto de biorremediação microbiana. / Renan Martins Amorim. - 2025.
139 p.: il.

Orientador: José Antônio Baptista Neto.
Coorientador: Cinthya Simone Gomes Santos.
Tese (doutorado)-Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Niterói, 2025.

1. Qualidade ecológica. 2. Indicadores ambientais. 3. Gestão costeira integrada. 4. Revitalização. 5. Produção intelectual. I. Baptista Neto, José Antônio, orientador. II. Santos, Cinthya Simone Gomes, coorientadora. III. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDD - XXX

Renan Martins Amorim

Variabilidade espaço-temporal da macrofauna bentônica no sistema lagunar Maricá-Guarapina/RJ : Avaliação dos fatores estruturantes da comunidade e índices bióticos em um contexto de biorremediação microbiana.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para obtenção do título de Doutor. Área de concentração: Ecologia Marinha (Sistemas Bentônicos).

Aprovada em

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto
(Orientador)
Departamento de Geologia e
Geofísica Marinha da UFF

Prof. Dr. Paulo Cesar de Paiva
Instituto de Biologia da UFRJ

Profª. Drª. Cinthya Simone Gomes
Santos (Co-orientadora)
Departamento de Biologia Marinha
da UFF

Profª. Drª. Helena Passeri Lavrado
Instituto de Biologia da UFRJ

Dr. Khauê Silva Vieira
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Cleverson Guizan Silva
Departamento de Geologia e
Geofísica Marinha da UFF

Dr. Alex da Silva Freitas
Universidade Federal Fluminense

DEDICATÓRIA

“A amizade é desnecessária – como a filosofia, como a arte, como o próprio universo (pois Deus não precisava criar). Ela não tem valor de sobrevivência; ela é antes, uma das coisas que dão valor à sobrevivência”.

(C.S. Lewis)

“Ter tempo é possuir o bem mais precioso para quem aspira a grandes coisas.”

(Plutarco)

“A experiência é um troféu composto de todas as armas que nos feriram”.

(Marco Aurélio)

“A minha graça é suficiente para você, pois o meu poder se aperfeiçoa na fraqueza.”
(2 Coríntios 12:9)

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus que me orientou, me deu forças e graça para conseguir chegar até esse momento. Meus agradecimentos também a minha querida família, que é o meu porto seguro, à Camila, minha amada esposa, e ao meu filho Vitor. Vocês são o motivo de eu querer persistir e nunca desistir!

Quero registrar o meu agradecimento ao Projeto Lagoa Viva pela infra-estrutura, suporte financeiro e apoio técnico-administrativo. Agradeço ao Prof. José Antônio (DOT/UFF) que aceitou ser meu orientador durante um momento difícil já no final do doutorado. Meus agradecimentos também à minha co-orientadora, Prof^a Cynthia Santos (PBMAC/UFF), por ter cedido o espaço do seu laboratório para a triagem das primeiras amostras e por todos os aprendizados envolvendo a identificação taxonômica de poliquetas. Agradeço também ao Prof. Fábio Pitombo (PBMAC/UFF) pela identificação das cracas, ao Prof. André Senna (Uerj/FFP) pela identificação dos crustáceos anfípodos e à Prof^a Cátia Barbosa (Geoquímica/UFF) pelas fotografias em MEV dos ostracodas e aos Profs João Coimbra (UFRGS) e Cristianini Bergue (UFRGS) por identificá-los a partir das imagens. Silvana, minha terapeuta, muito obrigado por toda ajuda psicológica que foi de vital importância para eu conseguir gerenciar os meus desafios pessoais de uma forma afirmativa.

Tenho especial gratidão a todos os amigos e colegas de profissão desses últimos intensos anos do doutorado. Alexander, Moisés e Cinei um salve por todos os campos e momentos leves já compartilhados. Khauezito por toda paciência que já teve comigo nas poucas peladas e momentos sérios também. Alex Freitas e Alain Póvoa, valeu por todas as trocas científicas! Às colegas do administrativo por todo suporte que já me deram: Adriana, Patrícia e Jane. Aos veteranos da minha equipe: Mahathma Aguiar, Pedro Sant`Anna e Laina Caetano muito obrigado pelo compromisso incansável de vocês em manterem as triagens do laboratório em dia e por todos os bons momentos catárticos que já tivemos juntos. Ao corpo atual de estagiários, eu agradeço de coração pela determinação e ajuda de vocês na bancada: Tamar, Poliana, Lucileine, Patrick, Danyelle e Beatriz. Meu reconhecimento e consideração se estendem a todos os colegas e ex-integrantes que já passaram pelo laboratório de macrofauna: Lucas, Ysamara, Leydjane, Amanda, Raphael, Laura e Camila Anhaia. Por fim, dedico essa tese a toda equipe Biocentro, Biofábrica e Ciamar, assim como amigos pessoais (Miguel, Cespe, Ricardo, Peter, Lucas Martins), familiares (André, Amanda, Thais, Bruna, Thiago), sobrinhas (Aninha e Bibi), sobrinhos (Joshua e Noah) e aos meus pais e parentes.

RESUMO

AMORIM, Renan Martins. **Variabilidade espaço-temporal da macrofauna bentônica no sistema lagunar Maricá-Guarapina/RJ: Avaliação dos fatores estruturantes da comunidade e índices bióticos em um contexto de biorremediação microbiana.** 2025. 139f. Tese (Doutorado em Ecologia Marinha: Sistemas Bentônicos) - Universidade Federal Fluminense, Niterói/RJ, 2025.

Esta pesquisa avaliou os efeitos ecológicos da aplicação experimental de um consórcio microbiano como estratégia de biorremediação em uma laguna costeira rasa, tropical e salobra: a Laguna de Araçatiba, situada no município de Maricá, RJ. A investigação foi conduzida ao longo de 12 campanhas de monitoramento (2021–2023), com 30 estações de amostragem, distribuídas entre áreas próximas e distantes dos pontos de aplicação do biorremediador. Foram analisados dados físico-químicos da água e do sedimento, e indicadores biológicos da macrofauna bentônica, com ênfase na classificação funcional dos organismos em grupos ecológicos (sensíveis, indiferentes, tolerantes e oportunistas de 1ª e 2ª ordem). A aplicação de análises multivariadas (RDA, SIMPER), correlações de Spearman e índices bióticos (AMBI, M-AMBI) permitiu identificar respostas espaciais distintas da comunidade bentônica. As áreas próximas da biorremediação apresentaram reorganização ecológica em curso, com aumento da abundância relativa de oportunistas e ocorrência pontual de organismos sensíveis, enquanto as áreas distantes mantiveram uma estrutura funcionalmente tolerante, porém com uma estrutura de comunidade funcionalmente limitada. Os resultados evidenciam que a biorremediação promoveu alterações locais relevantes, mas ainda não suficientes para a restauração ecológica plena do sistema. O estudo destaca a importância de abordagens integrativas e de longo prazo na avaliação de intervenções ambientais em ecossistemas estuarino-lagunares tropicais, contribuindo com subsídios científicos para a gestão sustentável dessas áreas.

Palavras-chave: Qualidade ecológica. Indicadores ambientais. Gestão costeira integrada.

Revitalização microbiana. Macroinvertebrados.

ABSTRACT

This study assessed the ecological effects of an experimental application of a microbial consortium as a bioremediation strategy in a shallow, tropical, brackish coastal lagoon: Araçatiba Lagoon, located in Maricá, RJ, Brazil. The research was conducted over 12 sampling campaigns (2021–2023), covering 30 stations distributed between areas near and distant from the bioremediation points. Water and sediment physicochemical parameters were analyzed alongside biological indicators from benthic macrofauna, focusing on the functional classification of organisms into ecological groups (sensitive, indifferent, tolerant, and first- and second-order opportunists). Multivariate analyses (RDA, SIMPER), Spearman correlation matrices, and biotic indices (AMBI, M-AMBI) revealed spatially distinct responses in the benthic community. Stations near the microbial application sites showed evidence of ongoing ecological reorganization, with increased relative abundance of opportunistic taxa and occasional sensitive organisms, whereas distant areas retained a tolerant but functionally limited community structure. Results suggest that the microbial treatment induced relevant localized changes but has yet to achieve full ecological restoration of the system. The findings highlight the importance of integrative, long-term monitoring approaches to evaluate environmental interventions in tropical estuarine-lagoon systems and provide scientific insights for their sustainable management.

Keywords: Quality ecology. Environmental indicators. Integrated coastal management.

Bottom-up revitalization. Macroinvertebrates.

1. Lista de Figuras

Figura 1: Diagrama representativo das mudanças na abundância e tipos de espécies ocorrendo ao longo de um gradiente de enriquecimento orgânico genérico (Extraído de Pearson & Rosenberg, 1978).	6
Figura 2: Os estágios sucessionais ecológicos da fauna ao longo de um gradiente de perturbação de enriquecimento orgânico. O alto enriquecimento orgânico consome oxigênio, resultando em sedimentos reduzidos com possibilidades limitadas de sobrevivência da macrofauna; apenas algumas espécies oportunistas conseguem tolerar esse ambiente. À medida que a distância até a fonte aumenta, a macrofauna se torna mais presente. A comunidade final, altamente diversa, é composta por grandes espécies escavadoras. Modelo baseado em Pearson e Rosenberg, 1978.	7
Figura 3: Modelo conceitual de Pearson & Rosenberg (1978) da resposta bentônica ao enriquecimento orgânico. Extraído de Ansari et al.(2014).	8
Figura 4: Modelo teórico que expõe a ordenação das espécies da macrofauna bentônica de sedimento em cinco grupos ecológico, de acordo com a sua sensibilidade a um gradiente crescente de poluição orgânica (Borja & Muxika, 2005).	10
Figura 5: Área de estudo com as 30 estações que compõem a malha amostral na laguna de Araçatiba.	20
Figura 6: Padrão do regime de chuvas em Maricá, evidenciando duas estações bem definidas – seca (abril a outubro) e chuvosa (novembro a março). Fonte: WeatherSpark.com	21
Figura 7: Registros da etapa da amostragem do sedimento com auxílio do busca fundo do tipo van Veen. (A) Embarcação de coleta na laguna de Araçatiba. (B) Busca fundo van Veen utilizado na amostragem. (C) Sedimento recém coletado. (D) Sacos com as triplicatas das amostras amarrados com um lacre.	22
Figura 8: Registro de diferentes etapas da atividade de campo envolvendo medições in situ da água e lavagem/fixação das amostras de macrobentos. (A) Sacos com as triplicatas de amostras recém coletadas. (B) Lavagem em campo com peneira 0,5 mm. (C) Medição in situ com sonda multiparâmetros. (D) Amostra limpa após a lavagem.	24
Figura 9: Mapa do SLMG com os locais de aplicação semanal do biorremediador em córregos e canais.	24
Figura 10: Registros da aplicação do consórcio microbiano em rios e canais da bacia hidrográfica do SLMG.	26
Figura 11: Algumas espécies de poliquetas presentes no SLMG. (a) <i>Alitta succinea</i> (b) <i>Laeonereis acuta</i> (c) <i>Sigambra sp</i> (d) <i>Streblospio spp</i> (e) <i>Capitela spp</i> (f) <i>Oligoqueta</i> (g) <i>Heteromastus filiformis</i>	34
Figura 12: Espécies de moluscos encontradas no SLMG. (a) <i>Heleobia australis</i> (b) <i>Mytilopsis leucophaeata</i> (c) <i>Melanoides tuberculatus</i> (d) <i>Anomalocardia flexuosa</i> .	36
Figura 13: Espécies de crustáceos encontrados no SLMG. (a) <i>Amphibalanus cf. Improvisus</i> (b) <i>Cyprideis sp</i> (c) <i>Melita cf. Lagunaae</i> (d) <i>Sinelobus cf. Stanfordi</i> (e) <i>Chelorchestia darwinii</i> (f) <i>Paramicrodeutopus Schmitti</i> (g) <i>Cassidinedea fluminensis</i> (h) <i>Neohelice granulata</i>	39
Figura 14: Indivíduos de diferentes grupos taxonômicos: (a) cnidária (Actiniaria) (b) sipúncula(c) nematódeo (d) larva de Chironomidae.	41
Figura 15: Resultados do índice AMBI (Índice Biológico Marinho) para os períodos pré e pós tratamento em Araçatiba. Legenda: Sem impacto = ótimo ; impacto leve = bom ; impacto moderado = médio ; impacto forte = pobre e impacto extremo = ruim. n pré tratamento = 90 ; n pós tratamento = 300	42
Figura 16: Resultados do índice M-AMBI (Índice Biológico Marinho Multivariado) para os períodos pré e pós tratamento em Araçatiba. Legenda acerca da qualidade ambiental: azul (ótimo); verde (bom); amarelo (moderado); laranja (pobre) e vermelho (ruim). n pré tratamento = 90 ; n pós tratamento = 300	43
Figura 17: Box-plots da variação da riqueza em cada estação amostral ao longo do monitoramento. Legenda: mediana, quartil e min-max.	44
Figura 18: Box-plots da variação da abundância (ind/m ²) em cada estação amostral. Legenda: mediana, quartil e min-max	44

Figura 19: Box-plots da variação da riqueza taxonômica nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max.....	45
Figura 20: Box-plots da variação da densidade do macrobentos (ind/m ²) nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max.....	46
Figura 21: Box-plots da variação do índice de diversidade de Shannon nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max.....	46
Figura 22: Box-plots da variação do índice de Shannon nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max.....	47
Figura 23: Box-plots da variação do índice AMBI nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max	47
Figura 24: Box-plots da variação do índice AMBI nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max	48
Figura 25: Box-plots da variação do índice M-AMBI nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max.....	48
Figura 26: Box-plots da variação do índice M-AMBI nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max.....	49
Figura 27: Box-plots da variação do IQA nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max	49
Figura 28: Box-plots da variação do IQA nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max	50
Figura 29: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Jan/21.....	51
Figura 30: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Ago/21.....	52
Figura 31: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Nov/21.....	52
Figura 32: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Fev/22.....	53
Figura 33: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Mai/22.....	53
Figura 34: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Ago/22.....	54
Figura 35: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Nov/22.....	54
Figura 36: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Maricá em Fev/23.....	55
Figura 37: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Mai/23.....	55
Figura 38: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Ago/23.....	56
Figura 39: Ordenação do nMDS para os grupos espaço-temporais PróPré (quadrados amarelos), DisPré (quadrados verdes), ProPós (pontos roxos) e DisPós (pontos azuis).....	58
Figura 40: Análise de RDA para correlação entre as espécies bentônicas e variáveis ambientais nos quatro grupos espaço-temporais. PróPré (quadrados amarelos), DisPré (quadrados verdes), ProPós (pontos roxos) e DisPós (pontos azuis).....	61
Figura 41: Mediana dos valores de fosfato nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.....	62
Figura 42: Mediana dos valores do COT na água nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.....	63
Figura 43: Mediana dos valores do IQA na água nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.....	64
Figura 44: Mediana dos valores do COT e fósforo total no sedimento nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.....	65
Figura 45: Box plots com a variação da porcentagem relativa de oportunistas de 1 ^a ordem nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max	66
Figura 46: Box plots com a variação da porcentagem relativa de oportunistas de 2 ^a ordem nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max	66
Figura 47: Box plots com a variação da porcentagem relativa de tolerantes nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max	67
Figura 48: Box plots com a variação da porcentagem relativa de indiferentes nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max	67
Figura 49: Box plots com a variação da porcentagem relativa de sensíveis nas estações próximas e distantes. Legenda: mediana, quartil e min-max	67
Figura 50: Valores de AMBI para cada estação amostral da Laguna de Araçatiba ao longo das 12	

campanhas de monitoramento (jan/21 a fev/24).....	126
Figura 51: Valores de M-AMBI para cada estação amostral da Laguna de Araçatiba ao longo das 12 campanhas de monitoramento (jan/21 a fev/24).....	129
Figura 52: Ordenação do nMDS para os grupos espaço-temporais PróSec (quadrados laranjas), DisSec (quadrados marrons), ProChu (pontos verdes) e DisChu (pontos azuis).	134

2. Lista de Tabelas

Tabela 1: Coordenadas geográficas (Fuso 22S / Datum WGS 84) das estações estudadas, suas profundidades e proximidade com os locais de lançamento do biorremediador.	18
Tabela 2: Abundância total dos táxons (ind/m ²) em cada campanha de monitoramento na Laguna de Araçatiba.	29
Tabela 3: Classificação das espécies e táxons encontrados em cada um dos cinco grupos ecológicos do AMBI. Legenda: N.A. = Não Atribuído	30
Tabela 3: Resultados da análise SIMPER mostrando a dissimilaridade média, contribuição das espécies e contribuição acumulativa entre DisPré vs DisPós e ProPré vs ProPós em uma contribuição total até 92,41%.	59
Tabela 4: Campanhas de amostragem da pesquisa.	113
Tabela 5: Estatísticas descritivas dos parâmetros in situ por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.	113
Tabela 6: Estatísticas descritivas das variáveis ambientais da coluna d'água por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.	116
Tabela 7: Estatísticas descritivas dos indicadores ecológicos da macrofauna por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.	120
Tabela 8: Estatísticas descritivas das variáveis geoquímicas do sedimento por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.	122
Tabela 9: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações próximas à biorremediação no pré tratamento (ProPré). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.	130
Tabela 10: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações próximas à biorremediação no pós tratamento (ProPós). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.	131
Tabela 11: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações distantes à biorremediação no pré tratamento (DisPré). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.	132
Tabela 12: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações distantes à biorremediação no pós-tratamento (DisPró). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.	133
Tabela 13: Porcentagem relativa das espécies oportunistas de 1ª ordem (grupo V) em cada estação amostral e campanha de monitoramento.	135
Tabela 14: Porcentagem relativa das espécies oportunistas de 2ª ordem (grupo IV) em cada estação amostral e campanha de monitoramento.	136
Tabela 15: Porcentagem relativa das espécies tolerantes (grupo III) em cada estação amostral e campanha de monitoramento.	137
Tabela 16: Porcentagem relativa das espécies indiferentes (grupo II) em cada estação amostral e campanha de monitoramento.	138
Tabela 17: Porcentagem relativa das espécies sensíveis (grupo I) em cada estação amostral e campanha de monitoramento.	139

Sumário

1.	Lista de Figuras.....	IX
2.	Lista de Tabelas.....	XII
1.	Introdução.....	1
1.1.	Contextualização.....	1
1.2.	Funções Ecológicas da Macrofauna Bentônica.....	3
1.3.	Distúrbios, mudanças ecossistêmicas e sucessão ecológica.....	4
1.4.	Avaliação das comunidades bentônicas.....	8
1.5.	Estratégias utilizadas em Projetos de Restauração.....	11
1.6.	Justificativa e Originalidade.....	13
2.	Hipótese.....	16
3.	Objetivos.....	17
3.1.	Objetivo Geral.....	17
3.2.	Objetivos Específicos.....	17
4.	Material e métodos.....	18
4.1.	Área de Estudo.....	18
4.2.	Coleta e análises das amostras biológicas e ambientais.....	22
4.3.	Aplicação do Consórcio Microbiano na Biorremediação.....	24
4.4.	Tratamento dos dados.....	26
5.	Resultados.....	28
5.1.	Identificação da Macrofauna Bentônica.....	28
5.1.1.	Diversidade Taxonômica.....	28
5.1.2.	Filo Annelida.....	30
5.1.2.1.	<i>Streblospio</i> spp.....	30
5.1.2.2.	<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell, 1923).....	31
5.1.2.3.	<i>Alitta succinea</i> (Leuckart, 1847).....	31
5.1.2.4.	<i>Sigambra</i> sp.....	32
5.1.2.5.	<i>Capitella</i> spp.....	32
5.1.2.6.	<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864).....	33
5.1.2.7.	Oligochaeta.....	33
5.1.3.	Filo Mollusca.....	34
5.1.3.1.	<i>Heleobia australis</i> (d'Orbigny, 1835).....	34
5.1.3.2.	<i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774).....	35
5.1.3.3.	<i>Mytilopsis leucophaeata</i> (Conrad, 1831).....	35
5.1.3.4.	<i>Anomalocardia flexuosa</i> (Linnaeus, 1767).....	35
5.1.4.	Filo Crustacea.....	36
5.1.4.1.	<i>Amphibalanus</i> cf. <i>Improvisus</i> (Darwin, 1854).....	36
5.1.4.2.	<i>Cassidinedea fluminensis</i> (Mañe-Garzón, 1944).....	36
5.1.4.3.	<i>Sinelobus</i> cf. <i>Stanfordi</i> (Richardson, 1901).....	36

5.1.4.4.	<i>Melita cf. Lagunaae</i> (Oliveira, 1953)	37
5.1.4.5.	<i>Chelorchestia darwinii</i> (Müller, 1864)	37
5.1.4.6.	<i>Paramicrodeutopus Schmitti</i> (Shoemaker, 1942)	38
5.1.4.7.	<i>Neohelice granulata</i> (Dana, 1851).....	38
5.1.4.8.	<i>Cyprideis sp</i> (Ostracoda)	39
5.1.5.	Filos Cnidaria, Sipuncula, Nematoda e Arthropoda	40
5.1.5.1.	Cnidaria (Actiniaria)	40
5.1.5.2.	Chironomidae (insecta)	40
5.1.5.3.	Nematoda.....	40
5.1.5.4.	Sipuncula	41
5.2.	AMBI e M-AMBI	41
5.3.	Avaliação espaço-temporal dos indicadores e grupos ecológicos.....	44
5.4.	Relações entre variáveis bióticas e abióticas	56
5.5.	Variação espaço-temporal da comunidade bentônica	57
5.6.	Fatores estruturantes da comunidade	62
5.7.	Proporção e variação espacial dos grupos ecológicos	65
6.	Discussão.....	68
6.1.	Respostas espaciais da macrofauna bentônica à biorremediação: evidências de reorganização ecológica e integridade parcial	71
7.	Conclusão	73
8.	Artigo	74
9.	Referências	103
10.	Apêndices	113

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contextualização

As lagunas costeiras representam alguns dos ecossistemas mais produtivos e, paradoxalmente, mais ameaçados do planeta. Distribuídas ao longo de aproximadamente 13% dos litorais globais (Guerra et al., 2011; Silvestre et al., 2017) esses corpos d'água rasos desempenham funções ecológicas essenciais, desde a proteção da linha de costa até o sustento de cadeias tróficas complexas. Sua dinâmica peculiar - caracterizada por baixas profundidades, limitada renovação hídrica e dominância de processos de decomposição sobre a produção primária (Suhett et al., 2013) - os torna particularmente sensíveis a distúrbios antrópicos. Além disso, tais ambientes representam locais de proteção, reprodução e alimentação para macroinvertebrados, peixes e pássaros (Ricevuto et al., 2013).

A crescente pressão humana sobre essas áreas é alarmante. Dados recentes indicam que cerca de 50% da população urbana mundial concentra-se em faixas costeiras de até 100 km de largura (Barragán & de Andrés, 2015). um padrão especialmente evidente no Brasil, onde cidades como Maricá (RJ) experimentaram explosões demográficas associadas à especulação imobiliária e à exploração de recursos naturais. Esse crescimento frequentemente supera a capacidade de infraestrutura de saneamento básico, resultando em aportes crônicos de efluentes domésticos que alteram profundamente a qualidade da água e a estrutura das comunidades aquáticas (Rossi et al., 2006).

Lagunas costeiras são abundantes na costa brasileira, especialmente, nos estados do Rio de Janeiro (e.g.: Saquarema, Araruama e Maricá) e Rio Grande do Sul (e.g.: Patos, Mirim e Mangueira), contudo, estão presentes em outras regiões também como o Nordeste (Esteves, 1998). Esses ecossistemas, normalmente, apresentam baixa entrada de água doce e salinidade elevada devido à predominância da evaporação sobre a precipitação (Silvestre et al., 2017). Contudo, em muitos casos no contexto fluminense, a ação direta das chuvas e a evaporação da superfície lacustre podem estar, aproximadamente, em equilíbrio (B. Knoppers et al., 1991). O Sistema Lagunar Maricá-Guarapina (SLMG), composto por quatro lagunas interconectadas - Araçatiba, Jacaroá, Padre e Guarapina - vem sofrendo acelerado processo de degradação ambiental nas últimas décadas, impulsionado principalmente pela rápida urbanização e pela falta de tratamento adequado de esgotos (Amora-Nogueira et al., 2023). As lagunas de Araçatiba e Padre, objetos deste estudo, apresentam particular vulnerabilidade

devido à sua posição no sistema e às características hidrodinâmicas que favorecem o acúmulo de poluentes.

Entre os diversos componentes bióticos de uma laguna costeira, a macrofauna bentônica - constituída por organismos com tamanho superior a 0,5 mm que vivem associados ao substrato (Eleftheriou & McIntyre, 2005) - destaca-se como um dos mais sensíveis e informativos indicadores de qualidade ambiental. Sua reduzida mobilidade durante a fase adulta, fácil coleta e replicabilidade, ciclos de vida que frequentemente abrangem vários anos, e estreita associação com as características do sedimento fazem desses organismos verdadeiros "registradores biológicos" das condições ambientais. Esses organismos podem ter hábitos de vida sobre o fundo (epifauna) ou enterrados no sedimento (infauna), bem como outras classificações com base em seu tamanho ou mobilidade (Gray & Elliott, 2009). Os macroinvertebrados bentônicos desempenham um papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas aquáticos por representarem um componente majoritário nas teias alimentares no aspecto de servirem como alimento para níveis tróficos superiores. Além disso, atuam na ciclagem de nutrientes através da bioturbação (Wildsmith et al., 2011). A importância de representarem um nível intermediário da cadeia trófica é mais evidente à medida que a interação entre a fauna bentônica e os organismos de vida livre da coluna d'água for mais intensa – como ocorre em regiões de menor profundidade típicas de um ambiente lacustre. Dada a sensibilidade da macrofauna bentônica a mudanças ambientais (Eleftheriou & McIntyre, 2005), como esses organismos podem indicar o sucesso de estratégias de biorremediação em lagunas costeiras tropicais? Isso é possível porque esses organismos frequentemente exibem respostas diferenciadas a diversos agentes estressores, de modo que alterações na composição da comunidade são utilizadas como indicadores de distúrbios ambientais, como eutrofização e poluição (Pearson & Rosenberg, 1978). Os sedimentos costeiros encontram-se particularmente expostos a poluentes, uma vez que muitos compostos são liberados nessas áreas por atividades antrópicas. Atualmente, a maior conscientização sobre poluição tem resultado na redução das emissões de diversos contaminantes. No entanto, poluentes persistentes lançados anteriormente ainda constituem motivo de preocupação.

Além disso, sabe-se que os fatores principais estruturadores das comunidades de macroinvertebrados bentônicos são a granulometria; temperatura; salinidade; conteúdo orgânico, oxigênio dissolvido e profundidade (Coutinho & Bernardino, 2017; Little et al., 2017; Mola & Abdel Gawad, 2014; Wal et al., 2017). Contudo, muitos estudos têm sido desenvolvidos buscando avaliar a resposta do macrobentos frente a impactos antrópicos,

sendo que muitas métricas e protocolos já foram elaborados (Beyer et al., 2017; Gusmao et al., 2016; Piló et al., 2015).

Dentre tais estudos, temos aqueles que avaliam o nível da qualidade ambiental por meio de índices como AMBI e M-AMBI (Borja & Dauer, 2008). Através da consideração de grupos ecológicos (i.e.: proporção de espécies oportunistas, tolerantes, sensíveis e indiferentes), o ambiente aquático pode ser classificado em diferentes níveis de impacto. Tais índices baseiam-se no fato de que as comunidades biológicas são um produto de seu meio e de que diferentes espécies possuem preferências de habitat e tolerância a fatores estressores distintos (Pinto et al., 2009). Existem também os índices que levam em consideração os hábitos de vida dos organismos, como a proporção entre poliquetas e anfípodas (BOPA e BO2A) ou seguindo a razão r-estrategistas/k-estrategistas (Dauvin, 2018).

Independente dos critérios que cada métrica utiliza para avaliar a qualidade ambiental de um ecossistema aquático, todos têm em comum a utilização da macrofauna bentônica para se chegar a um valor único que venha resumir a complexidade do ambiente (apesar de certa perda de informação) e que possa ser relacionado com outros fatores abióticos (Pinto et al., 2009). Tais índices visam também subsidiar a tomada de decisão por parte de gestores públicos em iniciativas de conservação ambiental, assim como facilitar a visualização de mudanças em um gradiente de poluição antrópica, seja espacial ou temporalmente. Nesse último aspecto, tais ferramentas são de grande valia para se avaliar os efeitos observados na fauna macrobentônica de um projeto de revitalização. Em um estudo conduzido na Escócia, pesquisadores avaliaram a eficácia de um programa de restauração no estuário Éden e concluíram que o índice M-AMBI, juntamente com outros indicadores, foi apropriado para evidenciar a recuperação desse ambiente (Watson et al., 2018).

1.2. Funções Ecológicas da Macrofauna Bentônica

O ecossistema bentônico abriga uma diversidade de espécies que desempenham múltiplas funções ecológicas nos sedimentos marinhos (Gray & Elliott, 2009). A macrofauna bentônica, composta principalmente por poliquetas, moluscos e crustáceos, geralmente domina a biomassa sedimentar. Suas atividades, como busca por alimento, defecação, oxigenação e construção de galerias, são essenciais para a estruturação do sedimento (Jumars et al., 2014; Wiesebron et al., 2021). Além disso, processos como bioturbação e bioirrigação – que envolvem a mistura e aeração do sedimento – influenciam a comunidade microbiana e intensificam ciclos biogeoquímicos, incluindo a ciclagem de carbono, nitrogênio e enxofre,

bem como a degradação e sequestro de poluentes (Kristensen & Kostka, 2005; Snelgrove & Butman, 1994). Tais mecanismos possuem relevância em escala global para os fluxos biogeoquímicos (Jørgensen et al., 2022; Middelburg, 2018). Adicionalmente, a macrofauna bentônica contribui para a produção secundária nos ambientes aquáticos, convertendo matéria orgânica depositada no fundo em biomassa acessível a predadores bentófagos e, indiretamente, a humanos (Snelgrove & Butman, 1994).

Devido à sua mobilidade restrita, muitos organismos bentônicos dependem do aporte de matéria orgânica proveniente da coluna d'água. Suas funções ecológicas estão intrinsecamente ligadas a estratégias de obtenção de alimento, cujas atividades alteram as propriedades físicas do sedimento (Pearson & Rosenberg, 1978). A macrofauna bentônica é majoritariamente classificada em suspensívoros ou depositívoros (Jumars et al., 2014). Os suspensívoros capturam partículas em suspensão na água, enquanto os depositívoros se subdividem em: (i) alimentadores de superfície, que ingerem microrganismos e matéria orgânica da interface sedimento-água, e (ii) alimentadores subsuperficiais, que consomem partículas diretamente do interior do sedimento. Espécies depositívoras podem processar quantidades significativas de sedimento (múltiplas vezes seu peso corporal diariamente), transformando-o em partículas fecais enriquecidas organicamente ou pseudofeces (Gamito & Furtado, 2009; Jumars et al., 2014).

1.3. Distúrbios, mudanças ecossistêmicas e sucessão ecológica

Os ecossistemas atuais enfrentam pressões constantes devido a distúrbios ambientais (Tuholske et al., 2021) e, as lagunas costeiras, por serem um ambiente de transição, ainda somam o estresse natural da variação acentuada de condições físico-químicas à macrofauna (Jones et al., 2022). As mudanças climáticas intensificaram os impactos em uma escala global, especialmente no ambiente marinho, que sofre com o aumento da temperatura, a redução dos níveis de oxigênio e a acidificação das águas (Brown et al., 2016; Cloern et al., 2016; Doney et al., 2012; Vaquer-Sunyer & Duarte, 2011).

Além de alterar diretamente o habitat das espécies, esses distúrbios podem modificar seu comportamento, gerando efeitos em cascata sobre as redes tróficas (Van Colen et al., 2020). Outro desafio crescente é a introdução de espécies não nativas, cuja frequência aumentou devido, por exemplo, ao transporte marítimo global e à capacidade de organismos sobreviverem em águas de lastro (Çinar, 2013; Seebens et al., 2017). Adicionalmente, atividades antrópicas têm causado o aumento da eutrofização e diversos tipos de

contaminação, sobretudo em zonas costeiras (Newton et al., 2018; Pérez-Ruzafa et al., 2019; Poirier et al., 2018).

Os ecossistemas estão em constante transformação e, por isso, podem absorver certos distúrbios sem perder funções vitais (Oliver et al., 2015). A capacidade das comunidades bentônicas de resistir a perturbações está diretamente ligada à adaptabilidade das espécies que as compõem (Pearson & Rosenberg, 1978). No entanto, a resiliência ecossistêmica – definida como a habilidade do sistema de suportar perturbações antes de sofrer alterações estruturais – varia conforme a magnitude e a duração do distúrbio (Oliver et al., 2015; Scheffer et al., 2001)

Teoricamente, ecossistemas mais diversos tendem a exibir maior resiliência, mas não há uma relação fixa entre diversidade e estabilidade. Um conceito fundamental nesse contexto é a redundância funcional, ou seja, a existência de múltiplas espécies desempenhando funções ecológicas similares, permitindo que uma substitua outra em caso de extinção (Keyes et al., 2024). Contudo, em alguns ecossistemas, funções críticas dependem de uma ou poucas espécies-chave, aumentando sua vulnerabilidade a distúrbios (Gamfeldt et al., 2008; Micheli & Halpern, 2005).

Ecossistemas com baixa diversidade, como lagunas costeiras, mantêm suas funções por meio de um número reduzido de espécies que são tolerantes a estresses capazes de se adaptar a flutuações constantes de salinidade, temperatura e níveis de oxigênio (Bellino et al., 2019; Jones et al., 2022). Essas espécies fornecem funcionalidade básica, mas sua dominância reduz a redundância. Por exemplo, lagunas mediterrâneas mostram baixa riqueza de espécies, mas altas abundâncias de macrofauna tolerante, que sustentam processos ecossistêmicos sob variabilidade natural (Jones et al., 2022).

As comunidades bentônicas marinhas são estruturadas por fatores como profundidade, propriedades do sedimento, interações bióticas e disponibilidade de alimento (Gray & Elliott, 2009; Pearson & Rosenberg, 1978; Saeedi et al., 2022). A limitação de recursos alimentares, por exemplo, pode reduzir a diversidade da fauna bentônica e alterar o funcionamento do ecossistema, como foi visto durante as secas em um estuário tropical onde a abundância da macrofauna reduziu em 66% (Gomes & Bernardino, 2020), com possíveis impactos nas propriedades do sedimento caso a atividade de bioturbação seja comprometida (Wiesebron et al., 2021).

As características do sedimento também desempenham um papel crucial no assentamento larval. Muitas larvas de invertebrados têm a capacidade de retardar sua

metamorphose até encontrar um tipo de sedimento adequado (Allen et al., 2018). Em canais de manguezais brasileiros, comunidades bentônicas exibem partição espacial com base na granulometria do sedimento e na distância de entradas marinhas (Silva-Camacho et al., 2017). Além disso, o sucesso da recolonização por espécies bentônicas depende fortemente de seu desenvolvimento larval e estratégias de vida. Por exemplo, poliquetas do complexo *Capitella capitata* são conhecidos por colonizar precocemente áreas poluídas (C. F. Silva et al., 2017). Essas espécies possuem ciclo de vida curto (<1 ano), atingem maturidade sexual em poucos meses e podem se reproduzir durante todo o ano. Algumas apresentam larvas planctotróficas, permitindo ampla dispersão, enquanto outras possuem larvas bentônicas incubadas nos tubos dos adultos, o que facilita a rápida ocupação de áreas desabitadas (C. F. Silva et al., 2017). Essas características são típicas de espécies oportunistas e conferem vantagens em processos de recolonização inicial.

As comunidades bentônicas podem ser classificadas em diferentes estágios conforme sua composição específica. Pearson e Rosenberg (1978) desenvolveram um modelo sucessional que descreve mudanças contínuas nas espécies ao longo de um gradiente de enriquecimento orgânico (Figura 1).

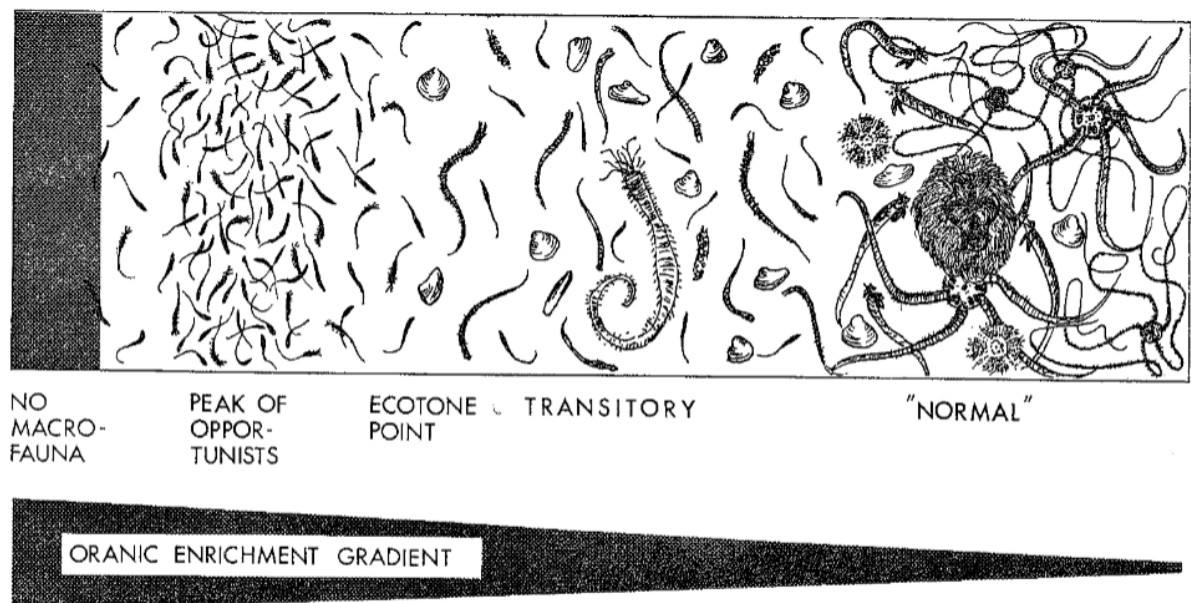


Figura 1: Diagrama representativo das mudanças na abundância e tipos de espécies ocorrendo ao longo de um gradiente de enriquecimento orgânico genérico (Extraído de Pearson & Rosenberg, 1978).

Em condições não impactadas, a comunidade é tipicamente composta por espécies de grande porte e escavadoras profundas, como o ouriço-do-mar *Brissopsis lyrifera*, o ofiúro

Amphiura filiformis e poliquetas como *Terebellides*. À medida que o enriquecimento orgânico aumenta, essas espécies declinam e são substituídas por suspensívoros e alimentadores de depósito superficiais, incluindo bivalves como *Thyasira* e *Corbula*, juntamente com alguns anelídeos tolerantes à poluição. Em níveis elevados de enriquecimento orgânico, a comunidade se reduz a poucas espécies oportunistas, como os pequenos anelídeos não seletivos *Capitella* e *Scolelepis*. Ao longo deste gradiente, observa-se um declínio progressivo no tamanho corporal dos organismos (Figura 2), acompanhado pela redução da biomassa e da abundância de espécies bioturbadoras, o que impacta negativamente a estrutura e oxigenação do sedimento.



Figura 2: Os estágios sucessionais ecológicos da fauna ao longo de um gradiente de perturbação de enriquecimento orgânico. O alto enriquecimento orgânico consome oxigênio, resultando em sedimentos reduzidos com possibilidades limitadas de sobrevivência da macrofauna; apenas algumas espécies oportunistas conseguem tolerar esse ambiente. À medida que a distância até a fonte aumenta, a macrofauna se torna mais presente. A comunidade final, altamente diversa, é composta por grandes espécies escavadoras. Modelo baseado em Pearson e Rosenberg, 1978.

A fase de transição no modelo de sucessão macrobentônica de Pearson e Rosenberg (1978) exibe maior variabilidade, influenciada pelo recrutamento sazonal e condições ambientais. Essa variabilidade é particularmente evidente em contextos tropicais e hipóxicos. Os sistemas tropicais frequentemente passam por recrutamento durante todo o ano devido às temperaturas estáveis, o que pode criar estágios sucessionais sobrepostos em vez de transições claras (Shivarudrappa & Briggs, 2017). Padrões sucessionais semelhantes foram documentados em resposta a outros tipos de distúrbios, incluindo perturbação física por atividades de aquicultura ou descargas fluviais (Lu & Wu, 1998) e toxicidade de sedimentos (Liang et al., 2024), demonstrando a ampla aplicabilidade deste modelo ecológico.

1.4. Avaliação das comunidades bentônicas

A macrofauna bentônica possui diversas características que a tornam adequada como indicadora ambiental. As espécies bentônicas, em especial na macrofauna, são relativamente sedentárias, frequentemente apresentam ciclos de vida plurianuais e possuem tolerâncias específicas a estressores, o que permite refletir mudanças temporais no estresse por oxigênio e na qualidade do habitat (Pearson & Rosenberg, 1978; Rousi et al., 2019). Outra vantagem é que o tempo de resposta dessas espécies a distúrbios geralmente apresenta uma janela temporal prática para medição (nem muito rápida nem muito lenta). O modelo conceitual de Pearson & Rosenberg (1978) estabelece uma relação não linear entre o enriquecimento orgânico e a estrutura da fauna bentônica. Segundo esse modelo, a abundância e a biomassa da macrofauna aumentam progressivamente em resposta a incrementos moderados de matéria orgânica, atingindo um ótimo ecológico. Além desse limite, no entanto, ambas as variáveis declinam abruptamente devido ao surgimento de condições ambientais estressantes (Figura 3). Esse padrão de resposta é acompanhado pela redução simultânea de outros atributos biológicos, como densidade de organismos, riqueza de espécies e biomassa total, refletindo a degradação progressiva do ecossistema (Ansari et al., 2014).

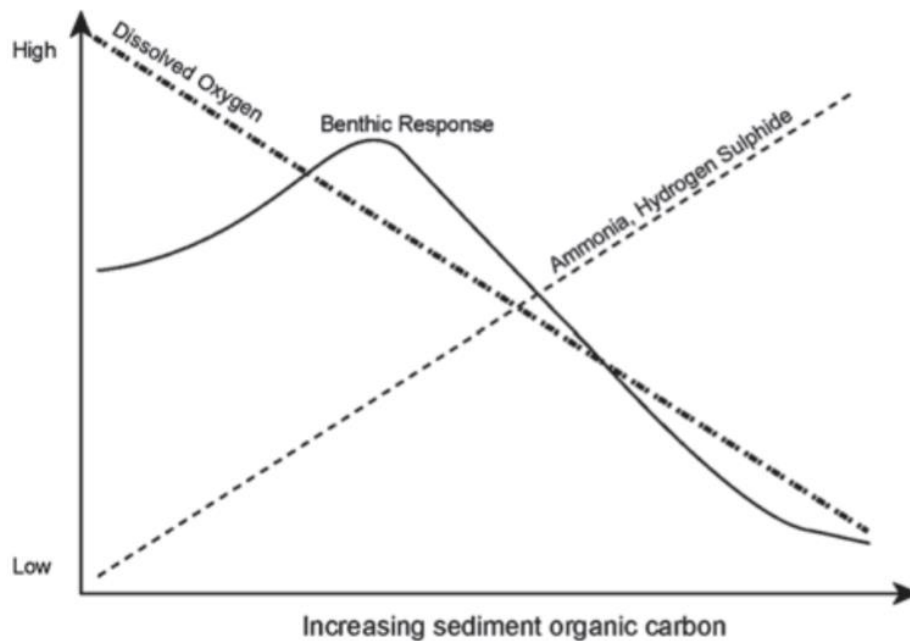


Figura 3: Modelo conceitual de Pearson & Rosenberg (1978) da resposta bentônica ao enriquecimento orgânico. Extraído de Ansari et al.(2014).

Por essas razões, a estrutura das comunidades bentônicas tem sido amplamente utilizada em programas de monitoramento para avaliação do estado ambiental. Na Europa,

há a Water Framework Directive (WFD) e a Marine Strategy Framework Directive (MSFD) que fornecem o arcabouço legal para o monitoramento de características biológicas, hidromorfológicas e físico-químicas dos corpos d'água (Diretiva 2000/60/CE, 2000; Diretiva 2008/56/CE, 2008). Os indicadores medidos devem ser classificados em uma escala de status ecológico que varia de alto a ruim, o que resultou no desenvolvimento de diversos índices ecológicos utilizando a fauna bentônica como indicador (Martínez-Crego et al., 2010; Ni et al., 2019; Veríssimo et al., 2012).

O Índice Biótico Marinho (AMBI) AZTI (Borja & Muxika, 2005) é um dos índices bentônicos mais utilizados na Europa (Dauvin & Ruellet, 2009; Ponti et al., 2009), tendo sido testado também em outras regiões como EUA (Pelletier et al., 2018), China, (Cai et al., 2015; Ni et al., 2019), Japão (Umehara et al., 2019, 2022), Brasil (Brauko et al., 2015) e Uruguai (Limongi & Carranza, 2020). O AMBI classifica as espécies em cinco grupos ecológicos conforme sua sensibilidade ao enriquecimento orgânico, com base no modelo sucessional de Pearson e Rosenberg (1978): **(I)** espécies muito sensíveis, típicas de ambientes não impactados (e.g., crustáceos anfípodos); **(II)** espécies indiferentes ao enriquecimento, sempre presentes em baixas densidades com variações não-significativas com o tempo (e.g., crustáceos isópodos e tanaidáceos); **(III)** tolerantes a altas cargas orgânicas (e.g., bivalves mitilídeos)¹; **(IV)** oportunistas de 2ª ordem, que proliferam sob enriquecimento orgânico inicial (e.g., gastrópoda *Heleobia australis* e o poliqueta nereididae *Laeonereis acuta*); e **(V)** oportunistas de 1ª ordem, extremamente tolerantes, dominantes em ambientes severamente degradados (e.g., oligoquetas e poliquetas do complexo *Capitella capitata*).

Além da categorização por sensibilidade, o AMBI traduz a composição da comunidade em um valor numérico único, que reflete o gradiente de impacto orgânico através da ponderação das proporções de cada grupo ecológico (Pinto et al., 2009). O índice é derivado da fórmula:

$$AMBI = [(0 \times \%G_I) + (1.5 \times \%G_{II}) + (3 \times \%G_{III}) + (4.5 \times \%G_{IV}) + (6 \times \%G_V)]/100$$

onde %G_I a %G_V representam as porcentagens de abundância de cada grupo ecológico. O resultado varia de **0** a **7**, sendo:

¹ As espécies desse grupo ecológico (III) podem ocorrer sob condições normais, entretanto, suas populações são estimuladas pelo enriquecimento orgânico.

1. 0–1.2: Condição pristina/não impactada;
2. 1.2–3.3: Levemente impactada;
3. 3.3–5.0: Moderadamente impactada;
4. 5.0–6.0: Fortemente impactada;
5. 6.0–7.0: Extremamente impactada

Na Figura 4 está representado o modelo teórico com as variações no percentual esperado de cada um dos cinco grupos ecológicos ao longo de um gradiente de poluição orgânica dentro da amplitude dos valores possíveis do índice biótico AMBI (0 a 7).

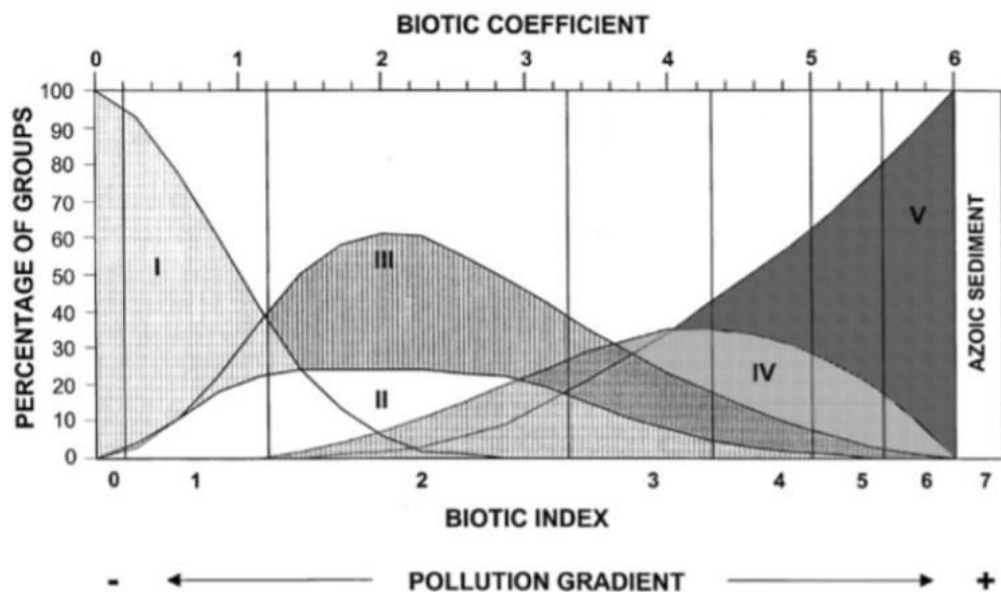


Figura 4: Modelo teórico que expõe a ordenação das espécies da macrofauna bentônica de sedimento em cinco grupos ecológico, de acordo com a sua sensibilidade a um gradiente crescente de poluição orgânica (Borja & Muxika, 2005).

Para superar limitações do AMBI em ambientes complexos, foi desenvolvida uma versão multivariada do índice - o M-AMBI (Multivariate AMBI) - que integra três componentes ecológicos fundamentais: (1) o próprio AMBI (sensibilidade das espécies), (2) a riqueza de espécies, e (3) a diversidade Shannon-Wiener (Borja et al., 2008; Muxika et al., 2005). Essa abordagem combina parâmetros estruturais e funcionais da comunidade bentônica através de uma análise de componentes principais (PCA), transformando os valores brutos em uma métrica padronizada que varia entre 0 (degradado) e 1 (pristino). O M-AMBI é particularmente útil em ecossistemas costeiros e lagunares, como o SLMG, onde fatores naturais (e.g., variação de salinidade) e antropogênicos (e.g., eutrofização cultural) interagem de forma não linear (Dauvin & Ruellet, 2009; Obolewski et al., 2018).

A derivação matemática do índice segue quatro etapas principais: (i) normalização dos três parâmetros (AMBI, riqueza e diversidade) em relação a condições de referência locais; (ii) aplicação de PCA para reduzir dimensionalidade; (iii) cálculo da distância ecológica entre o estado observado e o de referência; e (iv) classificação em cinco categorias de qualidade ecológica (de "alto" a "ruim"), compatíveis com as diretivas europeias (WFD/MSFD) (Pinto et al., 2009). Essa integração multivariada minimiza falsos positivos em sistemas dinâmicos, onde flutuações naturais podem mascarar impactos crônicos - um desafio frequente em lagunas costeiras tropicais (Gomes & Bernardino, 2020; Venturini et al., 2012).

No entanto, mesmo o M-AMBI apresenta restrições em cenários de múltiplos estressores (e.g., associação entre matéria orgânica e metais pesados), podendo subestimar impactos quando comunidades são dominadas por espécies tolerantes (Lavoie et al., 2024). Em sistemas lagunares como o SLMG, onde processos de biorremediação microbiana alteram a disponibilidade de nutrientes e contaminantes, a interpretação conjunta com indicadores abióticos e medições *in situ* torna-se essencial para evitar interpretações equivocadas (Gillett et al., 2015; Pelletier & Charpentier, 2023).

1.5. Estratégias utilizadas em Projetos de Restauração

Programas de restauração têm sido cada vez mais necessários em virtude do aumento dos impactos antrópicos e da degradação dos ambientes costeiros. Diferentes estratégias podem ser adotadas para mitigar os impactos causados pelo crescimento populacional nas lagunas costeiras. Embora a recuperação plena para as condições originais seja improvável, a restauração parcial pode melhorar de forma significativa a saúde do ecossistema (Cairns, 2006). Dentre as estratégias de restauração de ambientes aquáticos existem abordagens físicas, químicas e biológicas, como discutido por Chawla et al. (2024). Entre as técnicas físicas, destacam-se a dragagem, que remove sedimentos ricos em nutrientes, e a aeração, que aumenta a concentração de oxigênio dissolvido, promovendo a decomposição de matéria orgânica. As técnicas químicas, como a adsorção e o uso de floculantes, ajudam a remover contaminantes da água, enquanto as biológicas, como a fitorremediação e a criação de ilhas flutuantes ecológicas, empregam plantas e microrganismos para absorver nutrientes e metais pesados, promovendo a recuperação dos ecossistemas aquáticos. Essas estratégias são fundamentais para mitigar os impactos de poluentes e restaurar a funcionalidade ecológica de corpos d'água impactados por atividades antropogênicas (Chawla et al., 2024)

Uma alternativa biológica promissora para a restauração de ambientes aquáticos é a biorremediação com o uso de microrganismos vivos. Esse método se baseia na capacidade de certas espécies microbianas de degradar poluentes orgânicos e inorgânicos, transformando-os em substâncias menos prejudiciais ou inertes (Ozkay et al., 2022). A biorremediação pode ser aplicada de forma passiva, estimulando microrganismos já presentes no ambiente através da adição de nutrientes, ou de forma ativa, com a introdução de consórcios microbianos selecionados para desempenharem funções específicas, como a decomposição de matéria orgânica acumulada ou a remoção de compostos nitrogenados. De acordo com Abell et al. (2020), essa técnica tem se mostrado eficaz em ambientes aquáticos eutrofizados, onde o excesso de nutrientes favorece o crescimento descontrolado de algas e a consequente diminuição de oxigênio dissolvido. A ação sinérgica de diferentes grupos microbianos acelera o processo de mineralização da matéria orgânica e promove a ciclagem de nutrientes, melhorando a qualidade da água e restabelecendo o equilíbrio ecológico (Abell et al., 2022).

O SLMG pode ser caracterizado como um sistema costeiro classificado como afogado (Pritchard, 1952), já que possui uma única saída para o mar no canal de Ponta Negra. Nos últimos 50 anos profundas mudanças advindas de desmatamento, obras de engenharia, como pontes e pavimentação, possibilitaram um grande aumento demográfico na região (Amora-Nogueira et al., 2023). Soma-se a esse cenário a atração advinda dos recursos oriundos dos royalties, o que intensificou o êxodo de pessoas de diferentes partes da região metropolitana do Rio de Janeiro para o município de Maricá. Tais mudanças populacionais não foram acompanhadas a tempo pelo poder público para obras de saneamento e tratamento de esgoto, acarretando em uma intensificação dos impactos de eutrofização no sistema lagunar. Como forma de mitigar os efeitos negativos do excesso de nutrientes e carga orgânica no ambiente aquático, foi estabelecido um convênio de PDI (Plano de Desenvolvimento e Inovação) entre a prefeitura, a Companhia de Desenvolvimento de Maricá (Codemar) e a Universidade Federal Fluminense (UFF) para a busca de soluções inovadoras e desenvolvimento de novas tecnologias em uma base sustentável. Esse convênio deu origem ao Projeto Lagoa Viva que tem a missão de desenvolver e aprimorar tecnologias emergentes, como o uso de microrganismos para fins de biorremediação. A revitalização da maior laguna do SLMG, a saber, Araçatiba, está como principal objetivo desse projeto.

1.6. Justificativa e Originalidade

Essa pesquisa foi desenvolvida tendo em vista a importância de se monitorar e interpretar os efeitos causados pela iniciativa de revitalização com um consórcio microbiano. Para isso, foi-se levantada a estrutura da comunidade macrobentônica do SLMG, tanto do estado anterior ao tratamento, quanto nos meses subsequentes ao início da revitalização. Essa escolha se fundamenta, além da importância ecológica já mencionada da macrofauna bentônica, pelo fato desses organismos serem excelentes bioindicadores, dada sua reduzida mobilidade, fácil amostragem e replicação. Tais informações também permitem inventariar as populações atuais das espécies bentônicas para estudos futuros. Além do valor científico, esse trabalho também se justifica na possibilidade de servir a outros segmentos da sociedade podendo auxiliar em estratégias de manejo, delimitação de áreas de conservação e na avaliação da eficácia da biorremediação microbiana em uma laguna costeira tropical.

Por se tratar de um estudo pioneiro que alia os efeitos de uma revitalização “bottom-up” com a observação nos padrões da estrutura da comunidade macrobentônica ao longo do tempo, essa pesquisa visa fornecer uma informação sem paralelos na literatura – preenchendo uma importante lacuna para o entendimento da dinâmica da sucessão ecológica bentônica ao longo do tratamento com um consórcio microbiano. El Kamcha et al. (2023) desenvolveram um trabalho semelhante no qual investigaram os efeitos de ações de restauração em uma laguna costeira do Mediterrâneo, utilizando a macrofauna bentônica como indicador de qualidade ambiental. Nesse estudo, foram analisados padrões sazonais e espaciais da composição das assembleias bentônicas após intervenções de restauração, como a abertura de uma nova passagem marinha e a implantação de estações de tratamento de esgoto. Os resultados mostraram uma variação significativa na abundância e riqueza de espécies ao longo do tempo, com destaque para o aumento da diversidade bentônica em áreas com maior influência da restauração, reforçando a eficácia das intervenções na recuperação do ecossistema (El Kamcha et al., 2023).

Dondajewska et al. (2019) complementam essa linha de pesquisa ao investigarem o impacto da revitalização com consórcio microbiano em um lago eutrofizado, focando na dinâmica das comunidades fitoplanctônicas. O estudo demonstrou que o uso de microrganismos na biorremediação resultou em uma redução significativa das florações de cianobactérias e na melhoria da qualidade da água, evidenciada pelo aumento da diversidade fitoplanctônica e pela queda nas concentrações de nutrientes, como fósforo e nitrogênio

(Dondajewska et al., 2019). Esses resultados destacam a eficácia dos microrganismos em restaurar a saúde ecológica de sistemas aquáticos através da regulação da produção primária. No entanto, além do fitoplâncton, é essencial compreender as respostas das comunidades bentônicas a essas intervenções, já que a macrofauna desempenha um papel crucial na ciclagem de nutrientes e na estruturação do habitat. A relação trófica entre macrofauna bentônica e fitoplâncton, especialmente em termos de transferência de matéria orgânica e controle de processos sedimentares, fornece uma perspectiva integrada sobre o sucesso das técnicas de biorremediação.

Os estudos focados no uso de índices da macrofauna bentônica para avaliar os impactos da revitalização com consórcios microbianos em lagunas costeiras são limitados. No entanto, a importância das assembleias macrofaunais nos ecossistemas bentônicos costeiros não pode ser subestimada (Fanelli et al., 2023). Pesquisas recentes conduzidas na Lagoa da Curlândia visam avaliar as diferenças temporais e espaciais nos níveis de nitrogênio e fósforo, destacando a necessidade de investigar mais a fundo as funções ecológicas e os serviços ecossistêmicos proporcionados pela biodiversidade das lagunas costeiras (Magri et al., 2024). Além disso, o papel da macrofauna bentônica no ciclo microbiano do nitrogênio em ecossistemas aquáticos tem sido explorado, enfatizando os mecanismos e implicações ambientais dessas interações (Ehrnsten et al., 2020). Embora estudos tenham demonstrado que os moluscos podem impactar significativamente o metabolismo bentônico e a regeneração de nutrientes, a influência de fatores ambientais sobre esses efeitos permanece uma área crucial para pesquisas futuras (Filippini et al., 2023). Ecossistemas aquáticos costeiros, que englobam uma gama de ambientes quimicamente distintos, porém interconectados, apresentam desafios e oportunidades únicas para estudar comunidades microbianas em gradientes de água doce a marinha (Tee et al., 2021). Ambientes marinhos extremos foram identificados como alvos valiosos para a pesquisa em ecologia microbiana, evolução e adaptação ambiental, ressaltando a importância de compreender as comunidades microbianas associadas a invertebrados bentônicos nesses contextos (Lo Giudice & Rizzo, 2022). De forma geral, embora haja um crescente corpo de pesquisa sobre ecossistemas costeiros e o papel da macrofauna bentônica, são necessários mais estudos para avaliar os efeitos da revitalização com consórcios microbianos em lagunas costeiras, principalmente no contexto tropical. Ao integrar índices da macrofauna bentônica nessas avaliações, é possível obter uma compreensão mais abrangente da dinâmica ecológica e das implicações ambientais das interações microbianas nos habitats impactados.

Abordagens inovadoras têm sido desenvolvidas para aumentar a persistência e a atividade de microrganismos exógenos introduzidos no ambiente, promovendo a eficiência dos processos de biorremediação. Gentry et al. (2004) destacam novas estratégias que visam aumentar a permanência e a funcionalidade desses microrganismos no ambiente (Gentry et al., 2004). Além disso, estudos como o de Kim et al. (2010) avaliam os efeitos da remediação eletrocinética sobre a atividade microbiana em solos contaminados por diesel, demonstrando como técnicas complementares podem potencializar a ação microbiana (S. H. Kim et al., 2010). No contexto de sistemas contínuos, Kim et al. (2015) desenvolveram um biorreator capaz de tratar misturas de silte e matéria orgânica particulada utilizando um consórcio microbiano (BM-S-1), mostrando a versatilidade dessas comunidades na degradação de poluentes complexos (I. S. Kim et al., 2015). Obi et al. (2017) identificaram padrões comuns nas respostas das comunidades microbianas em diferentes sedimentos, que podem servir como indicadores de biodegradação de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) (Obi et al., 2017). Contudo, obstáculos ambientais ainda limitam a aplicação em larga escala dessa tecnologia (Xu et al., 2018), exigindo avanços no tratamento de contaminações por nitrato, como estudado por pesquisadores chineses (X. Wang et al., 2020). Essas iniciativas demonstram o potencial dos microrganismos para a remediação ambiental, desde que as barreiras tecnológicas sejam superadas.

2. HIPÓTESE

Considerando que a macrofauna bentônica sedentária de sedimentos possui mobilidade reduzida no estágio adulto, o que a dificulta de migrar por grandes distâncias quando as condições ambientais são desfavoráveis;

Considerando que esses organismos são muito sujeitos à físico-química do ambiente, permanecendo com o tempo aqueles que conseguem se adaptar às condições vigentes;

Considerando que o espaço amostral trabalhado nesse estudo abrangeu uma escala de dezenas de quilômetros quadrados;

Considerando que a macrofauna bentônica é frequentemente utilizada como um indicador biológico para aferir a qualidade ambiental de sistemas aquáticos;

Considerando que algumas espécies sejam mais tolerantes e outras sejam mais sensíveis à poluição orgânica;

Espera-se que a variação da comunidade macrobentônica na laguna de Araçatiba/RJ **seja** impactada positivamente com o processo de revitalização do ambiente. Ou seja, acredita-se que a escassez de oxigênio causada pelo excesso de matéria orgânica tenha um papel preponderante na diversidade dos organismos bentônicos no SLMG. Grandes concentrações de matéria orgânica oriundas do lançamento de esgoto doméstico contribuem com uma depleção do oxigênio dissolvido por conta de uma maior atividade do metabolismo da microbiota. Portanto, em tais condições, poucos organismos do macrobentos conseguem sobreviver com baixo nível de oxigênio. Espera-se, portanto, que uma revitalização bem sucedida no sistema lagunar permita o estabelecimento de uma comunidade mais diversificada de macroinvertebrados bentônicos, sendo refletida por melhores valores nos índices bióticos e ecológicos associados, tais como: M-AMBI, AMBI, riqueza taxonômica, equitabilidade e diversidade de Shannon.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

O objetivo dessa tese é avaliar os efeitos de um programa municipal de revitalização da Laguna de Araçatiba por meio de um consórcio de microrganismos, com base no estudo da macrofauna bentônica e das condições geoquímicas da água e sedimento.

3.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar a comunidade bentônica da laguna comparando as condições de pré e pós tratamento;
- Discutir os padrões físico-químicos encontrados espacialmente e ao longo do tempo a fim de relacionar as mudanças dos índices bentônicos com a qualidade do ambiente após o tratamento;
- Verificar os grupos taxonômicos mais representativos em termos de abundância e número de espécies antes e depois da revitalização;
- Avaliar os indicadores ecológicos como riqueza, abundância, índice de diversidade de Shannon, dominância e equitabilidade;
- Analisar a qualidade ambiental da laguna por meio de índices como AMBI e M-AMBI;
- Determinar a dinâmica de sucessão ecológica através da investigação de espécies oportunistas, sensíveis e tolerantes;

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A pesquisa foi desenvolvida na Laguna de Araçatiba localizada na região costeira do sudeste brasileiro entre as latitudes 22° 53' e 22° 58' S e longitudes 42° 40' e 43° W, cerca de 50 km da cidade do Rio de Janeiro. Foram estabelecidas 30 estações amostrais, onde 15 ficam próximas aos locais de lançamento do consórcio microbiano e 15 ficam mais distantes (Tabela 1). Essa região é de atenção turística, sendo de grande importância ambiental, social e econômica tanto no aspecto local e regional. Além disso, é caracterizada pelo rápido crescimento urbano em vista do aumento na participação dos royalties do petróleo. Apesar de todas essas mudanças, a infraestrutura básica de saneamento é bem deficitária, podendo-se apontar como principais pressões antrópicas o lançamento de esgoto não tratado e o desmatamento da vegetação nativa pela especulação imobiliária e áreas de pasto (Guerra et al., 2011). Esse ambiente faz parte de um sistema lagunar que compreende, aproximadamente, 35,3 km² abrangendo as lagunas de Araçatiba propriamente (19,5 km²), Barra² (6,2 km³), Guarapina (6,5 km²) e Padre (3,1 km²) - situadas entre uma restinga arenosa e a Serra do Mar (Lacerda et al., 1999). A bacia hidrográfica adjacente é composta pelas sub-bacias dos rios Vigário, Ubatiba e Carangueijo (Cruz et al., 1996). Todos esses rios apresentam baixa vazão, sendo que apenas os tributários Vigário e Ubatiba desaguam na laguna de Araçatiba, enquanto Carangueijo incide sobre o compartimento de Guarapina (Barroso-Vanacôr et al., 1994). A profundidade máxima da laguna de Maricá é de cerca de 2 metros e apresenta um fundo suave em forma de prato (Silvestre et al., 2017).

Tabela 1: Coordenadas geográficas (Fuso 22S / Datum WGS 84) das estações estudadas, suas profundidades e proximidade com os locais de lançamento do biorremediador.

Estação	Latitude	Longitude	Profundidade (m)	Influência da Biorremediação
#01	22°57'13.76"S	42°50'2.60"O	1,6	Distante
#02	22°56'54.56"S	42°49'29.31"O	1,4	Distante
#03	22°56'41.09"S	42°49'59.28"O	1,4	Distante
#04	22°56'5.46"S	42°49'59.11"O	1,0	Distante
#05	22°55'37.43"S	42°49'44.27"O	0,8	Distante
#06	22°55'22.33"S	42°50'2.65"O	0,7	Próxima
#07	22°55'21.51"S	42°50'26.80"O	0,6	Próxima
#08	22°55'4.18"S	42°50'16.21"O	0,5	Próxima
#09	22°55'21.91"S	42°50'42.38"O	0,7	Próxima
#10	22°55'21.91"S	42°50'42.38"O	1,1	Próxima

² Também conhecida como Boqueirão/Jacaróá.

Estação	Latitude	Longitude	Profundidade (m)	Influência da Biorremediação
#11	22°55'49.16"S	42°51'27.07"O	0,8	Próxima
#12	22°55'58.60"S	42°51'49.20"O	1,2	Próxima
#13	22°56'17.93"S	42°52'0.28"O	1,1	Próxima
#14	22°56'33.45"S	42°52'42.92"O	1,0	Próxima
#15	22°56'53.69"S	42°52'52.67"O	1,6	Próxima
#16	22°57'13.49"S	42°52'56.13"O	1,6	Distante
#17	22°57'20.97"S	42°52'16.75"O	1,9	Distante
#18	22°57'25.31"S	42°51'40.25"O	1,8	Distante
#19	22°57'14.70"S	42°51'6.43"O	1,9	Distante
#20	22°57'18.73"S	42°50'33.66"O	1,8	Distante
#21	22°56'54.52"S	42°50'20.30"O	1,5	Distante
#22	22°56'29.26"S	42°50'19.38"O	1,5	Distante
#23	22°56'0.54"S	42°50'15.28"O	1,1	Distante
#24	22°55'42.77"S	42°50'23.67"O	1,0	Próxima
#25	22°56'6.87"S	42°50'42.65"O	1,5	Distante
#26	22°56'23.32"S	42°51'0.44"O	1,8	Distante
#27	22°56'17.75"S	42°51'29.44"O	1,7	Próxima
#28	22°56'42.65"S	42°51'48.60"O	1,5	Próxima
#29	22°56'50.66"S	42°52'11.99"O	1,9	Próxima
#30	22°56'41.02"S	42°50'47.36"O	0,8	Próxima

O mapa com a localização das 30 estações amostrais na laguna de Araçatiba está apresentado na Figura 5. As estações que foram definidas como próximas da biorremediação estão a uma distância de até 500 m da margem norte, onde o bioinsumo foi lançado. Estações definidas como distantes estavam a uma distância superior a 900 m dos locais de aplicação do consórcio microbiano. O clima da região é tido como tropical úmido a sub-úmido com temperatura média anual de 23°C e precipitação acumulada variando entre 1100 a 1500 mm por ano (Barroso-Vanacôr et al., 1994). A estação chuvosa é caracterizada no verão austral (dezembro a março) e se concentra no mês de dezembro, ao passo que a estação seca ocorre no inverno (junho a setembro) e possui agosto como mês de maior estiagem (Ricevuto et al., 2013). O padrão do regime de chuvas, com as duas estações bem definidas, pode ser visualizado na **Error! Reference source not found.** O SLMG apresenta um regime de micromarés, cuja amplitude varia entre 0,1 e 0,4 metros (Ricevuto et al., 2013). Essas lagunas apresentam altas concentrações de carbono orgânico dissolvido (6,2 a 7,2 mg/L) e alta produtividade primária (Guerra et al., 2011). Mudanças hidrodinâmicas realizadas desde 1950 envolvendo o canal com o oceano provocaram problemas relacionados com a baixa renovação da água e diminuição da salinidade – que foram agravados pelo grande crescimento demográfico na região, já que as lagunas, em especial a de Araçatiba, são a destinação final do esgoto doméstico (Barroso-Vanacôr et al., 1994; Guerra et al., 2011).

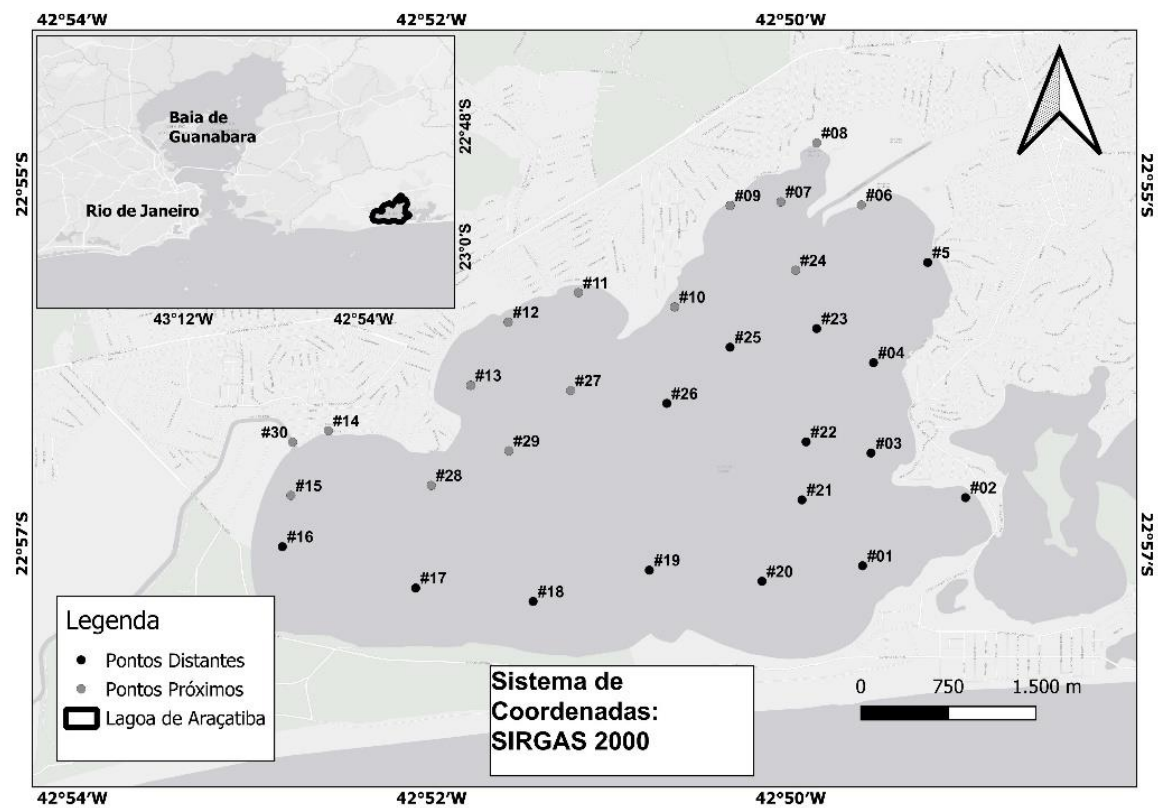


Figura 5: Área de estudo com as 30 estações que compõem a malha amostral na laguna de Araçatiba.

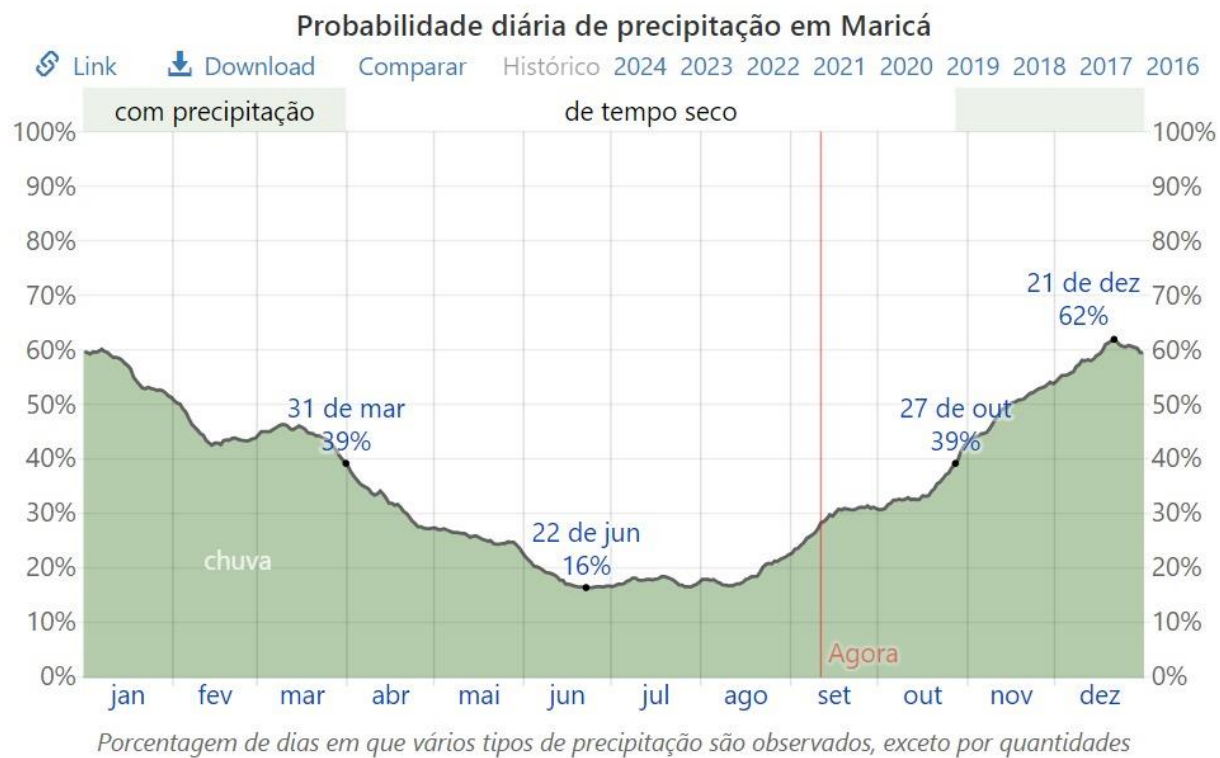


Figura 6: Padrão do regime de chuvas em Maricá, evidenciando duas estações bem definidas – seca (abril a outubro) e chuvosa (novembro a março). Fonte: WeatherSpark.com

4.2. Coleta e análises das amostras biológicas e ambientais

As amostras de sedimento das 30 estações amostrais na laguna de Araçatiba, cujas coordenadas foram registradas em GPS (Tabela 1), foram coletadas com um busca fundo de aço inoxidável do tipo van Veen (5 L e 0,05 m² de área), sendo que as amostras para macrofauna bentônica foram feitas em triplicata em cada estação de monitoramento (Figura 7).

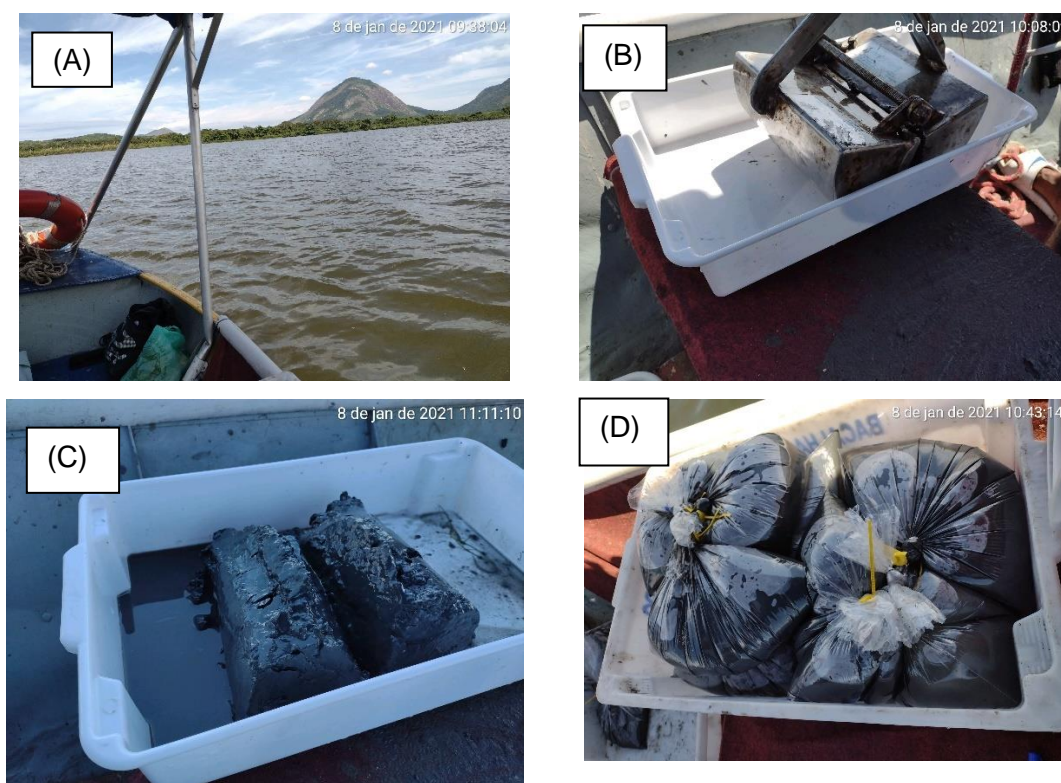


Figura 7: Registros da etapa da amostragem do sedimento com auxílio do busca fundo do tipo van Veen. (A) Embarcação de coleta na laguna de Araçatiba. (B) Busca fundo van Veen utilizado na amostragem. (C) Sedimento recém coletado. (D) Sacos com as triplicatas das amostras amarrados com um laço.

A pesquisa se desenvolveu ao longo de 12 campanhas amostrais – 5 na estação seca e 7 na estação chuvosa – compreendendo o período de janeiro/21 a fevereiro/24 (Tabela 5 –apêndice) . O material biológico foi lavado no campo em malha de 0,5 mm e fixado em formol 4% (Eleftheriou & McIntyre, 2005). Obtenção de variáveis in situ foram efetuadas com o auxílio de uma sonda multiparâmetro (Horiba U-51) na água de fundo e foram consideradas as variáveis temperatura, salinidade, condutividade, oxigênio dissolvido, pH, Eh, turbidez e TDS (Figura 8). Dados de profundidade e das condições do tempo foram registrados numa cadeia de custódia. Uma quarta amostra de sedimento foi coletada com o busca fundo van Veen em todas as estações para as análises em laboratório de granulometria, carbono orgânico total e nutrientes

(nitrogênio e Kjeldahl e fósforo total). Tais amostras foram armazenadas adequadamente em pequenos sacos zip-lock (15 x 10 cm) dentro de um cooler com gelo seco e transferidas refrigeradas (~ 0 °C) e protegidas da luz para o laboratório até a análise. Na granulometria, a fração grossa (> 0,062 mm) foi determinada por peneiramento a seco, ao passo que a fração fina (silte e argila) foi analisada em um granulômetro (Malvern Mastersize 2000). O grau de seleção dos grãos, curtose, diâmetro médio, assimetria e diagrama textural foram obtidos por meio do programa Gradistat (Blott & Pye, 2001; Folk & Ward, 1957). As concentrações de carbono orgânico total nos sedimentos (COT%) foram determinadas pelo método de oxidação úmida (Walkley & Black, 1934). O conteúdo de fósforo total (PT) foi obtido após ignição das amostras a 550 °C por 12 horas. As cinzas resultantes foram digeridas com agitação em HCl 1,0 M. As concentrações de nitrogênio total (NT) nos sedimentos foram determinadas pelo método Kjeldahl (Grasshoff et al., 1999).

Análises químicas e microbiológicas da água foram realizadas em laboratório comercial subcontratado. A demanda biológica de oxigênio (DBO) foi analisada no Centro de Biologia Experimental Oceanus Ltda., Rio de Janeiro, Brasil, utilizando o método SMWW 5210 B, conforme especificado pelo Índice Nacional de Métodos Ambientais (NEMI). Coliformes termotolerantes foram quantificados seguindo o procedimento padrão SMWW 9221-E. O carbono orgânico total (COT) foi determinado de acordo com a resolução da EMBRAPA (2017). A série de nitrogênio foi analisada conforme o padrão SMWW 4500 – NH₃ F, sendo o nitrogênio total medido por pirólise e detecção por quimiluminescência, em conformidade com a norma ASTM D5176-08. O nitrato foi avaliado pelo método de redução com cloreto de vanádio, conforme especificado no documento D09727_02_Insert_Environmental_TON Vanadium Vanadium Chloride Reduction – Thermo Fisher. A concentração de clorofila-a foi determinada em cada estação amostral conforme o padrão SMEWW 10.200 H. O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi calculado pela fórmula: $IQA = \prod (q_i)^{w_i}$, onde q_i representa a pontuação de qualidade (0–100) do i -ésimo parâmetro e w_i seu respectivo fator de ponderação (0–1).

Por fim, os invertebrados macrobentônicos foram triados, identificados até o menor nível taxonômico possível e quantificados. A identidade taxonômica foi posteriormente validada no WoRMS (<http://www.marinespecies.org>) e também com auxílio de especialistas e chaves de identificação (Amaral & Nonato, 1996, 2006; Melo, 1996, 1999; Rios, 2009; Serejo, 2004).

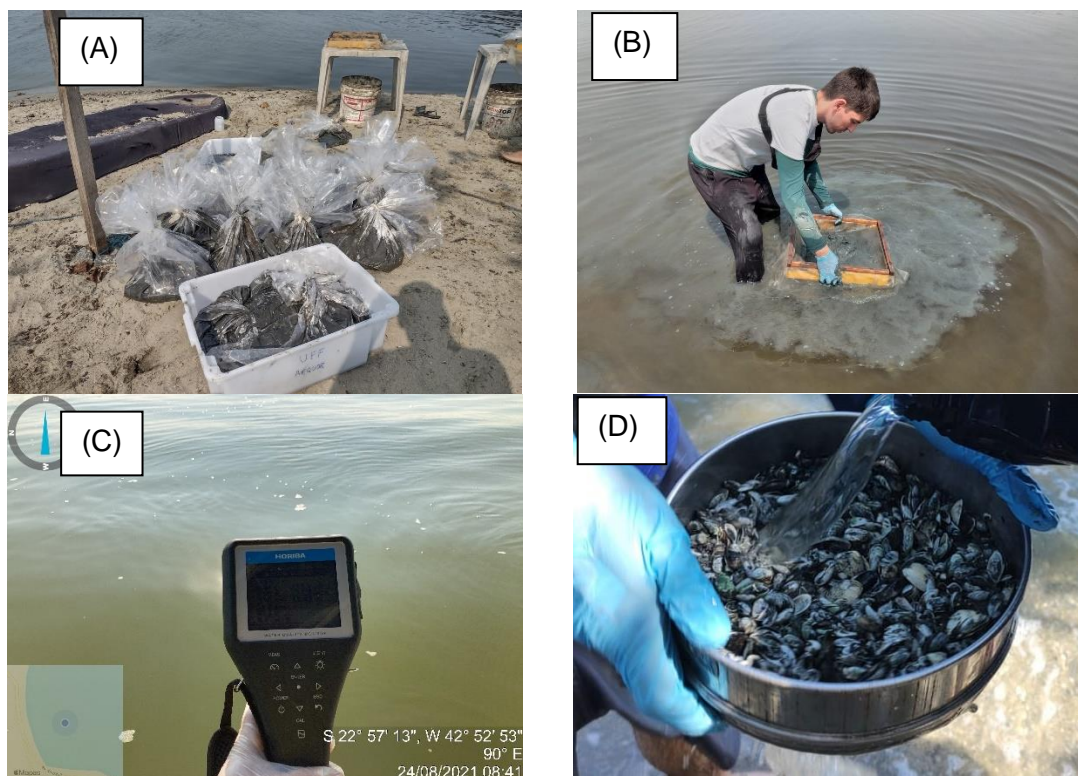


Figura 8: Registro de diferentes etapas da atividade de campo envolvendo medições in situ da água e lavagem/fixação das amostras de macrobentos. (A) Sacos com as triplicatas de amostras recém coletadas. (B) Lavagem em campo com peneira 0,5 mm. (C) Medição in situ com sonda multiparâmetros. (D) Amostra limpa após a lavagem.

4.3. Aplicação do Consórcio Microbiano na Biorremediação

Vários microorganismos são extremamente versáteis em degradar compostos químicos e catabolizar moléculas recalcitrantes. Fungos e bactérias são os principais microrganismos eficientes na degradação de poluentes, possuindo alto potencial de ação na recuperação de ambientes contaminados (Dominik, 2023). Consórcios microbianos, que são comunidades de múltiplas espécies bacterianas e fúngicas,

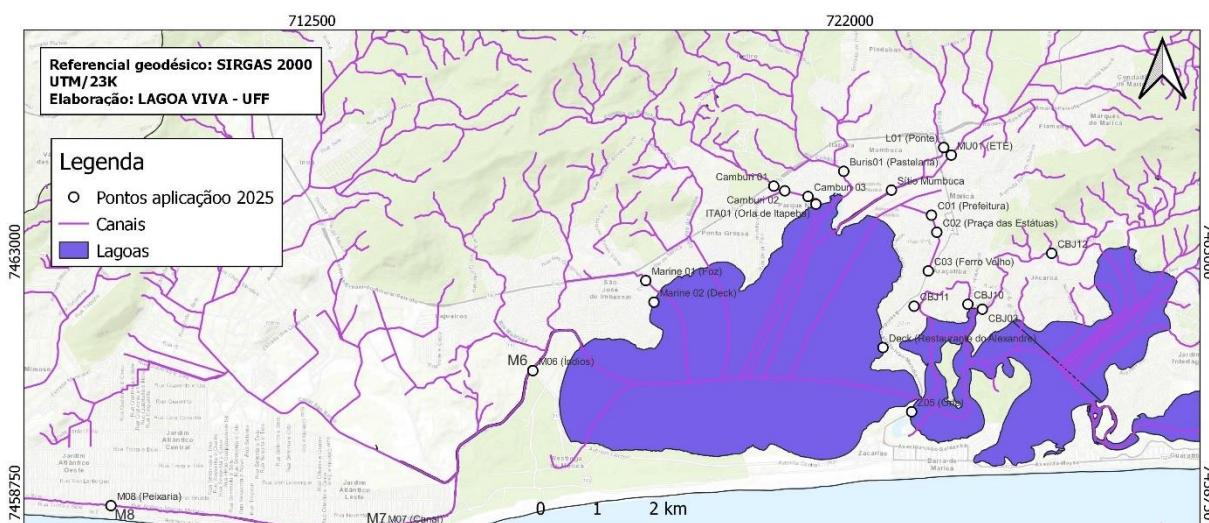


Figura 9: Mapa do SLMG com os locais de aplicação semanal do biorremediador em córregos e canais.

apresentam maior capacidade de degradação devido a interações sinérgicas, cooperação metabólica e incremento da biodisponibilidade de nutrientes, tornando compostos orgânicos complexos em formas mais lábeis. Esses consórcios podem se adaptar a diversas condições ambientais e degradar misturas de poluentes com mais eficiência do que cepas isoladas (Cao et al., 2022; Kour et al., 2021). A biorremediação na Laguna de Araçatiba foi efetuada com um consórcio microbiano composto por bacilos (*Lactobacillus casei* e *Lactobacillus acidophilus*) e levedura (*Saccharomyces cerevisiae*) desde novembro/2021. A técnica consistiu no lançamento periódico (frequência semanal) dos microrganismos em uma matriz líquida em córregos e canais que desembocam no SLMG (**Error! Reference source not found.** e Figura 10). Essa matriz era preparada antecipadamente em tanques de 6.000 L agitados por vórtex na Biofábrica – um pólo biotecnológico pertencente ao Projeto Lagoa Viva. O processo de ativação envolve a diluição do bioinsumo concentrado em água potável enriquecida com nutrientes, submetido à aeração contínua para estimular o metabolismo microbiano e multiplicação dos probióticos. A concentração do bioinsumo segue dois protocolos distintos: Choque e Manutenção, definidos conforme a sazonalidade. O protocolo de Choque, adotado no período chuvoso (novembro a março), utiliza concentrações mais elevadas: 7,5% de Embiotic® e 3% de Hibana®, além de 0,4% de sal, diluídos em 90% de água potável. Já o protocolo de Manutenção, utilizado no período seco (abril a outubro), adota concentrações reduzidas: 2,5% de Embiotic® e 2% de Hibana®, mantendo o mesmo percentual de sal. O princípio envolvido nessa estratégia é o da exclusão competitiva, onde os probióticos, tidos como microrganismos k-strategistas, irão, gradativamente, reduzir as populações de bactérias patogênicas r-estrategistas, tais como as do gênero *Vibrio*, *Salmonella*, *Escherichia coli* e *Pseudomonas aeruginosa* (Ahmed et al., 2016; Jaleel & Abdulwahid, 2017; Lee et al., 2023; Maurer et al., 2024). Esse processo acontece por meio do *Quorum sensing* que a forma de comunicação entre as bactérias por meio de sinais moleculares (J. Wang et al., 2022).



Figura 10: Registros da aplicação do consórcio microbiano em rios e canais da bacia hidrográfica do SLMG.

4.4. Tratamento dos dados

A descrição da variação espacial da macrofauna foi realizada com base em indicadores de abundância (ind/m²), riqueza taxonômica, equitabilidade, dominância e índice de diversidade de Shannon. Os índices bióticos, AMBI e M-AMBI, foram calculados utilizando o software gratuito AZTI (Borja & Muxika, 2005), considerando a lista de espécies atualizada de Maio/2022 para a definição dos grupos ecológicos.

A normalidade de todos os dados foi testada por meio do teste de Shapiro–Wilk. Como a maior parte dos dados não apresentaram uma distribuição normal (mesmo após transformados), utilizou-se testes não paramétricos. O teste de Kruskal–Wallis foi utilizado para avaliar a diferença estatística espacial entre as medianas dos parâmetros físico-químicos e bióticos, assumindo uma significância de 5%. Os dados da coluna d’água, das propriedades do sedimento e da comunidade biológica (dados transformados por raiz quarta) das diferentes estações amostrais foram analisados por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA) e Análise de Redundância (RDA) com o objetivo de avaliar a relação entre as variáveis ambientais e a comunidade biológica nas diferentes estações amostrais. Todos os testes de correlação foram realizados utilizando o teste de Spearman com o objetivo de avaliar a relação monotônica entre duas variáveis, sem assumir que os dados seguem uma distribuição normal ou que a relação é estritamente linear. A ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi aplicada para representar graficamente as abundâncias do macrobentos (dados não transformados) das estações próximas e distantes da biorremediação, utilizando a distância de Bray–Curtis. A significância das diferenças espaciais nos dados da comunidade também foi testada por meio da PERMANOVA ($p < 0,05$), com base na distância de Bray–Curtis. A investigação das espécies que mais contribuiram para a

dissimilaridade entre os grupos investigados (pré e pós tratamento) foi feita pelo procedimento SIMPER (Clarke et al., 2014). As análises estatísticas foram realizadas no software Past v.4.

5. RESULTADOS

5.1. Identificação da Macrofauna Bentônica

Foram identificadas diversas espécies presentes na Laguna de Araçatiba, que possuem grande importância para entender a saúde ambiental desse ecossistema costeiro. Essas espécies desempenham diferentes funções no ambiente e refletem as condições locais, servindo como indicadores de qualidade ambiental. Os filos Mollusca, Annelida e Crustacea foram os mais representativos da biodiversidade macrobentônica (Tabela 2). Com base na lista de Maio/2022 do software AZTI (Borja & Muxika, 2005), todas as espécies e grupos taxômicos foram classificados em um dos cinco grupos ecológicos (Tabela 3). Cinco táxons foram enquadrados como sensíveis (grupo I), quatro como indiferentes (grupo II), seis como tolerantes (grupo III), três espécies como oportunistas de 2ª ordem (grupo IV) e três como oportunistas de 1ª ordem (grupo V). Casos inconclusivos não foram classificados e representavam uma pequena abundância relativa se limitando apenas a dois táxons (Tabela 3).

5.1.1. Diversidade Taxonômica

Foram contabilizados um total de 20.293 espécimes em jan/21; 21.227 em ago/21; 7.987 em nov/21; 19.402 em fev/22; 10.768 em mai/22; 20.400 em ago/22; 29.460 em nov/22; 37.779 em fev/23; 25.579 em mai/23; 26.177 em ago/23; 40.122 em nov/23 e 20.943 em fev/24 cujos táxons identificados e suas respectivas abundâncias estão apresentadas na Tabela 2 .

Tabela 2: Abundância total dos táxons (ind/m²) em cada campanha de monitoramento na Laguna de Araçatiba.

Taxa (inds/m ²)	Pré-Tratamento			Pós-Tratamento								
	Jan-21	Ago-21	Nov-21	Fev-22	Mai-22	Ago-22	Nov-22	Fev-23	Mai-23	Ago-23	Nov-23	Fev-24
Phylum Sipuncula												
<i>Sipuncula sp.</i>	0	25	6	0	6	6	0	0	6	0	0	0
Phylum Annelida												
Class Clitellata												
Oligochaeta (undetermined species)	0	1355	1934	1834	1103	3674	6049	3680	4890	17056	21082	9525
Class Polychaeta												
Order Phyllodocida												
Family Nereididae												
<i>Alitta succinea</i>	13	214	536	491	277	1519	3025	1046	372	1147	750	121
<i>Laenoeris acuta</i>	599	447	1594	1859	416	2016	5526	3188	1979	3516	4715	2591
Family Pilargidae												
<i>Sigambra sp.</i>	0	586	479	82	19	63	25	0	6	0	0	20
Order Spionida												
Family Spionidae (undetermined species)	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Streblospio sp.</i>	0	1159	2962	9049	3453	6408	16497	26793	10372	17705	40051	39935
Order Capitellida												
Family Capitellidae												
<i>Capitella spp.</i>	0	0	3724	1298	57	265	485	95	25	13	10	40
Phylum Crustacea												
Class Malacostraca												
Order Amphipoda												
Family Talitridae												
<i>Chelorchestia darwinii</i>	57	0	88	25	284	139	870	208	120	151	1454	156
Family Melitidae												
<i>Melita lagunae</i>	0	0	176	0	340	284	340	838	6	1726	2918	40
Order Isopoda												
Family Sphaeromatidae												
<i>Cassidinedea fluminensis</i>	120	57	479	428	1531	744	5696	4234	1336	5683	6506	775
Order Tanaidacea												
Family Tanaididae												
<i>Sinebolus stanfordi</i>	0	0	447	271	1109	176	1418	2602	296	4568	2561	1816
Order Decapoda												
Family Varunidae												
<i>Neohelice granulata</i>	0	19	19	6	0	0	0	6	19	6	10	0
Class Thecostraca												
Order Balanomorpha												
Family Balanidae												
<i>Amphibalanus improvisus</i>	290	18374	5898	1437	4417	926	14657	20800	6692	6395	3109	206
Class Ostracoda (<i>Cyprideis spp</i>)	0	0	0	0	0	0	0	0	365	422	669	4850
Phylum Arthropoda												
Class Insecta												
Order Diptera												
Family Chironomidae (undetermined species)	2520	0	0	0	25	1859	4965	4203	2067	4650	1419	382
Phylum Mollusca												
Class Bivalvia												
Order Myida												
Family Dreissenidae												
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	17738	85942	10290	54896	31638	6887	16623	19080	6692	23123	30461	7512
Order Venerida												
Family Veneridae												
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	57	158	69	164	44	6	0	0	6	0	0	0
Class Gastropoda												
Order Littorinimorpha												
Family Cochliopidae												
<i>Heleobia australis</i>	106440	25142	21619	50309	23132	103573	109420	151273	128526	78739	86155	37233
Order Caenogastropoda												
Family Thiariidae												
<i>Melanoides tuberculata</i>	0	6	0	0	0	0	6	0	69	19	5	171
Phylum Cnidaria (Actiniaria)	0	0	0	0	0	0	32	6	0	0	0	0

Tabela 3: Classificação das espécies e táxons encontrados em cada um dos cinco grupos ecológicos do AMBI. Legenda: N.A. = Não Atribuído

Espécie/táxon	Grupo AMBI	Grupo Ecológico
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	I	Sensível
<i>Melita cf. lagunae</i>	I	Sensível
<i>Chelorchestia darwinii</i>	I	Sensível
Cnidaria (Actiniaria)	I	Sensível
Sipuncula	I	Sensível
<i>Cassidinedea fluminensis</i>	II	Indiferente
<i>Sinelobus cf. stanfordi</i>	II	Indiferente
<i>Paramicrodeutopus Schmitti</i>	II	Indiferente
<i>Cyprideis sp</i>	II	Indiferente
<i>Streblospio spp</i>	III	Tolerante
<i>Alitta succinea</i>	III	Tolerante
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	III	Tolerante
<i>Amphibalanus cf. Improvisus</i>	III	Tolerante
Chironomidae	III	Tolerante
Nematoda	III	Tolerante
<i>Laeonereis acuta</i>	IV	Oportunista 2ª ordem
<i>Heleobia australis</i>	IV	Oportunista 2ª ordem
<i>Melanoides tuberculatus</i>	IV	Oportunista 2ª ordem
<i>Capitella spp</i>	V	Oportunista 1ª ordem
<i>Heteromastus filiformis</i>	V	Oportunista 1ª ordem
Oligochaeta	V	Oportunista 1ª ordem
<i>Sigambra sp</i>	-	N. A.
<i>Neohelice granulata</i>	-	N. A.

5.1.2. Filo Annelida

5.1.2.1. *Streblospio spp*

Dentre as diversas espécies da família Spionidae, o gênero *Streblospio* consiste em uma população de organismos que habita, preferencialmente, regiões estuarinas (Mahon et al., 2009), e que são consideradas oportunistas, apresentando hábito alimentar estritamente detritívoro e preferência por ambientes com composição sedimentológica lodosa que, em geral, detêm grandes quantidade de matéria orgânica disponível (A. M. da Silva, 2015). Juntamente com as espécies do gênero *Capitella*, os poliquetas do gênero *Streblospio* são tradicionalmente conhecidos como indicadores de ambientes impactados (Dean, 2008). Embora o conceito de espécies indicadoras seja amplamente utilizado para avaliar a saúde ambiental, o papel específico das espécies de *Streblospio spp* neste contexto não é simples. O gênero inclui várias espécies com

características genéticas e morfológicas distintas, o que dificulta a sua utilização como indicadores universais. A diferenciação entre espécies do gênero *Streblospio* é um desafio devido às suas semelhanças morfológicas, que podem levar a uma identificação incorreta e afetar a sua fiabilidade como indicadores (Mahon et al., 2009). Estudos demonstraram que, embora alguns táxons possam servir como indicadores de poluição, a eficácia de espécies específicas, incluindo as do *Streblospio* spp, pode variar significativamente entre diferentes locais e condições (Bustos-Baez & Frid, 2003). O grupo ecológico adotado para esse gênero foi o mesmo sugerido pelo Índice Biológico Marinho (AMBI), colocando-o como um táxon tolerante (Borja & Muxika, 2005).

5.1.2.2. *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923)

Espécie de poliqueta pertencente à família Nereididae, é encontrada em ambientes estuarinos e praias arenosas e apresenta grandes densidades em localidades impactadas pela ação antropogênica, principalmente próximos a regiões urbanizadas e/ou industrializadas (Weis, 2017). Habitam fundos de areia fina e areno-lodosos, desde a região entremarés até um metro de profundidade. O poliqueta *Laeonereis acuta* é uma espécie comum em estuários e apresenta características que permitem ressaltar sua importância em estudos de avaliação da qualidade ambiental, já que ela apresenta resistência a diversas variações ambientais, dentre elas a poluição por enriquecimento orgânico. *L. acuta* é uma espécie detritívora, participando ativamente da reciclagem da matéria orgânica e por isso apresenta alta abundância em ambientes enriquecidos. A característica da espécie em reciclar a matéria contida em seu habitat, pode destacar a sua importância para o meio ambiente estuarino, evidenciando que o fato da espécie *L. acuta* ser sensível a contaminantes ambientais (e.g.: metais pesados) a torna um grande indicador de contaminação, ou seja, espécie bioindicadora de impactos ambientais (Pires-Vanin et al., 2011). O hábito alimentar depositívoro de *L. acuta* torna-o particularmente sensível a alterações nos níveis de poluição orgânica, permitindo-lhe servir de bioindicador para tais condições (Elías et al., 2021).

5.1.2.3. *Alitta succinea* (Leuckart, 1847)

Espécie de poliqueta pertencente à família Nereididae – que é uma das famílias mais diversas incluindo mais de 50 gêneros descritos. Pode ser encontrada ao longo de habitats com grandes diferenças de salinidade e temperatura (Aguiar & S. Gomes Santos, 2018). Normalmente uma alta abundância de *Alitta succinea* indica poluição

orgânica local, sendo tolerante a condições de hipóxia. É depositívora e pode também se alimentar de outros animais e material vegetal. É considerada eurihalina e euritermal (Villalobos-guerrero, 2012). A espécie é conhecida pelo seu papel na ligação dos níveis inferior e superior da teia alimentar, atuando tanto como presa como predador. A sua dieta inclui detritos, pequenos invertebrados e matéria orgânica, que processa à medida que se enterra no sedimento (Villalobos-guerrero, 2012). Além disso, esse verme é capaz de apresentar uma estratégia reprodutiva conhecida como epitoquia. Tal processo consiste na metamorfose de indivíduos adultos com alterações na sua morfologia quando a maturidade sexual é alcançada. Tais mudanças permitem que esses poliquetas deixem o compartimento bentônico e nadem até a superfície em grande abundância para liberação de gametas. Esse comportamento, contudo, acontece de forma rara e pontual no período noturno (Aguiar & S. Gomes Santos, 2018). No SLMG, houve um episódio registrado por pescadores desse processo reprodutivo de *A. succinea* em meados de 2023 na região do Bambuí, que fica entre a laguna do Padre e Guarapina.³

5.1.2.4. *Sigambra sp*

A família Pilargidae já foi descrita como um grupo resistente a fontes de poluição orgânica e por metais no sedimento (F. M. Souza et al., 2021). Possuem uma coloração amarelada quando vivos e esbranquiçados ao serem fixados. Ocorrem em diversos tipos de sedimentos, variando de lama a areia grossa (Leitão, 2014). Como a identificação alcançada foi até o nível de gênero, seguiu-se a recomendação apresentada no software do Índice Biológico Marinho (AMBI) de não o enquadrar em um dos cinco grupos ecológicos. Tradicionalmente, a espécie *Sigambra grubii* (Müller, 1858)⁴ tem sido reportada para muitos ambientes costeiros do Brasil. Estudos taxonômicos recentes, contudo, descobriram a existência de novas espécies dentro desse grupo (Salazar-Vallejo et al., 2019). Possivelmente, existem mais de uma espécie dentro do gênero *Sigambra sp* no SLMG, que podem pertencer a grupos ecológicos distintos.

5.1.2.5. *Capitella spp*

Os Capitelídeos podem variar de formas muito pequenas e filiformes até robustas, possuem corpo dividido em tórax e abdômen e não apresentam apêndices

³ Matéria disponível em: <https://globoplay.globo.com/v/11810447/>

⁴ Espécie categorizada como oportunista de 1ª ordem, segundo o AMBI

prostomiais ou peristomiais, conferindo-lhes uma aparência muito semelhante a de uma minhoca. A maioria é cavadora e se alimenta de sedimento. Embora os Capitellidae possam ser facilmente distinguíveis de outras famílias, sua identificação geralmente é difícil devido a sua morfologia homogênea (C. F. da Silva, 2017). Em razão disso, muitos organismos eram categorizados como *Capitella capitata*, que originalmente foi descrita na Groelândia, mas que em seguida os seus registros de ocorrência se expandiram para todos os oceanos. Tal situação elevou o táxon em questão como supostamente cosmopolita, entretanto, com os avanços recentes das técnicas moleculares, descobriu-se que a ocorrência de *Capitella capitata* no SLMG trata-se, na verdade, da espécie *Capitella neoaciculata* (C. F. Silva et al., 2017). Esse organismo tradicionalmente é utilizado como um importante bioindicador onde apresenta altas densidade em ecossistemas poluídos.

5.1.2.6. *Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864)

Heteromastus filiformis é uma espécie de verme poliqueta pertencente à família Capitellidae, comumente encontrada em zonas intertidais e sublitorais. Desempenha um papel ecológico significativo no retrabalho de sedimentos e reciclagem de nutrientes em ambientes marinhos (Gillet & Gorman, 2002). Esta espécie caracteriza-se pela sua capacidade de produzir pelotas fecais, que contribuem para a renovação de sedimentos e ciclagem de nutrientes (Neira & Höpner, 1993). A dinâmica populacional e a produção secundária de *H. filiformis* têm sido estudadas em várias regiões, destacando a sua importância ecológica. Assim como a maioria dos integrantes da família Capitellidae, *H. filiformis* é uma espécie generalista e um oportunista de 1ª ordem, cuja dominância é um indicativo de ambientes impactados e sob forte estresse.

5.1.2.7. *Oligochaeta*

Os oligoquetas, um grupo de vermes anelídeos, estão amplamente distribuídos nos ecossistemas de água doce e apresentam significativa diversidade ecológica e adaptabilidade. São conhecidos pela sua tolerância ao enriquecimento orgânico, tornando-os bioindicadores valiosos para a avaliação da qualidade da água (Elías et al., 2021). Essa característica, inclusive, já foi explorada para a elaboração de índices que se baseiam na razão de espécies sensíveis (e.g.: anfípodos) com poliquetas oportunistas, podendo também incluir os oligoquetas (Dauvin, 2018). Apesar de muitas espécies distintas poderem fazer parte desse grupo, até o momento não foi possível a

identificação até esse nível. Essa limitação, contudo, não chega a comprometer as conclusões desse trabalho, uma vez que as espécies pertencentes a esse táxon desempenham uma mesma função ecológica, a saber: oportunistas de primeira ordem (grupo ecológico V). Dentre os oligoquetas, a maioria das pesquisas não o identificam até o menor nível, contudo, a sua riqueza pode chegar a mais de 20 espécies em ambientes costeiros antropogenicamente modificados, como no caso do estuário Seine (Dauvin & Ruellet, 2009).

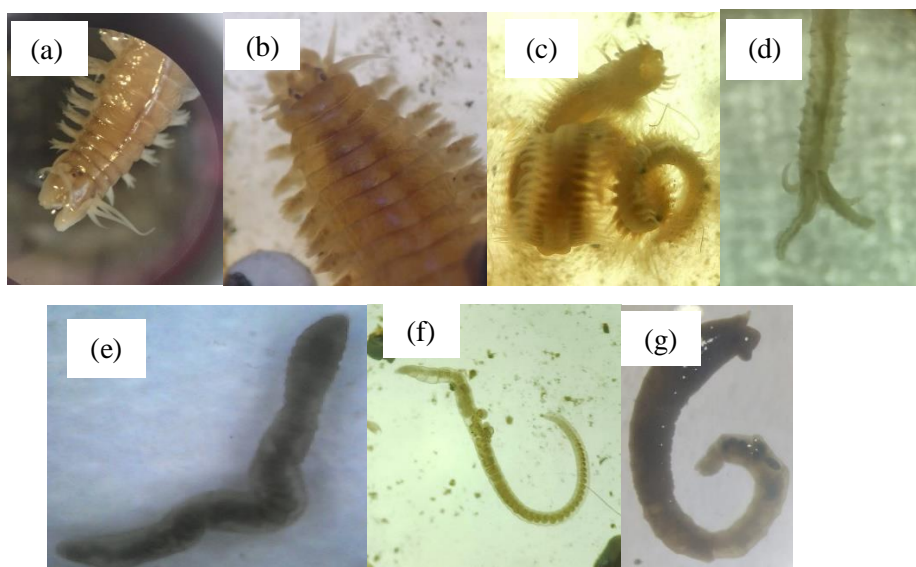


Figura 11: Algumas espécies de poliquetas presentes no SLMG. (a) *Alitta succinea* (b) *Laeonereis acuta* (c) *Sigambra* sp (d) *Streblospio* spp (e) *Capitela* spp (f) Oligoqueta (g) *Heteromastus filiformis*

5.1.3. Filo Mollusca

5.1.3.1. *Heleobia australis* (d'Orbigny, 1835)

Espécie de molusco pertencente à família Cochliopidae, cuja família possui uma alta diversidade de espécies de ambientes estuarinos e límnicos. *Heleobia australis* costuma ser uma espécie dominante em diversos ambientes aquáticos degradados, com uma larga distribuição em ambientes mixohalinos. Alimentam-se de matéria orgânica e são capazes de realizar autocoprofagia, principalmente em condições de competição intraespecífica (Neves et al., 2011). São organismos bioturbadores e são capazes de se desprender do sedimento através da formação de uma bolha dentro da concha que permite-os flutuar na coluna d'água e serem carregados pelas marés, funcionando como uma estratégia de dispersão. Este comportamento facilita a fuga de situações extremamente estressantes e também para invadir áreas pouco povoadas por outras

espécies, o que atesta seu sucesso em ambientes altamente impactados e poluídos (Echeverría et al., 2010; Figueiredo-barros et al., 2006).

5.1.3.2. *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774)

Na campanha de mai/23 houve um aumento no número de indivíduos encontrados para esse gastrópode, que até então aparecia de forma pontual nas poucas campanhas em que estava presente. De qualquer forma a sua aparição se limitou aos pontos de amostragem #9 e #11 – ambos no setor norte da laguna de Araçatiba. Essa espécie de gastrópode é tida como invasora, vetora de doenças, adaptada a água doce, porém tolerante a grandes variações de salinidade (Okumura & Rocha, 2020). É descrita por ter uma alta taxa de crescimento e reprodução, tendo capacidade migratória e adaptativa em vários tipos de habitats aquáticos. Pouco se sabe sobre a influência da *M. tuberculata* na malacofauna nativa em ecossistemas onde foi introduzida (Okumura & Rocha, 2020). Essa espécie também está associada com bancos de macrófita aquática.

5.1.3.3. *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831)

Molusco bivalve pertencente à família Dressinidae. Atualmente é considerado uma espécie bioinvasora, sendo sua provável origem no Golfo do México. É um animal filtrador que consome fitoplâncton, detritos de plantas e outras fontes de matéria orgânica. É incrustante, podendo viver na superfície de substratos duros, sejam eles naturais (conchas, rochas, pedras) ou artificiais (madeira, garrafas, pneus e outros resíduos sólidos) (M. R. Fernandes et al., 2020). *Mytilopsis leucophaeata* tem a capacidade de provocar alterações na estrutura da comunidade bentônica, alterar a dinâmica de nutrientes e consequentemente impactar diversas espécies. Apresenta um grande limite de tolerância a parâmetros abióticos, considerado uma espécie euritérmica e eurialina (Verween et al., 2014).

5.1.3.4. *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767)

Espécie de molusco bivalve da família Veneridae. É uma espécie resistente a condições de hipóxia, sendo capaz de resistir a eventos agudos de eutrofização e recolonizar sedimentos anóxicos de regiões entremarés assim que são expostos a águas oxigenadas. São sensíveis a variação de salinidade e podem exibir alta mortalidade devido a chuvas intensas. Outro fator que afeta a distribuição da espécie é o acúmulo da

vegetação e seus detritos, o qual normalmente faz com que *Anomalocardia flexuosa* esteja ausente ou em baixas densidades (Silva-Cavalcanti & Costa, 2011).



Figura 12: Espécies de moluscos encontradas no SLMG. (a) *Helleobia australis* (b) *Mytilopsis leucophaeta* (c) *Melanoides tuberculatus* (d) *Anomalocardia flexuosa*

5.1.4. Filo Crustacea

5.1.4.1. *Amphibalanus* cf. *Improvisus* (Darwin, 1854)

É uma espécie de craca, cuja origem não é possível de ser determinada por estar espalhada pelo mundo inteiro. Foi descrita por Charles Darwin em 1854 e os seus locais de ocorrência abrangem a costa leste da América do Sul, América do Norte, Europa, Ásia e África (fonte: World Register of Marine Species). É um animal sésil que necessita de um substrato duro para se estabelecer. Na laguna de Araçatiba essa espécie está intimamente relacionada com os bancos formados pelos agregados de conchas do bivalve *M. leucophaeta*, em padrão semelhante também ao que já foi registrado na lagoa Rodrigues de Freitas (M. R. Fernandes et al., 2020). Possui um hábito filtrador onde se alimenta dos detritos em suspensão na coluna d'água.

5.1.4.2. *Cassidinea fluminensis* (Mañe-Garzón, 1944)

É um crustáceo isópodo eurialino da superfamília Sphaeromatoidea endêmico da costa brasileira. Pode ser encontrado em águas rasas e regiões estuarinas. No nordeste brasileiro essa espécie só foi achada até 5,4 m de profundidade (M. A. de Oliveira, 2008). Possui uma mobilidade reduzida e hábito alimentar raspador de detrito e matéria orgânica do fundo. Pode ser encontrado em uma variedade de ambientes, mas não é específico como indicador de poluição ou condições de lodo, sendo enquadrado como uma espécie indiferente (grupo ecológico II) a poluição orgânica.

5.1.4.3. *Sinelobus* cf. *Stanfordi* (Richardson, 1901)

Espécie pertencente à ordem Tainadacea, que abriga mais de 900 espécies descritas, sendo porém apenas quatro capazes de habitar ambientes de água doce, sendo apenas uma delas encontrada no Brasil – que é o caso do *Sinelobus* cf. *stanfordi*. Esse

crustáceo é uma espécie eurialina, o que lhe permite suportar grandes variações de salinidade. Originalmente era tido como cosmopolita, contudo, viu-se posteriormente tratar-se de um complexo de espécies crípticas (Ambrosio et al., 2014). No Brasil, o *Sinelobus cf. stanfordi* já foi registrado em vários ambientes de água doce e salobra, próximos ao litoral, nos estados do sudeste e sul. No sistema lagunar do Tramandaí (RS) já houve registros de grandes abundâncias desse táxon – chegando a 66.000 indivíduos/m² (Haaren et al., 2020). Há dimorfismo sexual e houve, inclusive, registro de fêmeas carregadas com ovos nas amostras da laguna de Araçatiba. Possuem um tamanho pequeno, não chegando a ultrapassar 5 mm de comprimento e coloração branca acinzentada. Sua distribuição no Brasil parece estar mais associada a ambientes de baixa salinidade, como lagunas costeiras de água rasa. Frequentemente costumam estar juntos com a vegetação, tendo o hábito bentônico de se alimentar de detritos no fundo. Podem também construir tocas tubulares de areia ou lodo sobre o substrato e apresentam um aspecto gregário, possibilitando a ocorrência de altas densidades em áreas restritas. Seguindo a recomendação do software AZTI essa espécie foi considerada como indiferente a um gradiente de enriquecimento orgânico.

5.1.4.4. *Melita cf. Lagunaae* (Oliveira, 1953)

Espécie de Amphipoda descrita primeiramente na laguna de Araçatiba por Oliveira em 1953 (L. P. H. de Oliveira, 1953) a qual consiste em indivíduos de mobilidade livre, onívoros, onde costumam ocupar habitats abrigados em profundidades baixas da zona entre-marés e sublitoral. São reconhecidos pelo seu significado ecológico e potencial como bioindicadores devido à sua sensibilidade às alterações ambientais e poluentes. Os anfípodes são conhecidos pela sua sensibilidade a vários estressores ambientais, incluindo contaminação por metais pesados, descargas de esgotos e alterações de habitat. Esta sensibilidade torna-os bioindicadores eficazes para avaliar a saúde dos ecossistemas marinhos (Guerra-García & García-Gómez, 2004). Essa espécie foi considerada sensível a perturbações ambientais e, portanto, enquadrada como grupo ecológico I.

5.1.4.5. *Chelorchestia darwinii* (Müller, 1864)

Chelorchestia darwinii é uma espécie de anfípode da família Talitridae, conhecida pela sua presença ecológica em ambientes de mangue. Esta espécie está particularmente associada ao “Bostrychietum”, uma comunidade de algas encontrada

em pneumatóforos e troncos de mangue, que inclui vários tipos de algas tais como rodófitas, cianobactérias e clorófitas (L. L. Souza et al., 2013). A espécie faz parte de um gênero que habita pântanos e ambientes semiterrestres, principalmente em regiões tropicais (Smith & Heard, 2001). A espécie encontra-se em zonas intertidais, onde é provável que se envolva em comportamentos típicos dos anfípodes, tais como a escavação e alimentação de detritos e algas. Não está catalogada na lista mais recente de espécies do Índice Biótico Marinho AZTI (Borja & Muxika, 2005), mas dada a sensibilidade típica que os anfípodes apresentam em situações de estresse (Dauvin, 2018), foi considerado a categoria I (sensível a poluição orgânica) como grupo ecológico nesse estudo. *Chelorchestia darwinii* é uma das quatro espécies descritas no seu gênero, ao lado de *C. costaricana*, *C. vaggala* e *C. fórceps* (Valencia & Giraldo, 2009).

5.1.4.6. *Paramicrodeutopus Schmitti* (Shoemaker, 1942)

Trata-se de uma espécie da família Aoridae de Amphipoda e é um crustáceo ecologicamente significativo encontrado em vários ambientes aquáticos. Esta espécie, tal como outros anfípodes, desempenha um papel crucial nos ecossistemas aquáticos devido às suas interações com parasitas e ao seu potencial como bioindicador. *P. schmitti* é tipicamente encontrado em ambientes abrigados com altas taxas de sedimentação, semelhante a outras espécies da família Aoridae, como o *Microdeutopus sporadhi*, que prospera no Mar Mediterrâneo em condições específicas como baixos valores de pH e substratos artificiais (Scipione, 2013). Os anfípodes, incluindo *P. schmitti*, estão distribuídos por vários ecossistemas marinhos e de água doce, indicando a sua adaptabilidade a diferentes condições ambientais (Bojko, 2019). *P. schmitti*, assim como os anfípodes de modo geral, são bioindicadores importantes devido à sua sensibilidade a perturbações ambientais tais como poluição e alterações de habitats (Dauvin, 2018). A família Aoridae é uma das famílias mais especiosas entre os anfípodes estudados nos sedimentos estuarinos do noroeste da Índia (Srinivas et al., 2019). Segundo o Índice Biótico Marinho AZTI (Borja & Muxika, 2005), *P. schmitti*, foi considerada como uma espécie indiferente à poluição orgânica (grupo ecológico II) e sua ocorrência no SLMG se limitou à Laguna de Jacaroá.

5.1.4.7. *Neohelice granulata* (Dana, 1851)

Essa espécie de carangueijo (Brachyura) foi encontrada de forma pontual e

espaçada, não tendo sido registrado mais do que um indivíduo numa mesma amostra. Por ser um animal de comportamento vágil, sua captura pelo método utilizado nesse estudo foi limitada. Não por acaso, todos os espécimes coletados representam juvenis que possuem menor capacidade de evasão em comparação a um indivíduo adulto. *Neohelice granulata* apresenta grande importância como bioturbador de áreas intertidais de estuários tropicais e subtropicais, já que suas escavações aumentam os níveis de oxigenação e drenagem do solo (Pinheiro, M.A.A.; Santana, W.; Boos, H.; Matsunaga, A.M.F.; Lianos, 2016). Possui distribuição meridional e é endêmica da costa atlântica da América do Sul, nas zonas de meso e infralitoral. Ocorre desde o sudeste do Brasil (laguna de Araruama) até a Argentina (Golfo de San José, Patagônia). Possui tolerância a grandes variações de salinidade sendo, portanto, uma espécie eurialina.

5.1.4.8. *Cyprideis* sp (Ostracoda)

A identificação exata da espécie ainda está em andamento, mas provavelmente trata-se do gênero *Cyprideis* sp. Esse animal pode ser marinho ou adaptado a água salobra (ex: *Cyprideis salebrosa*) e os processos costeiros influenciam no transporte desses organismos em uma laguna, já que são imóveis no sedimento e não conseguem se deslocar ativamente. Os ostracodes do gênero *Cyprideis* sp são pequenos crustáceos com carapaça bivalve, variando em tamanho de 0,2 a 2,0 mm (Pessoa et al., 2020). Eles podem ser relativamente transparentes, translúcidos ou opacos (quando acumulam sedimentos). A largura e a altura da barra de areia podem afetar o transporte de espécimes de ostracodas vivos e mortos para uma laguna.

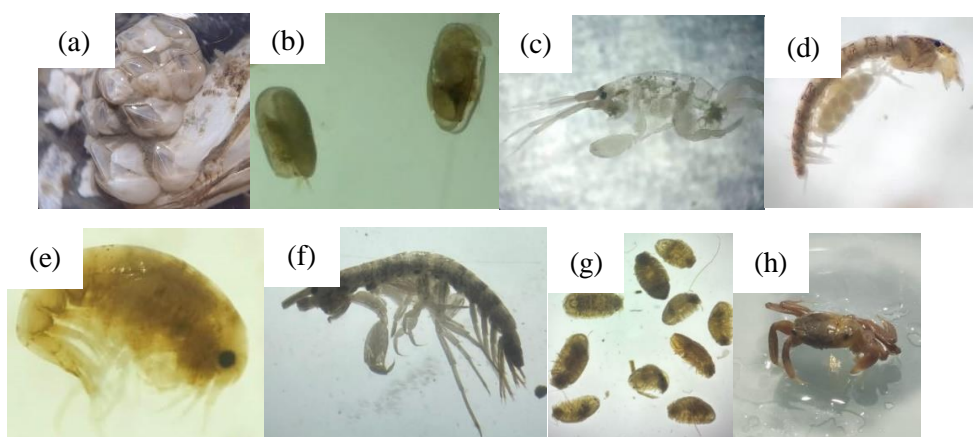


Figura 13: Espécies de crustáceos encontrados no SLMG. (a) *Amphibalanus* cf. *Improvisus* (b) *Cyprideis* sp (c) *Melita* cf. *Lagunae* (d) *Sinelobus* cf. *Stanfordi* (e) *Chelorchestia darwinii* (f) *Paramicrodeutopus Schmitti* (g) *Cassidinedea fluminensis* (h) *Neohelice granulata*

5.1.5. Filos Cnidaria, Sipuncula, Nematoda e Arthropoda

5.1.5.1. Cnidaria (Actiniaria)

A partir das campanhas de nov/22 e fev/23 foram encontrados os primeiros indivíduos do gênero Cnidaria na laguna de Araçatiba. Por mais que seja incomum a presença de anêmonas em substrato inconsolidado e águas salobras, há registro, contudo, de duas espécies raras desse grupo no Brasil que possuem tais características, a saber: *Nematostella vectensis* e *Edwardsia migottoi* (Brandão et al., 2019). A identificação exata dos cnidários ainda está em andamento dado o pequeno número de especialistas nesse grupo, contudo, esse táxon é considerado sensível à poluição e, portanto, equivalente ao grupo ecológico I, segundo o Índice Biológico Marinho AZTI (Borja & Muxika, 2005).

5.1.5.2. Chironomidae (insecta)

A família Chironomidae, desempenha um papel ecológico significativo, particularmente como bioindicadores bentônicos, seja em ambientes lênticos ou lóticos (A. C. M. Fernandes, 2007). Estes organismos são parte integrante da cadeia alimentar aquática e são sensíveis às alterações ambientais, tornando-os valiosos para a avaliação da qualidade da água e dos sedimentos. A sua presença e diversidade podem refletir o estado ecológico dos ambientes aquáticos, especialmente em águas de transição como as lagunas costeiras (Callisto et al., 2002). Os indivíduos registrados desse grupo se encontravam no estágio larval em diferentes estágios de desenvolvimento (Insecta: Diptera). Apesar de serem organismos, cuja abundância maior seja esperada em ambientes de água doce, como córregos e canais, foi encontrada, contudo, uma presença expressiva desse grupo em muitas estações amostrais afastadas desses ambientes com condições salobras.

5.1.5.3. Nematoda

Os nematódeos, pertencentes ao Filo Nematoda, constituem um grupo de organismos altamente diversificado e ecologicamente significativo. São conhecidos por serem os metazoários mais abundantes na Terra, encontrados em diversos ambientes aquáticos (Machado & von Reuss, 2022). Os nematódeos desempenham papéis cruciais nos processos ecológicos, incluindo a ciclagem de nutrientes e a saúde do solo, e exibem uma ampla gama de hábitos de vida e comportamentos, incluindo interações de

vida livre, parasitárias e simbióticas com plantas, animais e microorganismos (Machado & von Reuss, 2022). Por serem organismos mais representativos da meiofauna do que da macrofauna propriamente, a sua presença se limitou a poucos indivíduos que, eventualmente, ficaram retidos na peneira de malha 0,5 mm. Esse grupo é classificado como tolerante à poluição orgânica (grupo ecológico III), segundo o Índice Biótico Marinho AZTI (Borja & Muxika, 2005).

5.1.5.4. Sipuncula

Os sipuncula são um grupo de vermes marinhos não segmentados que foram reclassificados no filo Annelida com base em análises filogenéticas (Schulze & Kawauchi, 2021). Estes organismos caracterizam-se por um tronco bulboso e um introvertido retrátil, muitas vezes adornado com anzóis e tentáculos proteicos, que são significativos para identificação taxonômica. Os sipunculanos são predominantemente encontrados em ambientes marinhos rasos, embora os seus nichos ecológicos não sejam bem definidos devido a pesquisas limitadas sobre as suas preferências e interações ambientais. Estudos recentes têm destacado o potencial dos sipunculanos como bioindicadores do stress ambiental, dada a sua sensibilidade a fatores abióticos como a salinidade e o tipo de sedimento (Schulze & Kawauchi, 2021). Embora os sipunculanos sejam pouco estudados em comparação com outros invertebrados marinhos, eles podem ser considerados como espécies sensíveis a impactos e perturbações ambientais.

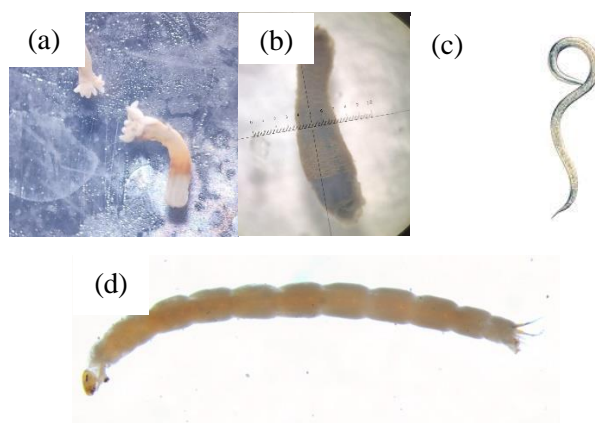


Figura 14: Indivíduos de diferentes grupos taxonômicos: (a) cnidária (Actiniaria) (b) sipuncula (c) nematódeo (d) larva de Chironomidae.

5.2. AMBI e M-AMBI

Os resultados dos dois índices para os períodos pré e pós tratamento estão na Figura 15 e Figura 16.

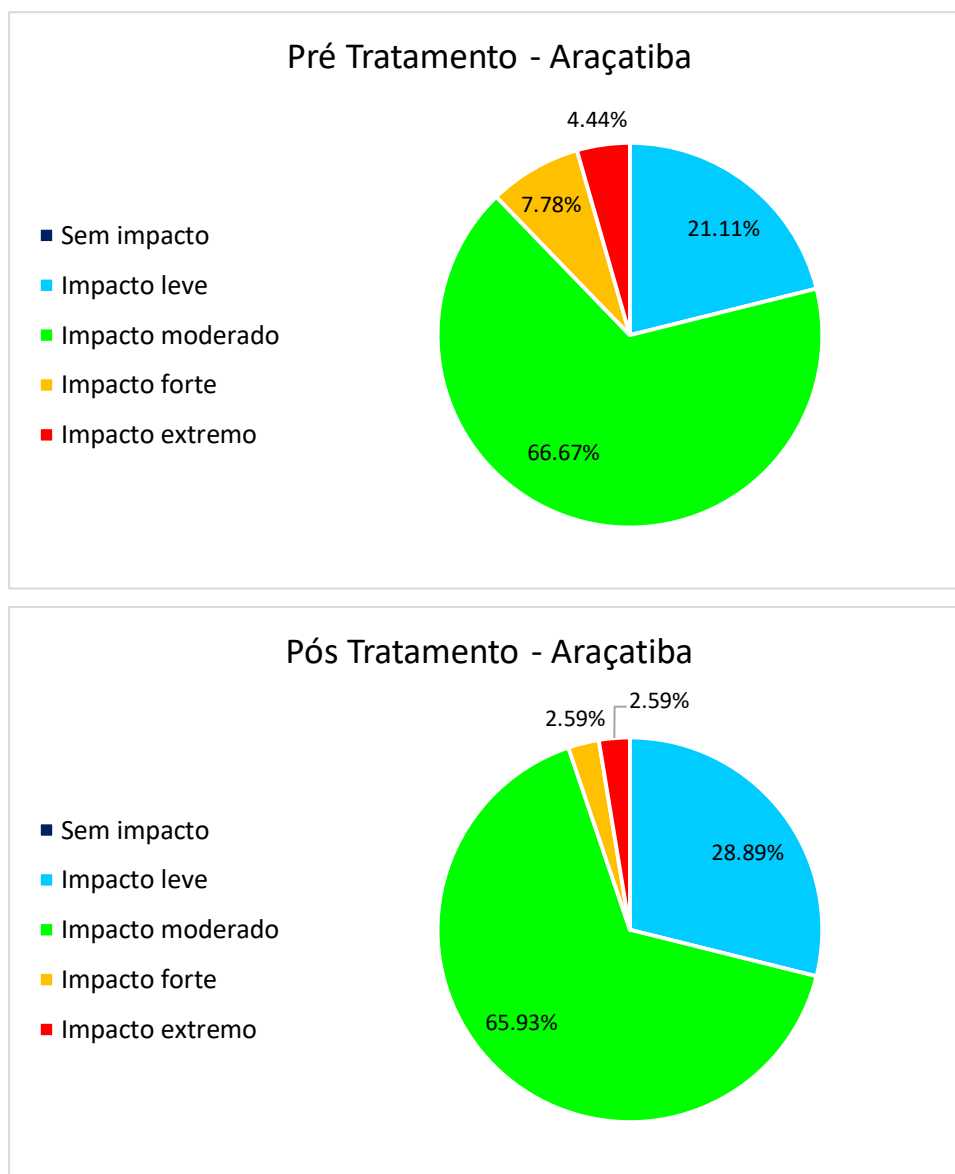


Figura 15: Resultados do índice AMBI (Índice Biológico Marinho) para os períodos pré e pós tratamento em Araçatiba. Legenda: Sem impacto = ótimo ; impacto leve = bom ; impacto moderado = médio ; impacto forte = pobre e impacto extremo = ruim. n pré tratamento = 90 ; n pós tratamento = 300

Os resultados evidenciam uma melhoria considerável na qualidade ambiental da laguna após a implementação do tratamento com o consórcio microbiano. Observou-se um aumento de 7,78% nas áreas classificadas como de impacto leve, refletindo uma recuperação positiva do ecossistema. Paralelamente, houve uma redução de 5,19% nas áreas de impacto forte e de 1,85% nas áreas de impacto extremo. Esses dados indicam uma diminuição nas zonas mais degradadas e uma tendência de recuperação ambiental, demonstrando a eficácia do Projeto Lagoa Viva em promover um ambiente mais equilibrado e sustentável.

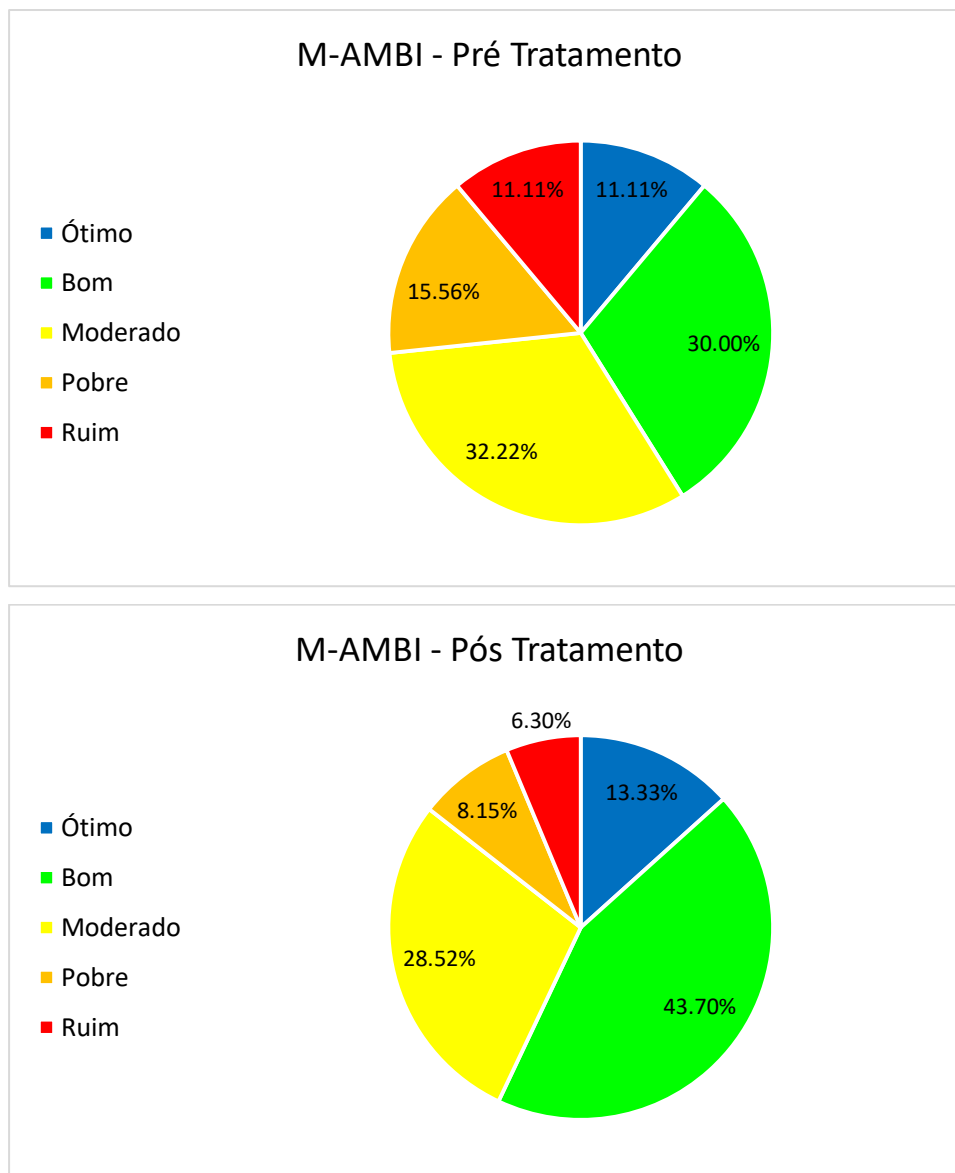


Figura 16: Resultados do índice M-AMBI (Índice Biológico Marinho Multivariado) para os períodos pré e pós tratamento em Araçatiba. Legenda acerca da qualidade ambiental: azul (ótimo); verde (bom); amarelo (moderado); laranja (pobre) e vermelho (ruim). n pré tratamento = 90 ; n pós tratamento = 300

Os resultados obtidos com o índice M-AMBI demonstram também uma melhoria substancial na qualidade ambiental da laguna após a implementação do tratamento com o consórcio microbiano. Observou-se uma redução de 4,81% nas áreas classificadas como ruins e uma diminuição significativa de 7,41% nas áreas consideradas pobres. Em contrapartida, as áreas classificadas como boas aumentaram em 13,7%, enquanto as áreas ótimas cresceram em 2,22%. Esses dados indicam uma melhoria aparente na qualidade ambiental da laguna, com uma redução nas zonas mais degradadas e um aumento nas áreas de melhor qualidade, evidenciando a eficácia do Projeto Lagoa Viva em promover um ecossistema mais saudável e sustentável.

5.3. Avaliação espaço-temporal dos indicadores e grupos ecológicos

Abaixo estão os gráficos box-plot com a variação dos dados da macrofauna bentônica (Figura 17 a Figura 26) e IQA por estação amostral (Figura 27) e por período de tempo (pré e pós tratamento ; Figura 28).

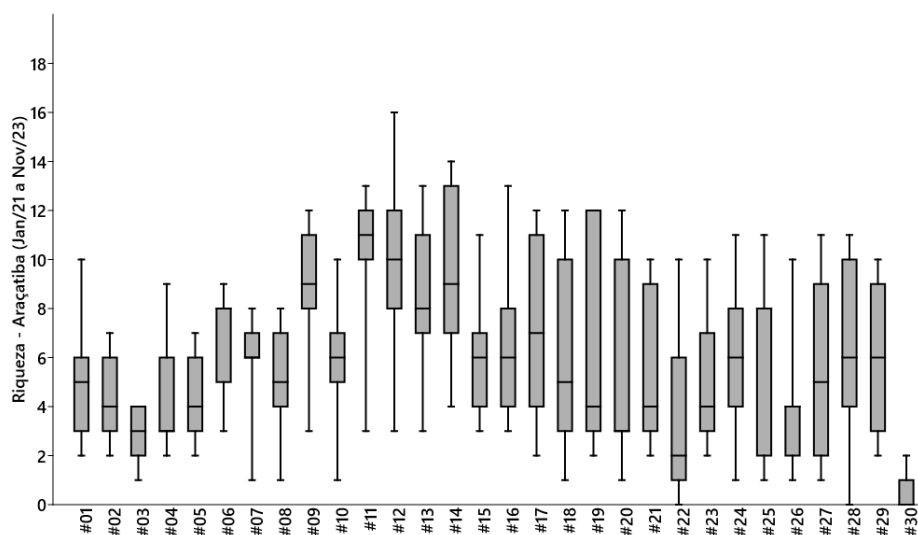


Figura 17: Box-plots da variação da riqueza em cada estação amostral ao longo do monitoramento. Legenda: mediana, quartil e min-max

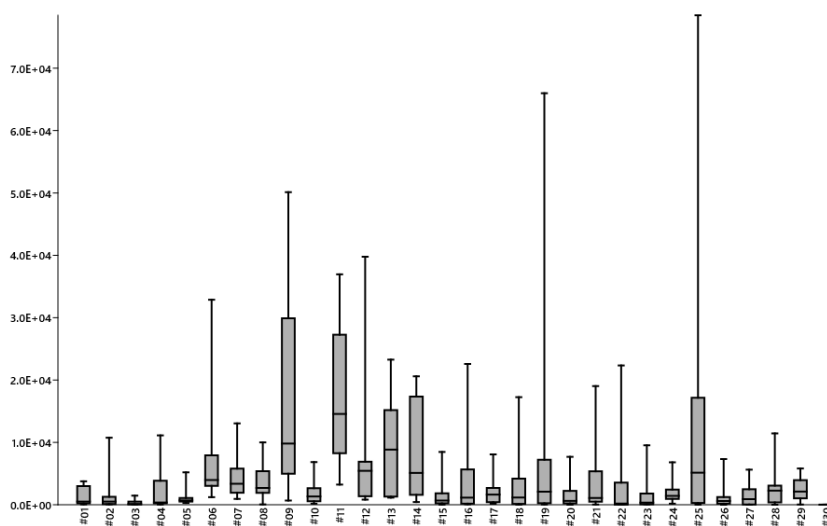


Figura 18: Box-plots da variação da abundância (ind/m²) em cada estação amostral. Legenda: mediana, quartil e min-max

As estações amostrais que apresentaram os maiores valores para a riqueza ao longo do tempo foram #09, #11, #12, #13 e #14 (Figura 17). Essas estações se localizam na parte norte da Laguna de Araçatiba e estão sob influência próxima de um dos locais

de lançamento do biorremediador, que é a Orla da Marine. A propósito, a estação mais próxima desse local de lançamento (#11) foi a que apresentou a maior riqueza média ao longo de todas as campanhas (10 espécies), juntamente com as estações #12 e #14 (essa está mais próxima da foz do canal de Itaipuaçu, que também tem sido um local de lançamento do biorremediador). Houve um aumento significativo da riqueza no pós tratamento ($p < 0,05$), tanto nas áreas próximas como distantes da biorremediação (Figura 19).

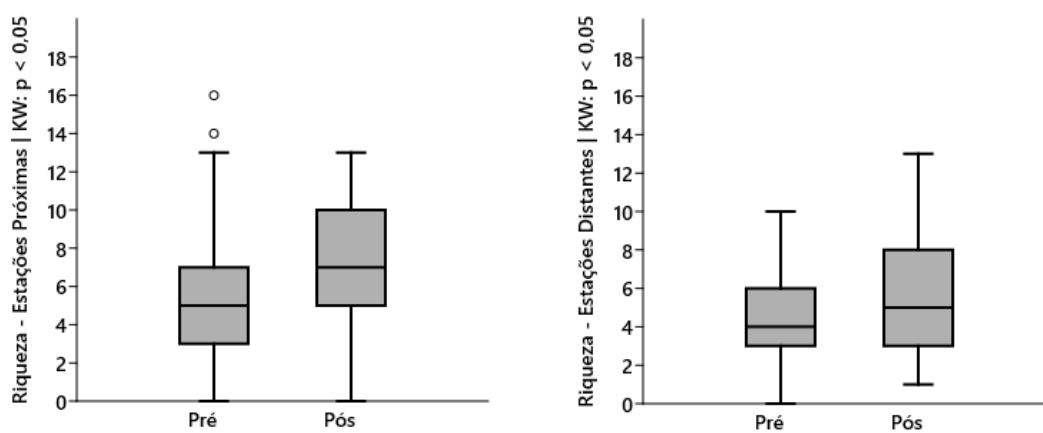


Figura 19: Box-plots da variação da riqueza taxonômica nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max

A densidade de organismos é bastante heterogênea entre as estações amostrais (Figura 18), sendo que os locais com a maior quantidade de indivíduos por metro quadrado foram #9, #11, #12, #13, #14 e #25. Assim como a riqueza, as estações de maior abundância coincidem com a parte norte da Laguna e com a proximidade de áreas de lançamento do consórcio microbiano, com a exceção da estação #25. Em comparação às campanhas anteriores ao início do tratamento, não houve um aumento significativo da abundância de organismos (ind/m^2) na laguna como um todo durante a revitalização (Figura 20). As maiores abundâncias foram encontradas nas estações amostrais próximas às áreas de aplicação. Em relação ao índice de Shannon, as estações que apresentaram as medianas de diversidade mais elevadas foram #11, #14, #15, #16 e #24 (Figura 21). Ao contrário da riqueza que teve um aumento significativo em ambas as áreas, a diversidade de Shannon só apresentou diferença nas estações próximas - evidenciando a influência positiva do biorremediador na biodiversidade bentônica (Figura 22).

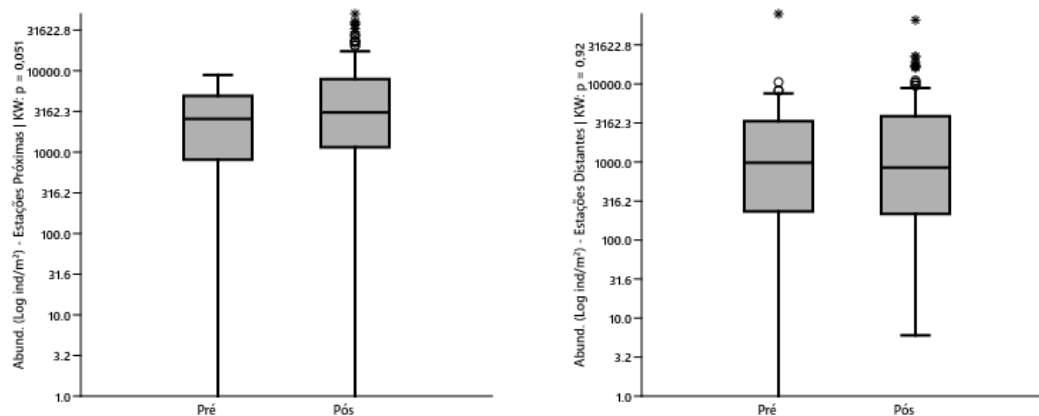


Figura 20: Box-plots da variação da densidade do macrobentos (ind/m²) nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max

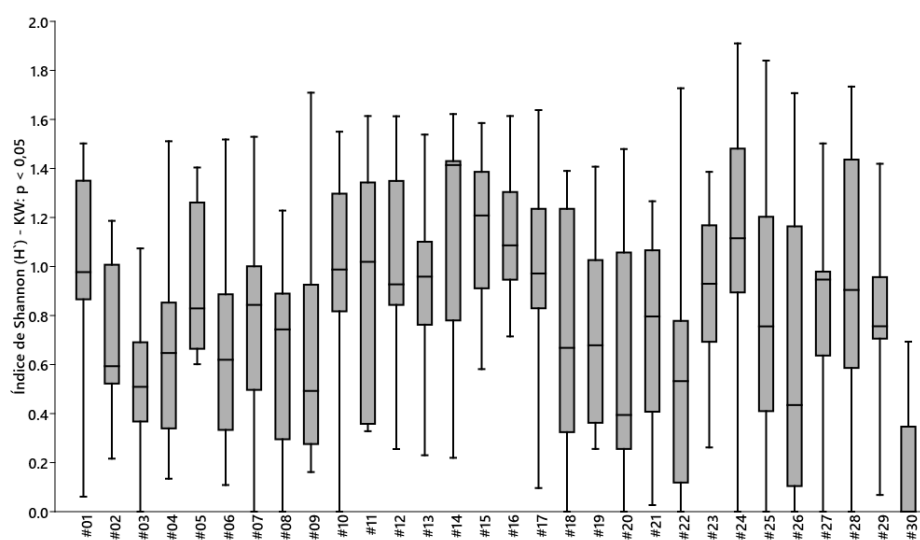


Figura 21: Box-plots da variação do índice de diversidade de Shannon nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max

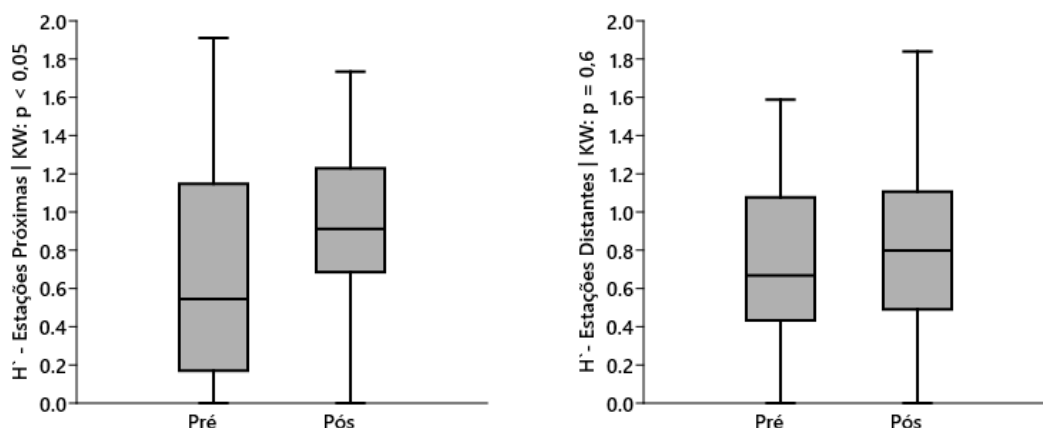


Figura 22: Box-plots da variação do índice de Shannon nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max

As estações amostrais menos impactadas segundo o índice AMBI foram #20, #21, #26, #28, #03 e #17, apresentando medianas inferiores a 3,5 ao longo de todas as campanhas de monitoramento (Figura 23). Essas estações estão espalhadas na região centro-sul da laguna e, portanto, mais afastadas da contribuição de água doce oriunda da bacia hidrográfica. As estações próximas do lançamento do biorremediador apresentaram uma melhora na categorização da qualidade ambiental ($p < 0,05$), ao passo que as estações distantes não tiveram diferença significativa ($p = 0,15$) (Figura 24).

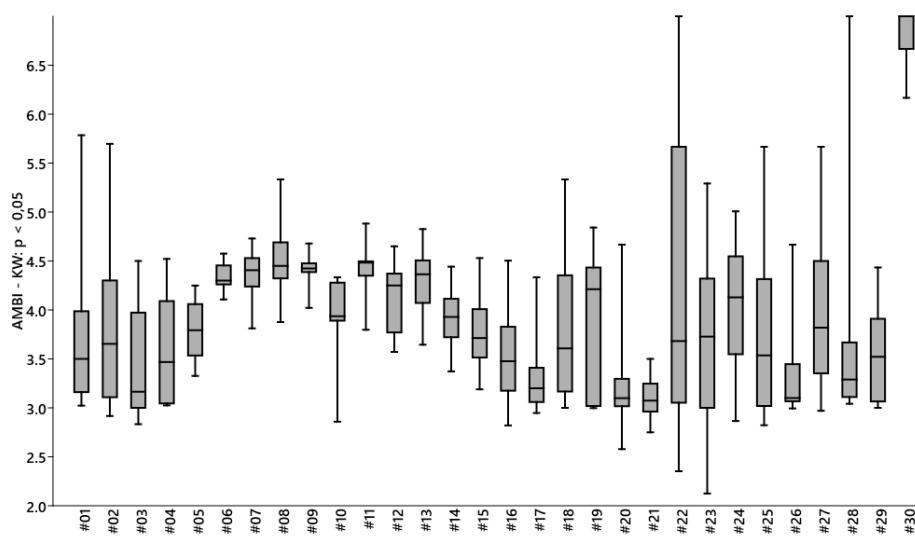


Figura 23: Box-plots da variação do índice AMBI nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max

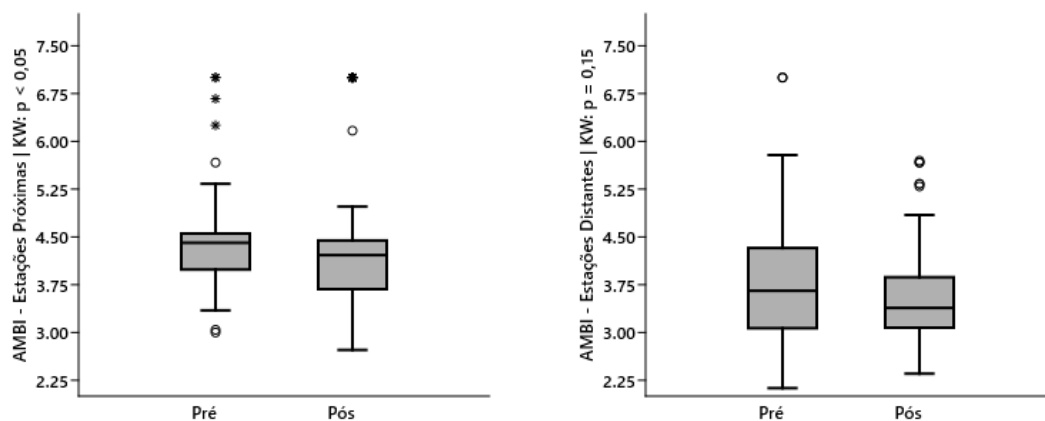


Figura 24: Box-plots da variação do índice AMBI nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max

Para o índice M-AMBI, considerando todas as campanhas de coleta, a única estação amostral enquadrada como ótima foi #14 (mediana = 0,79) (Figura 25). As estações #01, #10, #11, #12, #13, #15, #16, #17, #18, #21, #23, #24, #25, #27, #28 e #29 apresentaram medianas na categoria bom; enquanto #02, #04, #05, #06, #07, #08, #09, #19, #20, #22 e #26 foram classificadas como moderadas em termos de qualidade ambiental. A única estação amostral que teve a mediana enquadrada como pobre foi a #02. Não houve diferença significativa nas estações distantes ao lançamento do biorremediador após o tratamento ($p = 0,41$), porém as estações próximas apresentaram um aumento no valor desse índice, indicando melhora ambiental.

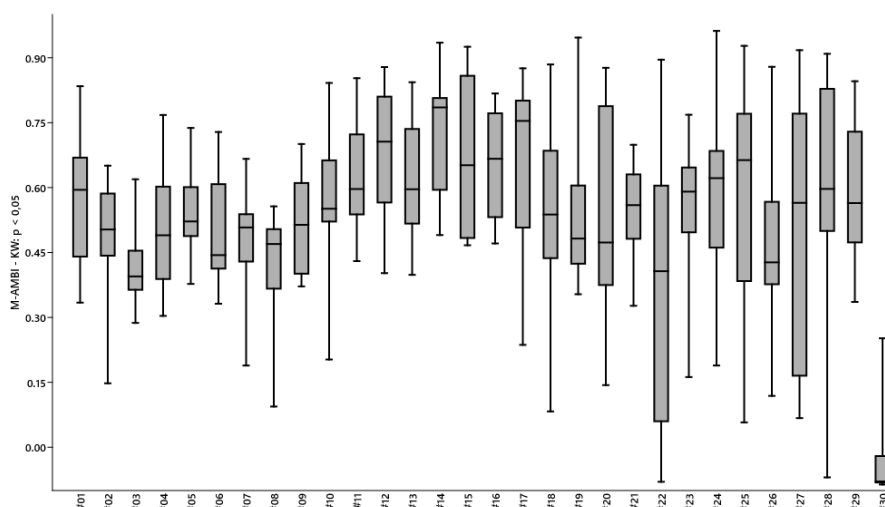


Figura 25: Box-plots da variação do índice M-AMBI nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max

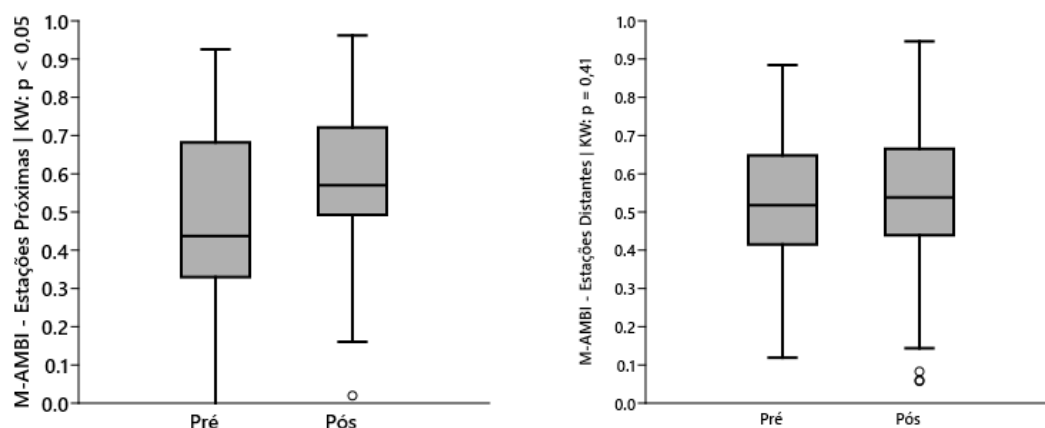


Figura 26: Box-plots da variação do índice M-AMBI nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max

A mediana obtida ao longo das 11 campanhas de monitoramento dividiu o IQA da laguna entre médio (#02, #04, #05, #06, #07, #08, #30, #31, #32, #33, #34 e #35) e bom (#01, #03, #09, #10, #11, #12, #13, #14, #15, #16, #17, #18, #19, #20, #21, #22, #23, #24, #25, #26, #27, #28 e #29) (Figura 27). As estações com os valores de IQA mais baixo coincidem com a proximidade da foz do rio Mumbuca (#05 a #08), a qual concentra a carga orgânica da bacia hidrográfica mais densamente habitada e das estações #04 e #05 que ficam próximas a manilhas de esgoto presentes no deck da orla de Araçatiba. Não houve diferença significativa na laguna como um todo nos valores de IQA ($p = 0,41$) (Figura 28)

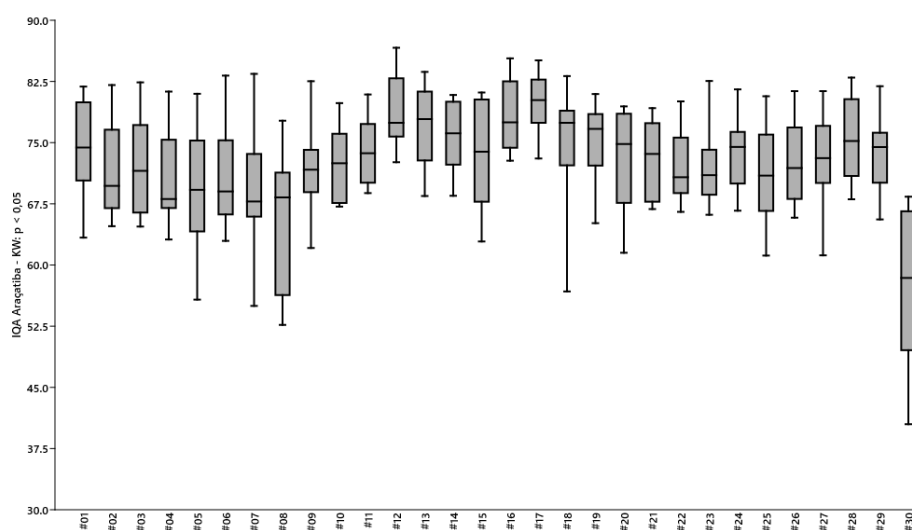


Figura 27: Box-plots da variação do IQA nas estações amostrais. Legenda: mediana, quartil e min-max

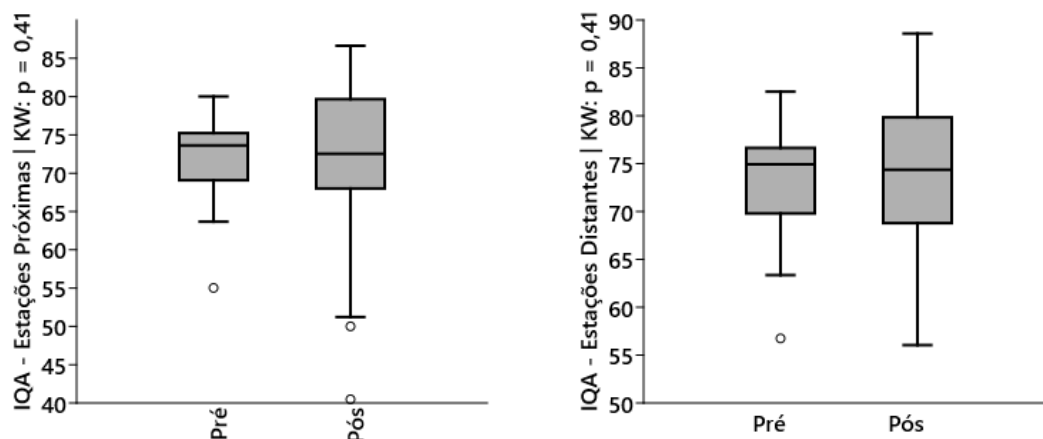


Figura 28: Box-plots da variação do IQA nas áreas próximas e distantes entre o período pré e pós tratamento. Legenda: mediana, quartil e min-max

Nos mapas com as proporções dos grupos ecológicos em gráficos de pizza é possível observar a dinâmica de variação da macrofauna bentônica ao longo do tempo (Figura 29 a Figura 38). Observou-se uma predominância significativa de oportunistas de primeira ordem (Grupo V) nas estações próximas, com proporções expressivas em P11 (42% em fevereiro/2024), P07 (31,6% em fevereiro/2024) e P24 (65,6% em novembro/2023), enquanto nas estações distantes essas proporções permaneceram geralmente abaixo de 10%, com exceção de P23 (21,3%) e P04 (44,6%) (Tabela 14 – anexo). Os oportunistas de segunda ordem (Grupo IV) demonstraram dominância em ambas as áreas, porém com distribuições distintas, alcançando 96,5% em P06 (Ago/23) e 97,4% (Mai/23) em P09 nas estações próximas, contra 100% em P03 (Ago/21) e 88,2% em P05 (Fev/24) nas distantes (Tabela 15 no apêndice). Os organismos tolerantes (Grupo III) apresentaram maior estabilidade e predominância nas estações distantes, com valores superiores a 90% em P20, P21 e P22, contrastando com a maior variabilidade observada nas estações próximas (Tabela 16 no apêndice). Os grupos indiferentes (Grupo II) e sensíveis (Grupo I) mantiveram proporções geralmente inferiores a 10%, com exceções pontuais como P29 (60,3% - Fev/24) e P20 (100% - Ago/22) (Tabela 17 e Tabela 18 no apêndice). A análise temporal evidenciou um incremento progressivo dos oportunistas de primeira ordem em estações próximas ao longo do monitoramento, enquanto os tolerantes apresentaram maior estabilidade nas áreas distantes, sendo as maiores flutuações registradas nas estações sob influência

direta da intervenção de biorremediação. Esses resultados demonstram diferenças consistentes na estruturação da comunidade bentônica em função da proximidade da área de intervenção, com maior variabilidade ecológica nas estações próximas.



Figura 29: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Jan/21.

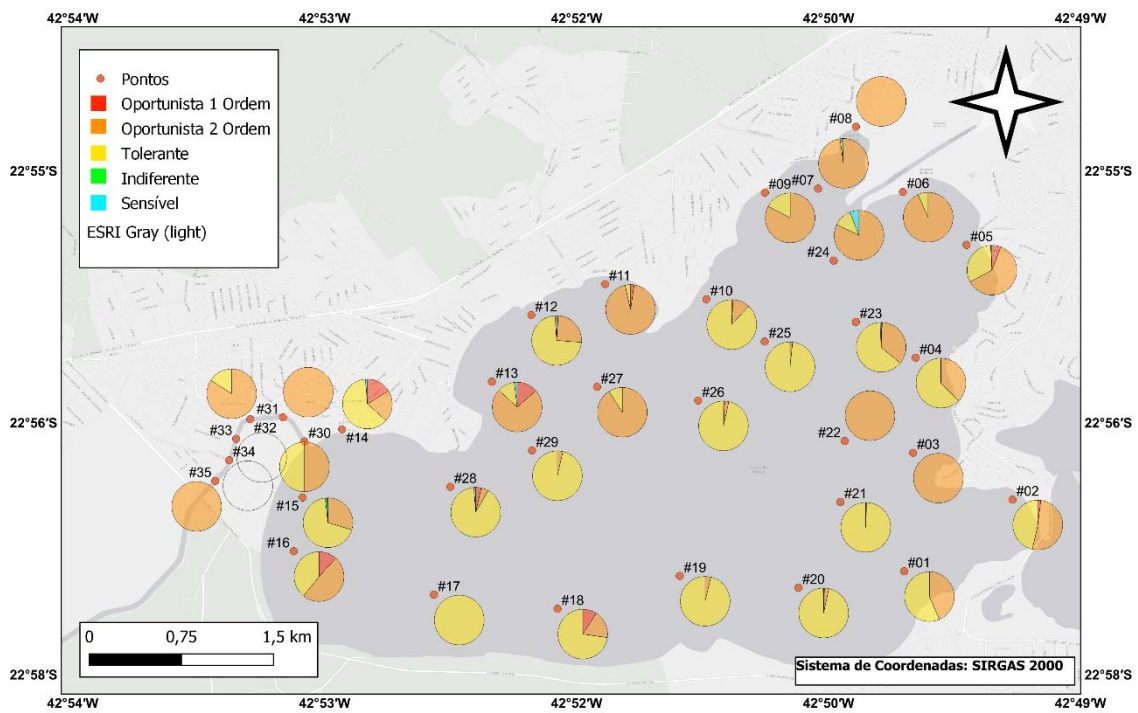


Figura 30: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Ago/21.

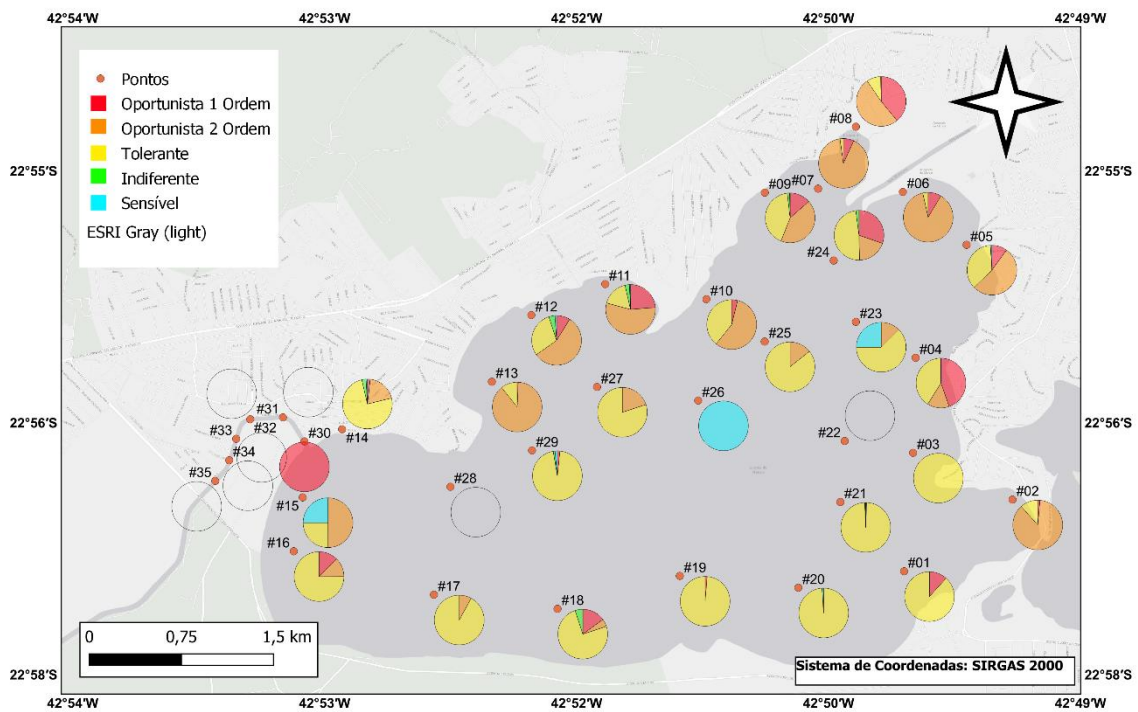


Figura 31: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Nov/21.

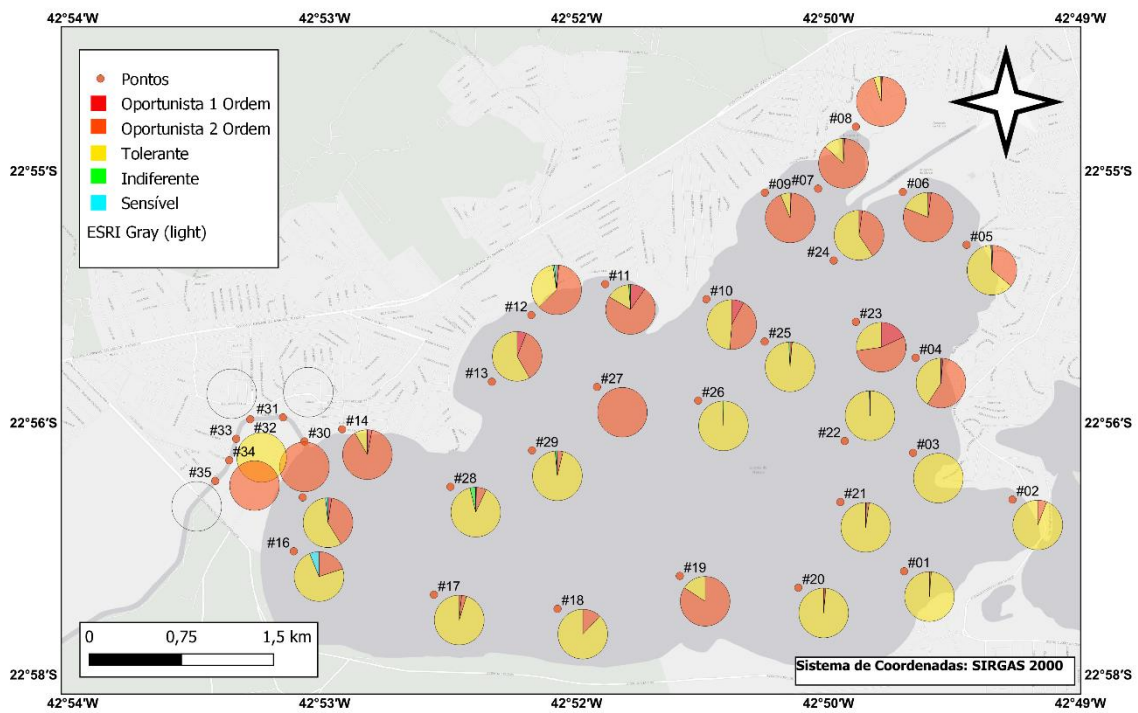


Figura 32: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Fev/22.

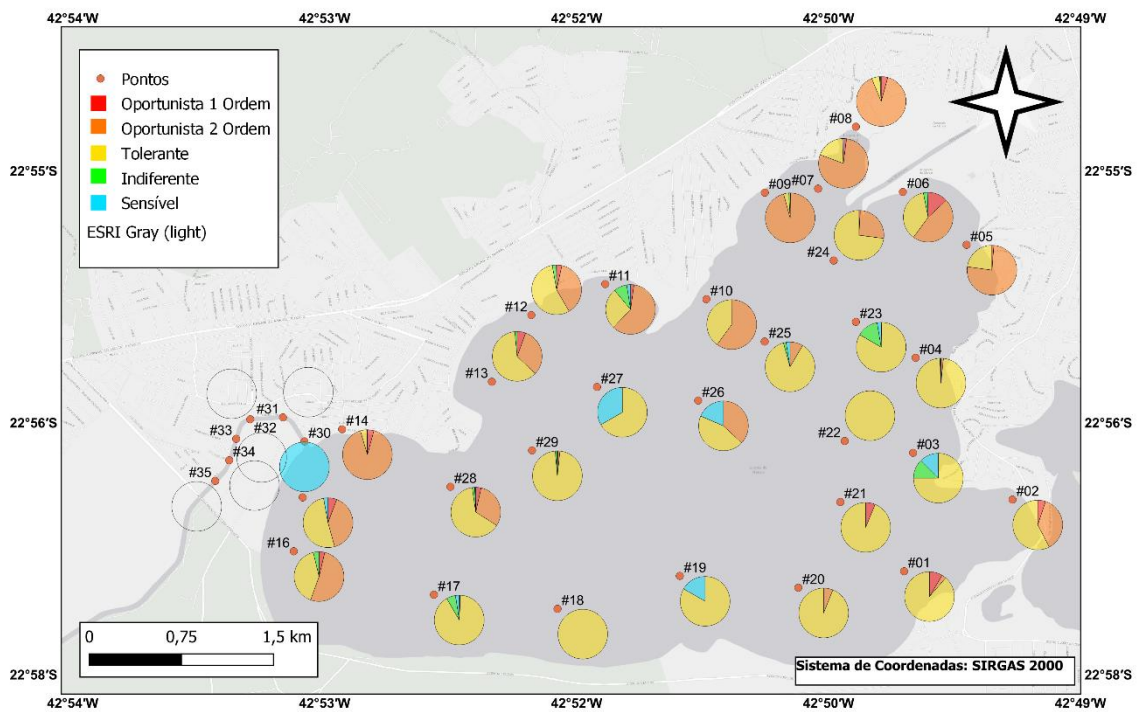


Figura 33: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Mai/22.

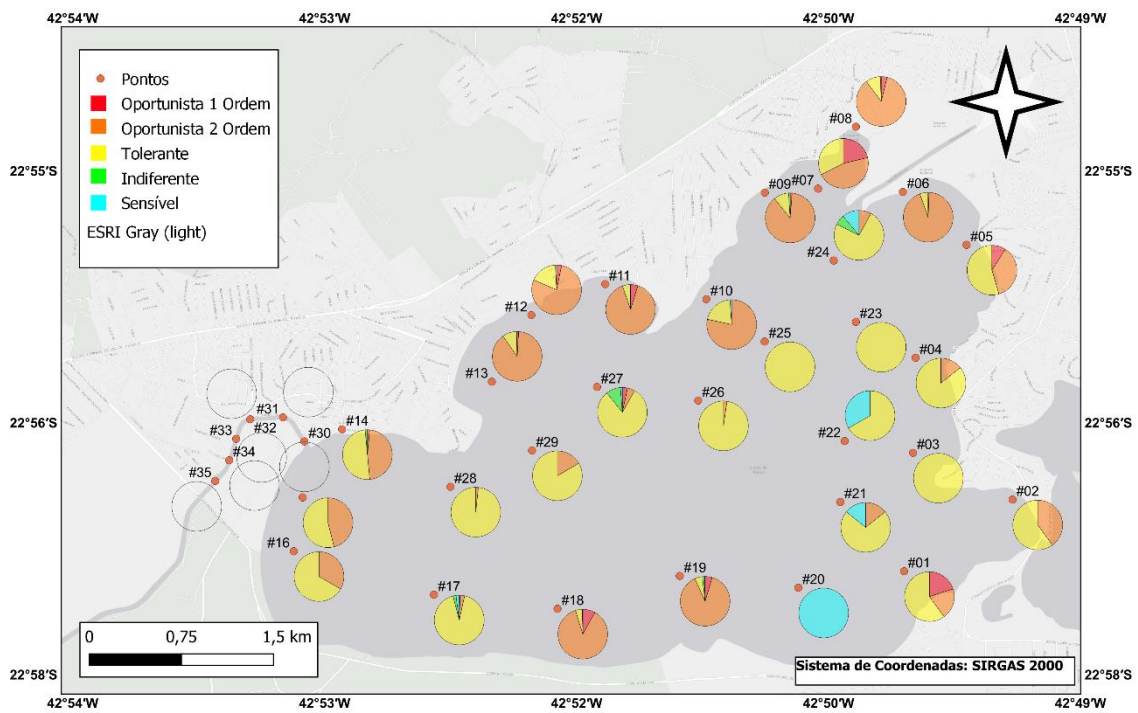


Figura 34: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Ago/22.

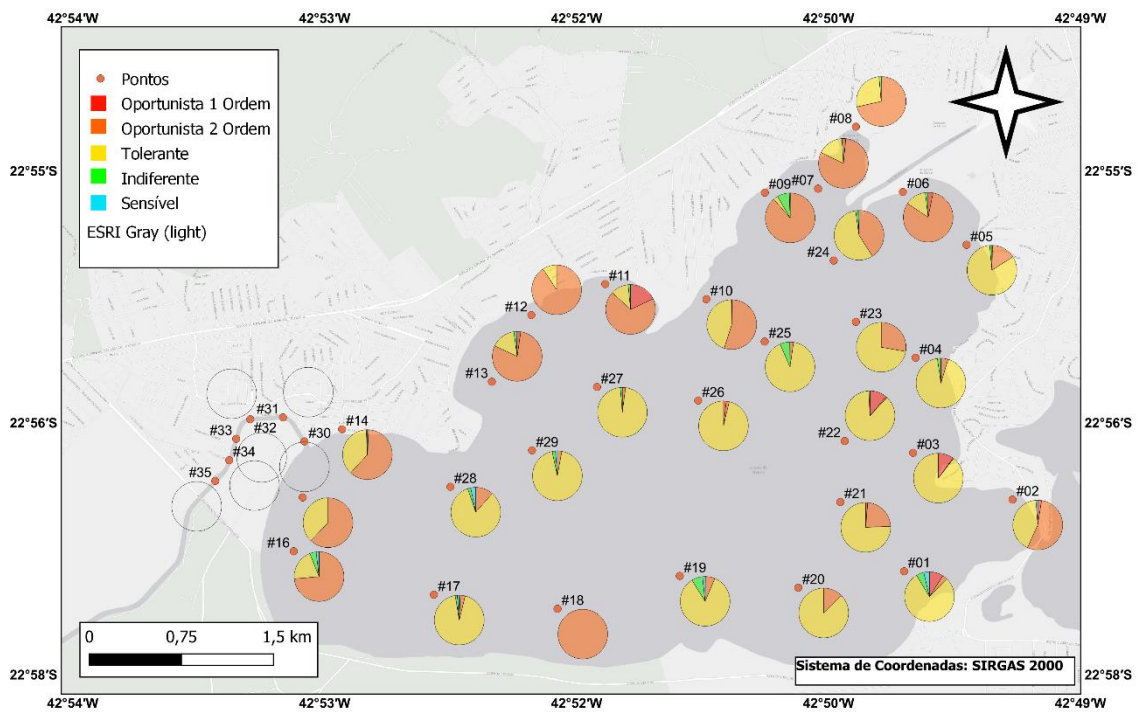


Figura 35: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Nov/22.

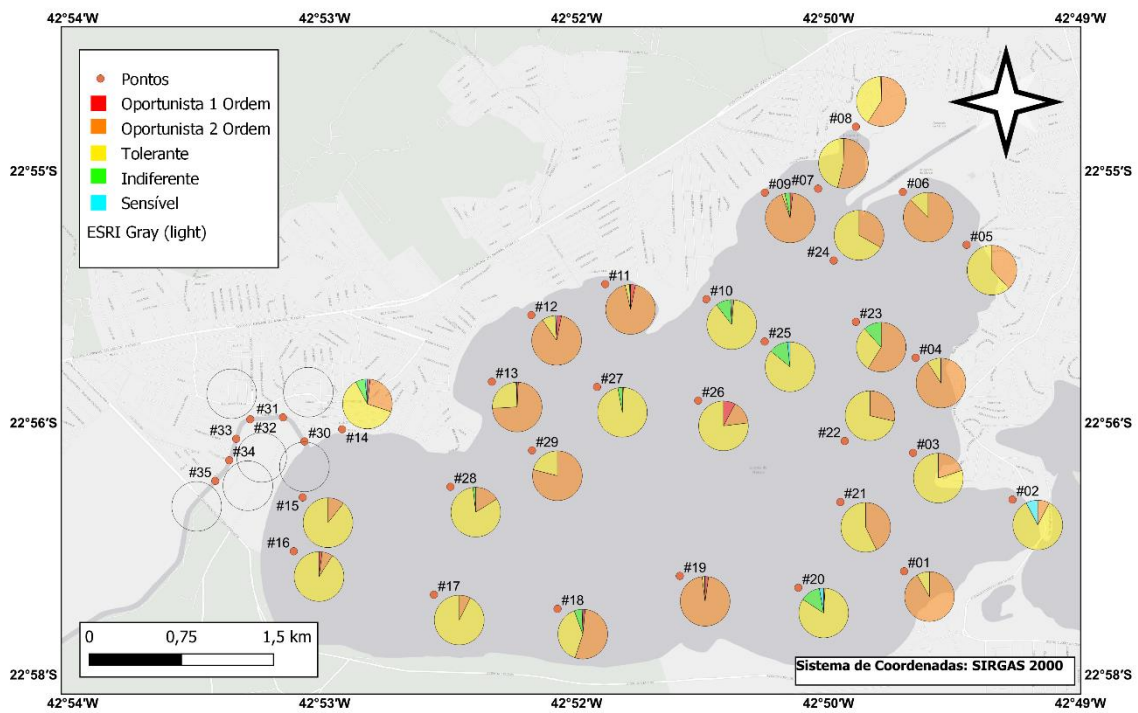


Figura 36: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Maricá em Fev/23.

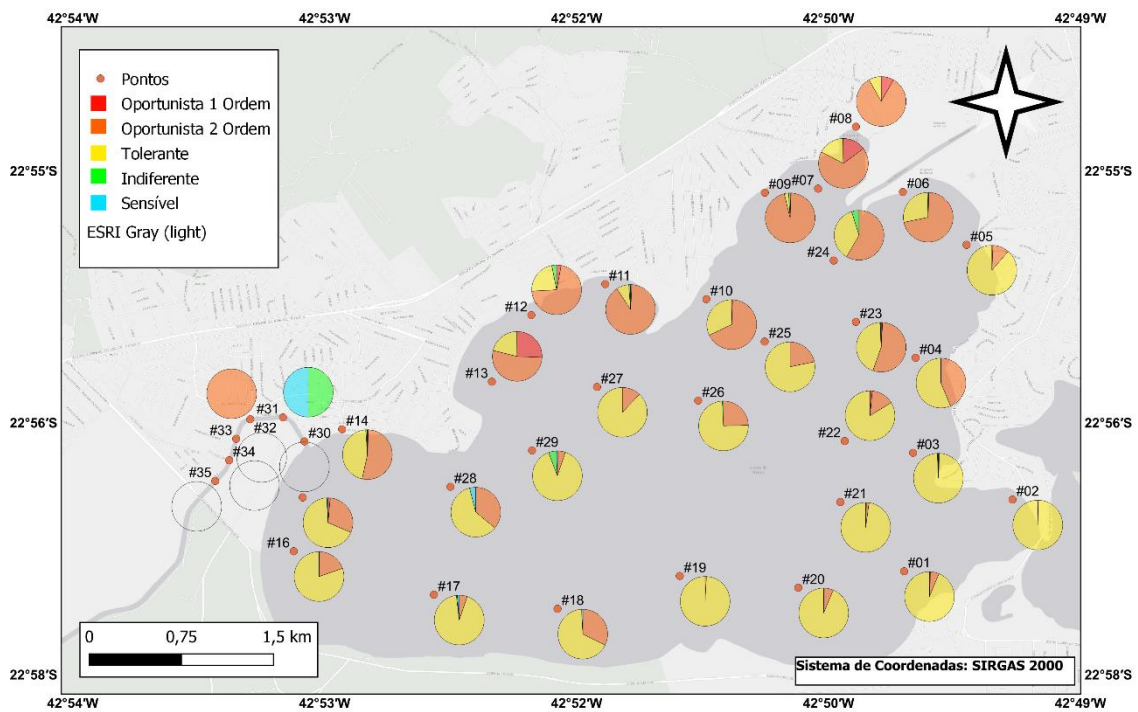


Figura 37: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Mai/23.

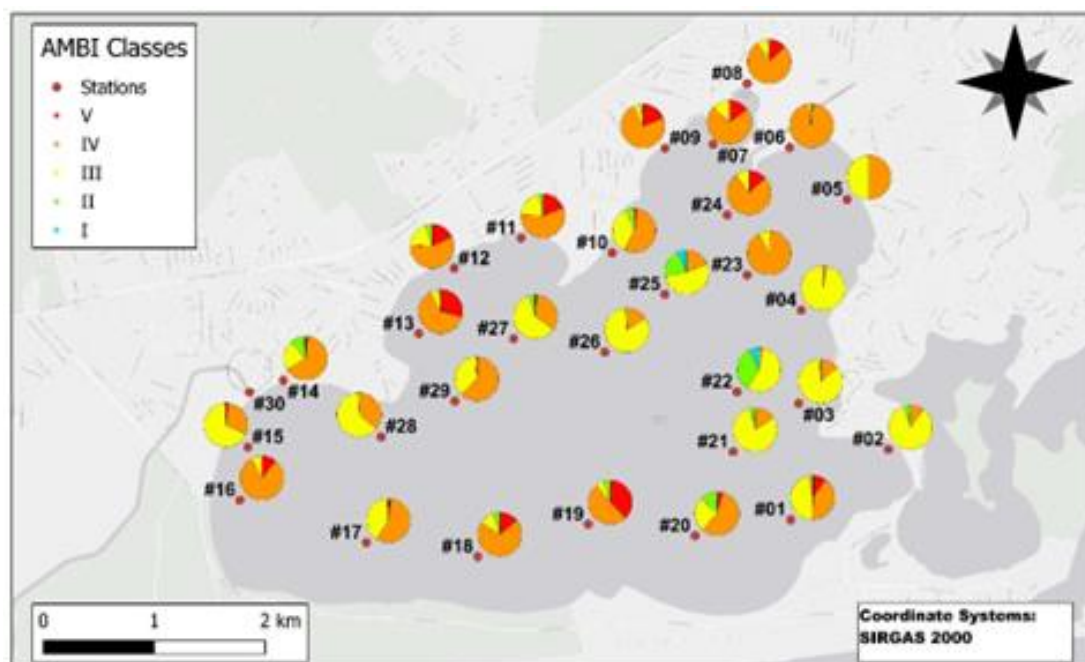


Figura 38: Distribuição dos grupos ecológicos na laguna de Araçatiba em Ago/23.

Os mapas da distribuição dos grupos ecológicos revelam que as espécies oportunistas de 2ª ordem e tolerantes são as mais abundantes ao longo de todo o monitoramento na Laguna de Araçatiba. Apesar de haver algumas flutuações na proporção desses grupos, de modo geral, percebe-se um padrão onde os organismos oportunistas de 2ª ordem se concentram mais ao norte da laguna, ao passo que os tolerantes dominam mais as estações ao sul. A ocorrência de espécies sensíveis aconteceu de forma mais esporádica, não sendo possível visualizar um padrão claro. De qualquer forma, é importante observar a sua maior frequência de amostragem nos meses de maio e agosto/2022 – ambas campanhas com o tratamento já em curso. As espécies oportunistas de 1ª ordem foram o terceiro grupo ecológico mais abundante no estudo, estando presentes em praticamente todas as campanhas. É necessário observar que tais proporções apontam para uma abundância relativa, portanto, a sua interpretação precisa ser feita com cautela, em especial, nos pontos cuja triplicata apresentou um baixo número de organismos.

5.4. Relações entre variáveis bióticas e abióticas

Para um melhor entendimento entre as diversas relações das variáveis ambientais com a macrofauna bentônica, foram elaboradas quatro matrizes de correlação de Spearman seguindo um critério espaço-temporal (Tabela 10, Tabela 11, Tabela 12 e Tabela 13 no anexo). Foram analisadas as correlações entre as estações

próximas e distantes da biorremediação nos períodos pré e pós tratamento. Os grupos PróPré (próximos-pré); PróPós (próximos-pós), DisPré (distantes-pré) e DisPós (distantes-pós) representam essa divisão.

Os principais padrões observados no grupo ProPré foi a correlação negativa do COT (%) no sedimento com AMBI ($r = -0,56$), indicando que áreas com maior matéria orgânica apresentam menor estresse ambiental (AMBI mais baixo sugere melhor qualidade ecológica). O nitrogênio total mostrou correlação positiva forte com ORP ($r = 0,74$), sugerindo que ambientes com maior nitrogênio podem ter maior atividade redox, possivelmente influenciando processos biogeoquímicos. O fósforo total no sedimento correlacionou-se negativamente com *E. coli* ($r = -0,64$), indicando que níveis elevados de fósforo não estão associados com a presença de bactérias indicadoras de contaminação.

No grupo DisPré, o nitrato da água correlaciona-se positivamente com ORP ($r = 0,77$), reforçando a relação entre nutrientes e processos redox, mesmo em áreas distantes. *E. coli* mantém correlação negativa com Fósforo Total ($r = -0,64$), similar ao grupo próximo, sugerindo um padrão espacial consistente.

No período pós tratamento, a riqueza taxonômica das estações próximas correlaciona-se fortemente com M-AMBI ($r = 0,85$), indicando que a diversidade de espécies está diretamente ligada à qualidade ecológica pós-biorremediação. O COT (%) na água mantém correlação negativa com AMBI ($r = -0,63$), apontando que maiores concentrações de matéria orgânica na água estão associadas com um ambiente bentônico de melhor qualidade. Nas estações distantes o M-AMBI também apresenta correlação muito forte com a riqueza ($r = 0,87$), indicando que a recuperação ecológica está associada à diversidade em ambas as áreas. O COT (%) no sedimento tem correlação negativa mais fraca com AMBI ($r = -0,21$ vs. $-0,56$ no PróPós), sugerindo que áreas distantes foram menos impactadas pelas mudanças pós-tratamento.

5.5. Variação espaço-temporal da comunidade bentônica

A análise de ordenação não métrica multidimensional (nMDS) realizada com as espécies do macrobentos evidenciou a separação dos quatro grupos espaço-temporais. O teste de PERMANOVA mostrou que essa separação foi significativa ($p < 0,05$). A distância entre os grupos pré tratamento foi menor em comparação aos grupos pós tratamento (Figura 39).

Em relação à influência da sazonalidade, não houve diferença significativa na composição das espécies macrobentônicas entre as estações seca e chuvosa tanto para as áreas próximas como distantes – sendo o fator espacial o único componente de diferença. A ordenação obtida para os grupos PróSec (próximos-seca), PróChu (próximos-chuvoso), DisSec (distantes-seco) e DisChu (distante-chuvoso) está discriminada na Figura 52 (apêndice).

A análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) apontou seis táxons como responsáveis pela dissimilaridade acumulada em 90% para a discriminação dos grupos DisPré vs DisPós e PróPré vs PróPós (Tabela 4). *M. leucophaeata*, *H. australis*, *Streblospio* spp, *A. improvisus*, *L. acuta* e *Sigambra* sp foram as espécies que mais contribuíram com a diferenciação das estações distantes entre os períodos pré e pós tratamento, ao passo que as estações próximas foram diferenciadas pelas abundâncias do gastrópode *H. australis* em mais de 50%.

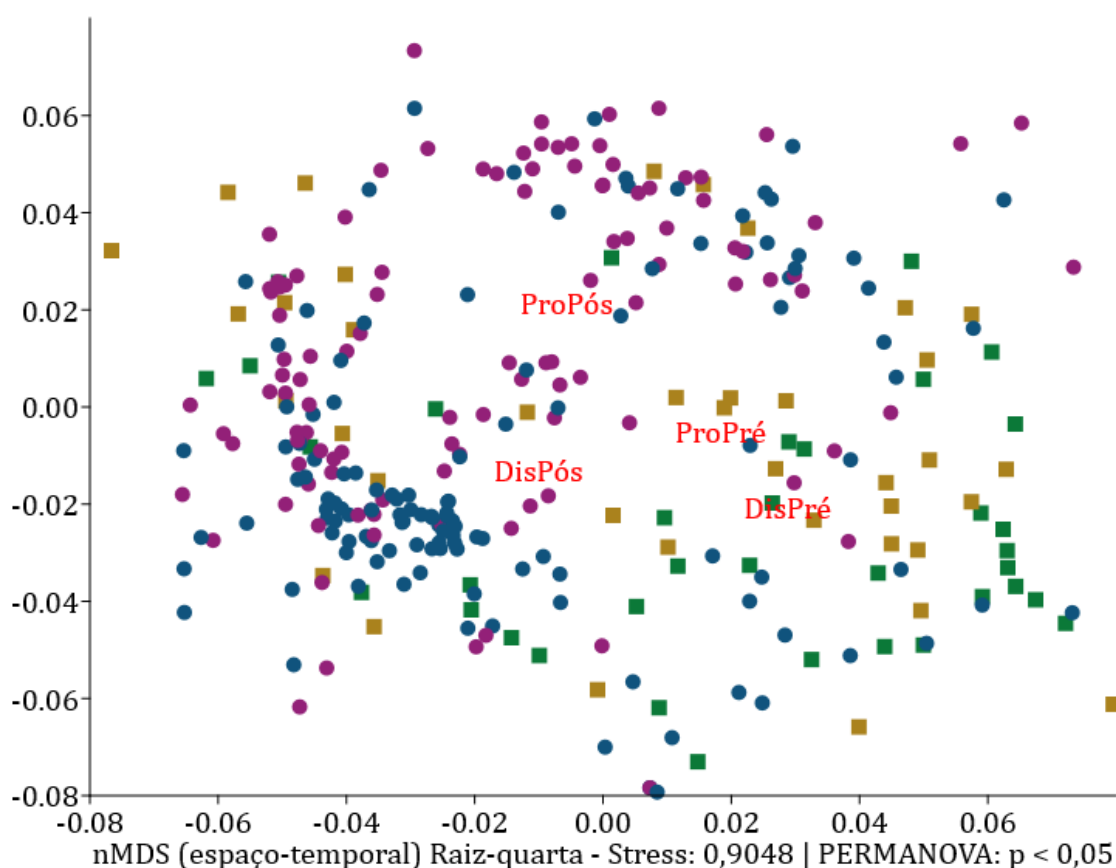


Figura 39: Ordenação do nMDS para os grupos espaço-temporais PróPré (quadrados amarelos), DisPré (quadrados verdes), ProPós (pontos roxos) e DisPós (pontos azuis).

Tabela 4: Resultados da análise SIMPER mostrando a dissimilaridade média, contribuição das espécies e contribuição acumulativa entre DisPré vs DisPós e ProPré vs ProPós em uma contribuição total até 92,41%.

Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean DisPré	Mean DisPós
<i>M. leucophaeata</i>	28,37	32,7	32,7	2120	962
<i>H. australis</i>	20,54	23,67	56,37	535	1180
<i>Streblospio</i> spp	20,38	23,49	79,87	39,5	657
<i>A. improvisus</i>	6,189	7,134	87	335	285
<i>L. acuta</i>	2,185	2,518	89,52	14,8	41,2
<i>Sigambra</i> sp	2,025	2,334	91,85	15,8	1,12
Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean ProPré	Mean ProPós
<i>H. australis</i>	40,7	51,02	51,02	1360	4510
<i>M. leucophaeata</i>	12,3	15,42	66,44	415	497
<i>Streblospio</i> spp	9,708	12,17	78,61	52,1	604
<i>A. improvisus</i>	4,252	5,33	83,94	211	129
Oligochaete	4,123	5,168	89,11	63,4	428
<i>L. acuta</i>	2,637	3,306	92,41	43,8	150

A análise de Redundância (RDA) revelou padrões ecológicos distintos entre os quatro grupos espaço-temporais definidos (PróPré, PróPós, DisPré e DisPós), indicando a influência de variáveis ambientais sobre a estrutura da macrofauna bentônica ao longo do processo de biorremediação (Figura 40). No primeiro gráfico, observa-se uma clara separação entre os grupos no espaço das componentes principais, especialmente ao longo do eixo 1 (explicando 34,6% da variância), com destaque para a oposição entre os pontos representando áreas próximas e pós-biorremediação (PróPós) — associados a vetores como Riqueza, H', M-AMBI e IQA — e os demais grupos, notadamente DisPré, que se distribuem em direção oposta, mais relacionados ao COT no sedimento e à distância dos efeitos da intervenção. Essa configuração sugere uma melhora nas condições ambientais e ecológicas nas áreas próximas após a biorremediação, corroborada pelo aumento de índices bióticos positivos. O segundo gráfico reforça essa tendência ao mostrar a associação espacial de espécies sensíveis e indicadoras de melhor qualidade ambiental — como *M. leucophaeata*, *A. improvisus* e *C. fluminesis* — com os pontos de PróPós. Em contraste, táxons tolerantes ou oportunistas, como *H. australis*, Chironominae e *Capitella* spp., mostram correlação com os grupos pré-tratamento e/ou distantes da intervenção, indicando ambientes com maiores níveis de estresse ambiental.

Por outro lado, o eixo 2 explicou 7,4% da variância e, embora represente um percentual modesto, carrega informações ecologicamente relevantes. Este segundo eixo pode estar refletindo gradientes espaciais secundários ou variações ambientais mais

sutis dentro da laguna de Araçatiba, que não se relacionam diretamente à distância dos pontos de aplicação do biorremediador. Como evidenciado no mapa da malha amostral, mesmo dentro dos grupos "próximos" e "distantes", as estações estão distribuídas ao longo de um amplo gradiente leste-oeste e norte-sul, em uma laguna costeira com características geomorfológicas complexas e múltiplas fontes potenciais de influência ambiental.

Essas diferenças podem incluir microvariações em profundidade, hidrodinâmica, aporte de nutrientes ou matéria orgânica, conectividade com corpos adjacentes e pressão antrópica local, como descargas difusas e proximidade de áreas urbanizadas. Assim, o eixo 2 pode estar representando uma heterogeneidade ambiental residual, associada a condições locais específicas ou à interação entre fatores naturais e antrópicos que modulam, em menor escala, a estrutura das assembleias bentônicas. Portanto, mesmo com baixa variância explicada, este eixo complementa a interpretação espacial do sistema e destaca a complexidade inerente à resposta ecológica em ambientes costeiros sujeitos a múltiplos vetores de impacto

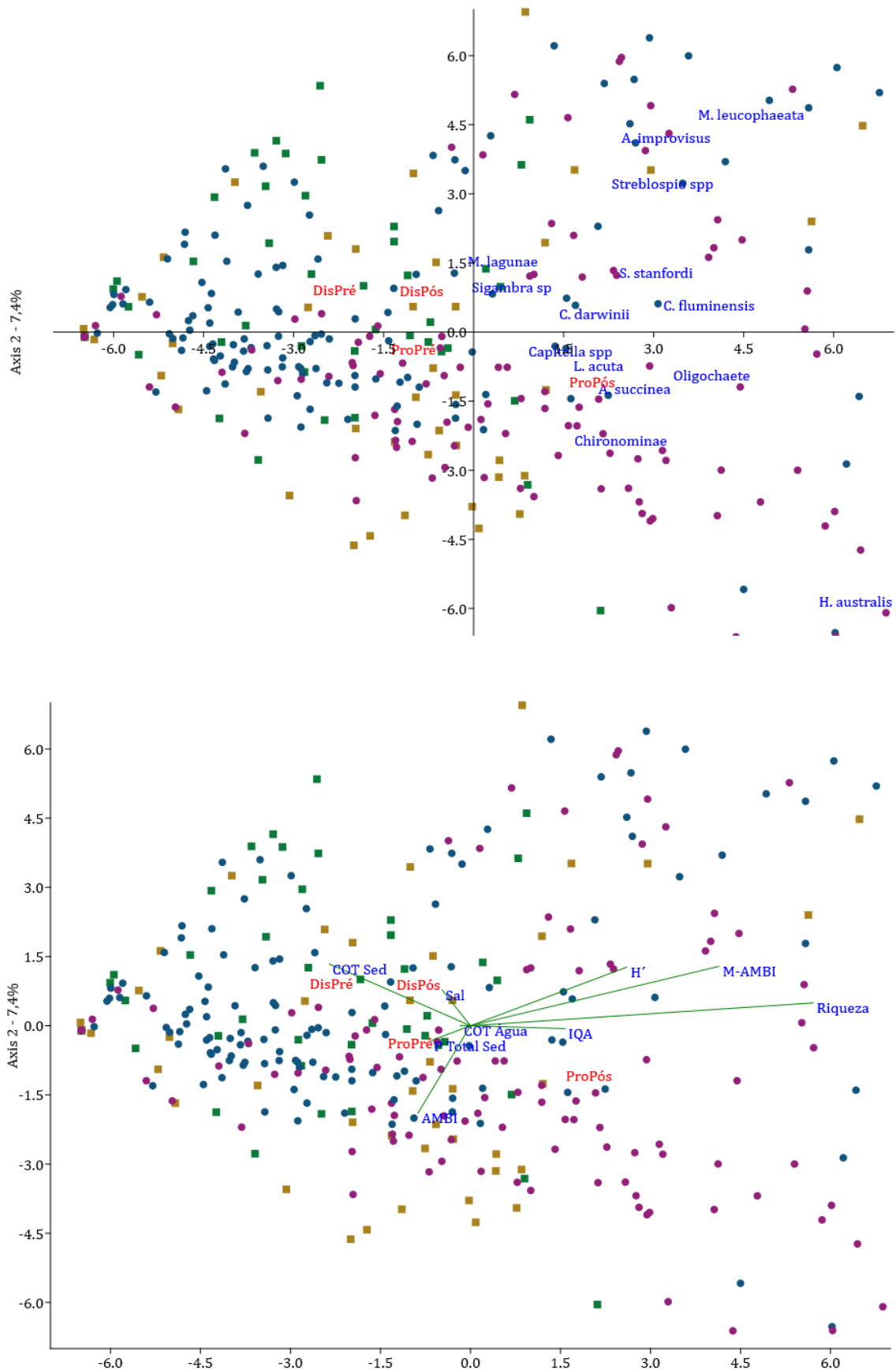


Figura 40: Análise de RDA para correlação entre as espécies bentônicas e variáveis ambientais nos quatro grupos espaço-temporais. PróPré (quadrados amarelos), DisPré (quadrados verdes), ProPós (pontos roxos) e DisPós (pontos azuis).

5.6. Fatores estruturantes da comunidade

A avaliação das variáveis ambientais relacionadas à qualidade da água e ao sedimento, consideradas potenciais fatores estruturantes da comunidade bentônica, revelou padrões distintos entre os grupos espaciais de estações próximas e distantes da aplicação do consórcio microbiano. As concentrações de fosfato na água apresentaram reduções generalizadas no período pós-tratamento em ambas as regiões, embora os valores iniciais fossem marcadamente mais elevados nas estações próximas, especialmente nas #6 a #9, sugerindo uma maior carga de nutrientes em áreas sob influência direta da biorremediação (Figura 41). Nas estações próximas, os valores no pré-tratamento variaram de 0,30 mg/L (P28) a 0,71 mg/L (P6), com redução no pós-tratamento para uma faixa de 0,17 mg/L (P28) a 0,53 mg/L (P30). A estação #30 foi uma exceção, registrando aumento de 0,39 mg/L para 0,53 mg/L. Nas estações distantes, as concentrações de fosfato no pré-tratamento variaram de 0,26 mg/L (P22) a 0,72 mg/L (P5), com diminuição no pós-tratamento para valores entre 0,17 mg/L (P26) e 0,32 mg/L (P23). Destaca-se a estação P5, onde o fosfato decaiu de 0,72 mg/L para 0,29 mg/L, e P26, com redução de 0,34 mg/L para 0,17 mg/L (Figura 41).

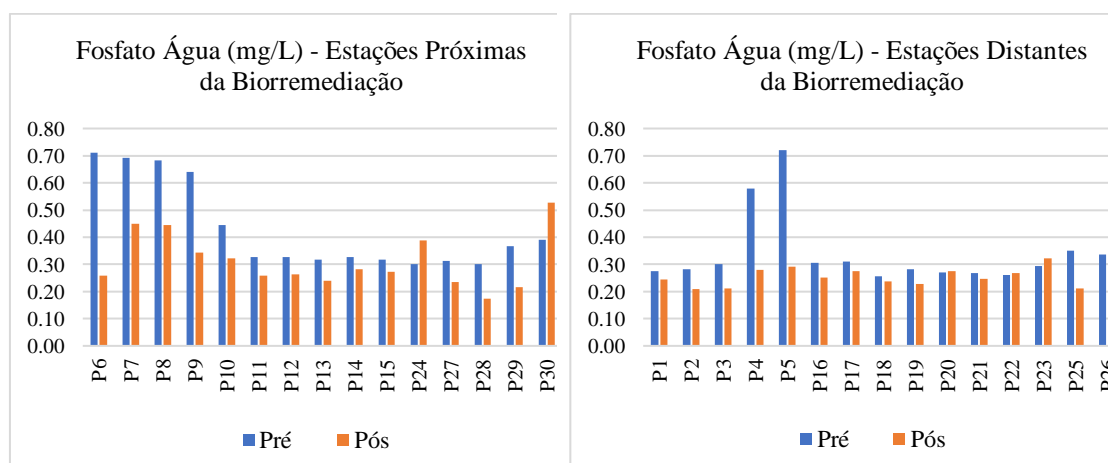


Figura 41: Mediana dos valores de fosfato nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.

Tendência semelhante foi observada para o Carbono Orgânico Total (COT) na água, que aumentou em quase todas as estações no período pós-intervenção, sendo o incremento mais pronunciado nas estações próximas, possivelmente refletindo a liberação de matéria orgânica associada ao metabolismo microbiano, assim como o aumento do fitoplâncton (Figura 42). Nas estações próximas à biorremediação, os valores no pré-tratamento variaram de 6,47% (#9) a 15,79% (#30), com aumento generalizado no pós-tratamento para a faixa de 11,32% (#10) a 16,02% (#14). A estação #7 destacou-se pelo incremento mais expressivo, passando de 7,11% para 16,08%. Nas

estações distantes, o COT na água no pré-tratamento variou de 6,41% (#16) a 14,81% (#4), com aumento no pós-tratamento para valores entre 12,31% (#19) e 16,39% (#5). A estação #5 registrou o maior valor absoluto (16,39%), enquanto #2 apresentou o maior incremento relativo, passando de 7,02% para 15,13% (Figura 42). Esses resultados indicam uma tendência clara de elevação nos teores de COT na água após a intervenção, tanto nas estações próximas quanto nas distantes.

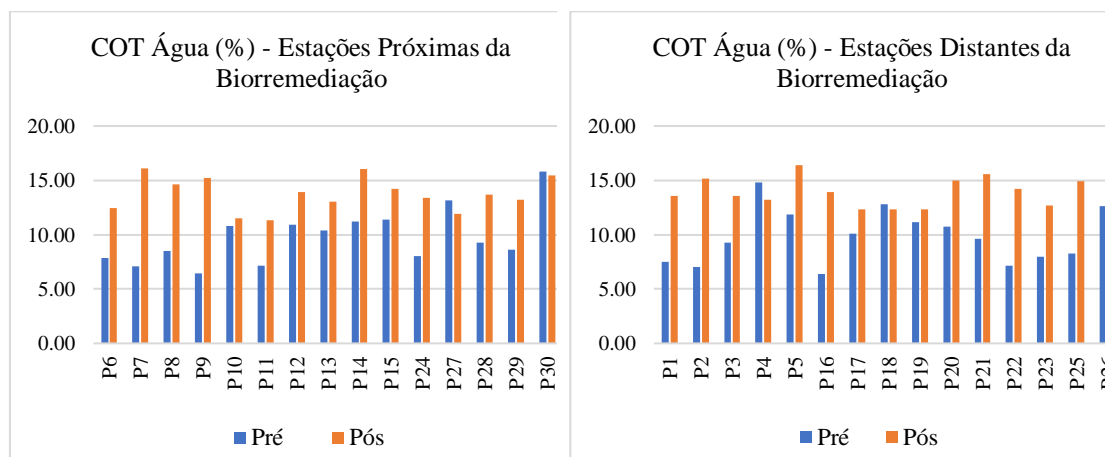


Figura 42: Mediana dos valores do COT na água nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.

Por sua vez, os valores do Índice de Qualidade da Água (IQA) oscilaram entre os períodos pré e pós, com leves melhorias em algumas estações (e.g., #16 e #17 entre as distantes; #12 e #29 entre as próximas), mas também com quedas expressivas, como observado na estação #30, indicando que a resposta da qualidade da água à biorremediação foi espacialmente heterogênea. Nas estações próximas, os valores pré-tratamento variaram de 66,14 (#30) a 77,43 (#12), com a maioria das estações mantendo ou elevando ligeiramente seus índices no pós-tratamento (58,28 a 79,76). A exceção foi #30, que registrou queda acentuada (de 66,14 para 58,28), enquanto #12 e #28 apresentaram os maiores incrementos, atingindo 79,62 e 79,76, respectivamente. Nas estações distantes, o IQA no pré-tratamento variou de 69,46 (P4) a 77,49 (P16), com tendência geral de manutenção ou pequena elevação no pós-tratamento (67,11 a 81,58). Destacam-se as estações #16 e #17, que alcançaram os maiores valores pós-tratamento (81,58 e 80,93, respectivamente), enquanto #4 e #26 mantiveram-se relativamente estáveis. (Figura 43)

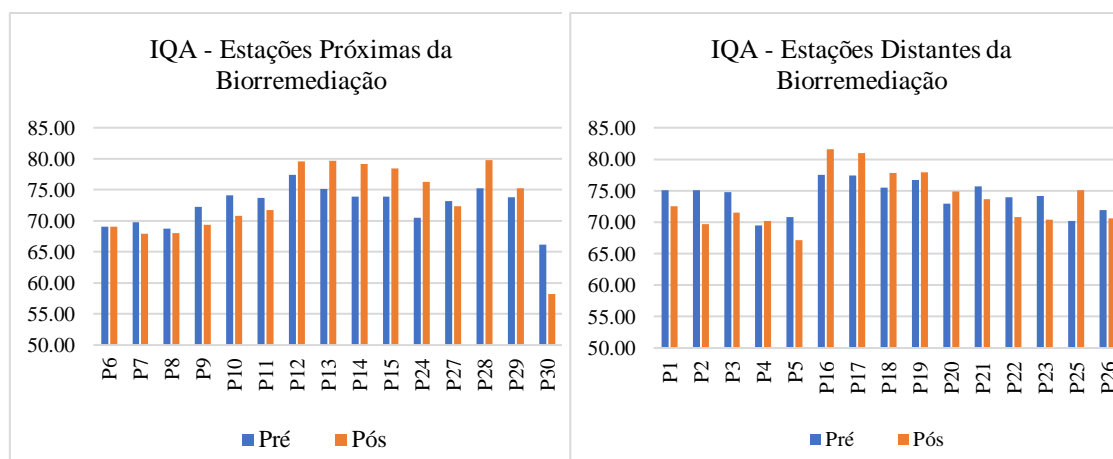
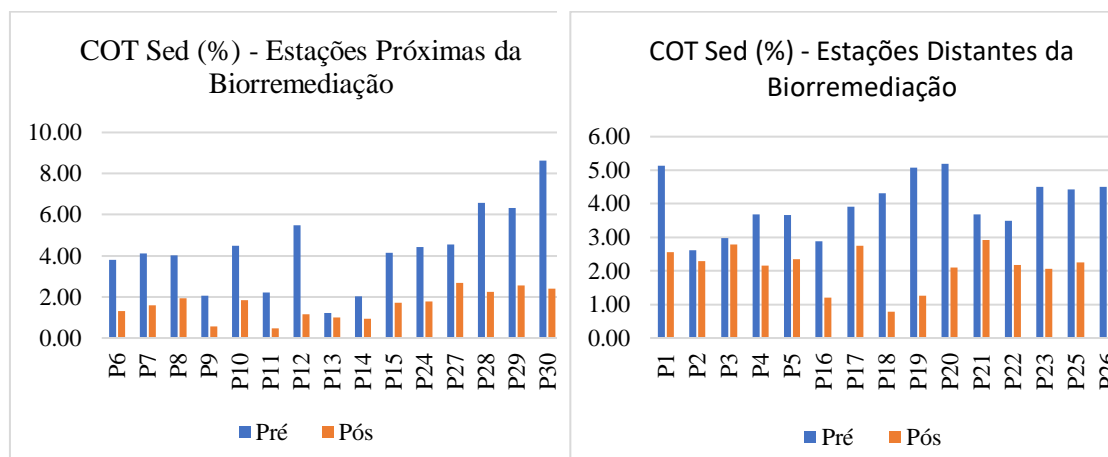


Figura 43: Mediana dos valores do IQA na água nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.

Os resultados das análises de fósforo total no sedimento e carbono orgânico total (COT) revelaram variações distintas entre as estações próximas e distantes da área de biorremediação. As estações próximas à biorremediação revelaram que as concentrações de carbono orgânico total (COT) no período pré-tratamento variaram entre 1,23% (#13) e 8,63% (#30), com redução no pós-tratamento para valores entre 0,48% (#11) e 2,68% (#27). O fósforo total apresentou diminuição acentuada em todas as estações, passando de 264,38 mg/kg (#13) a 1167,07 mg/kg (#30) no pré-tratamento para 109,12 mg/kg (#14) a 434,52 mg/kg (#24) no pós-tratamento (Figura 44). Destaca-se a estação #28, onde o fósforo total reduziu de 1121,13 mg/kg para 174,90 mg/kg. Nas estações distantes, o COT variou de 2,61% (#2) a 5,20% (#20) no pré-tratamento, com redução para 0,77% (#18) a 3,16% (#26) no pós-tratamento. O fósforo total nestas estações diminuiu de 206,34 mg/kg (#2) a 668,52 mg/kg (#26) para 121,33 mg/kg (#18) a 341,38 mg/kg (#25), com exceção de #23, que manteve valores elevados (312,59 mg/kg).



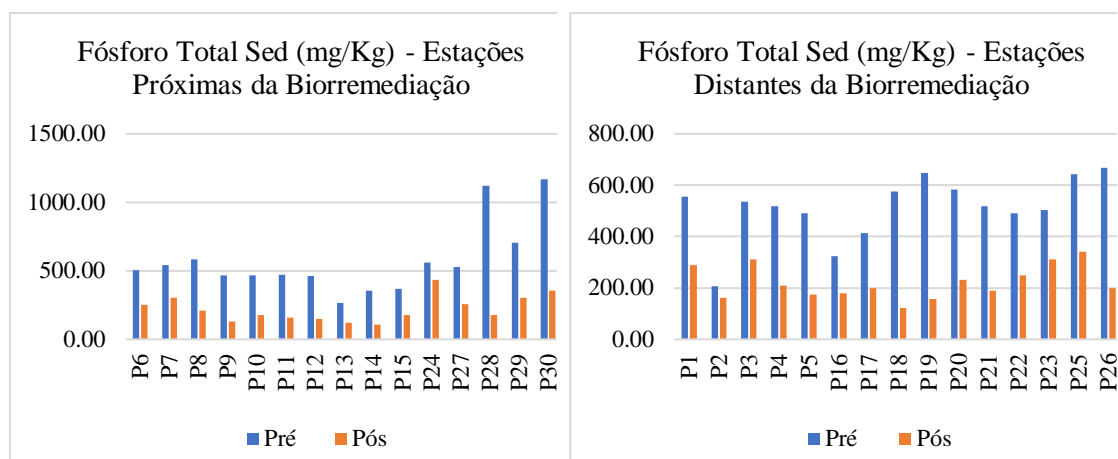


Figura 44: Mediana dos valores do COT e fósforo total no sedimento nos períodos pré e pós tratamento em cada estação amostral.

5.7. Proporção e variação espacial dos grupos ecológicos

Com base na análise dos box-plots e em consonância com o escopo da tese, observa-se que a estruturação da comunidade bentônica na Laguna de Araçatiba apresenta padrões espaciais distintos entre as estações próximas e distantes dos pontos de aplicação do consórcio microbiano. As estações próximas foram marcadas por uma maior variabilidade na composição dos grupos ecológicos, com destaque para a elevação acentuada de oportunistas de 1ª ordem (Grupo V), cuja mediana de ocorrência foi substancialmente superior à das áreas distantes (Figura 45). Essa predominância reflete a resposta imediata a distúrbios ambientais induzidos pela intervenção, especialmente em períodos de estiagem, como registrado em campanhas de agosto e novembro. Já os oportunistas de 2ª ordem (Grupo IV) mantiveram proporções elevadas em ambas as categorias espaciais, mas com valores máximos mais frequentes nas estações distantes, sugerindo adaptação a um regime crônico de aporte orgânico (Figura 46). Os organismos tolerantes (Grupo III) predominaram nas áreas distantes, indicando maior estabilidade ecológica e menor impacto da biorremediação direta (Figura 47). Em contraste, a menor frequência e amplitude dos grupos sensíveis (Grupo I) e indiferentes (Grupo II) — ambos com baixas medianas e distribuição pontual — reforça a ideia de que condições de melhor qualidade ambiental foram episódicas, com ocorrências mais concentradas em campanhas pós-tratamento e em pontos específicos, como observado em maio e agosto de 2022 (Figura 48 e Figura 49). Essa configuração evidencia que os efeitos da biorremediação foram espacialmente heterogêneos: enquanto em áreas distantes se manteve uma estrutura mais resiliente e estável, nas

próximas ocorreram processos de reorganização comunitária com sinais de sucessão ecológica ainda em curso. Portanto, a análise dos grupos ecológicos por meio de box-plots, ao sintetizar a variação percentual em 12 campanhas consecutivas, oferece uma leitura integrada dos efeitos espaço-temporais da intervenção, reforçando a eficácia parcial do consórcio microbiano, mas também a necessidade de estratégias complementares para a restauração ecológica plena da laguna

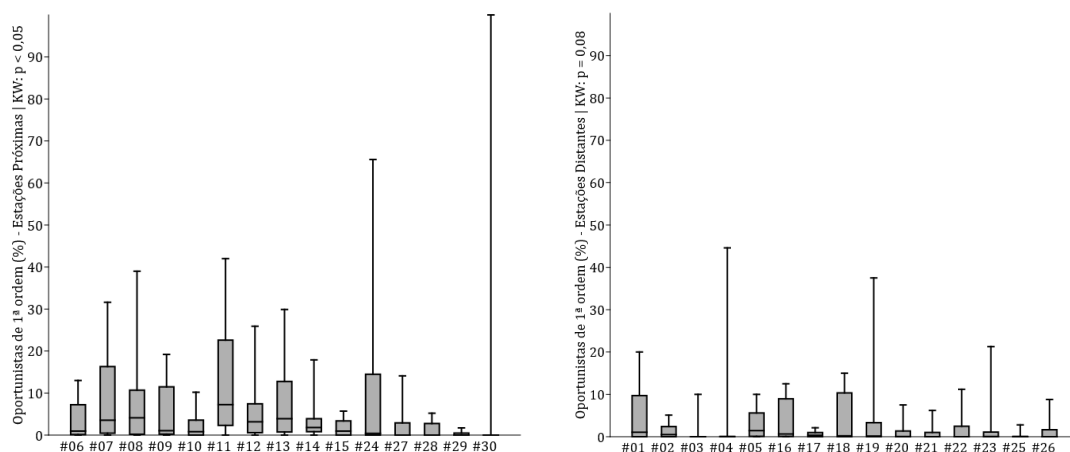


Figura 45: Box plots com a variação da porcentagem relativa de oportunistas de 1ª ordem nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max

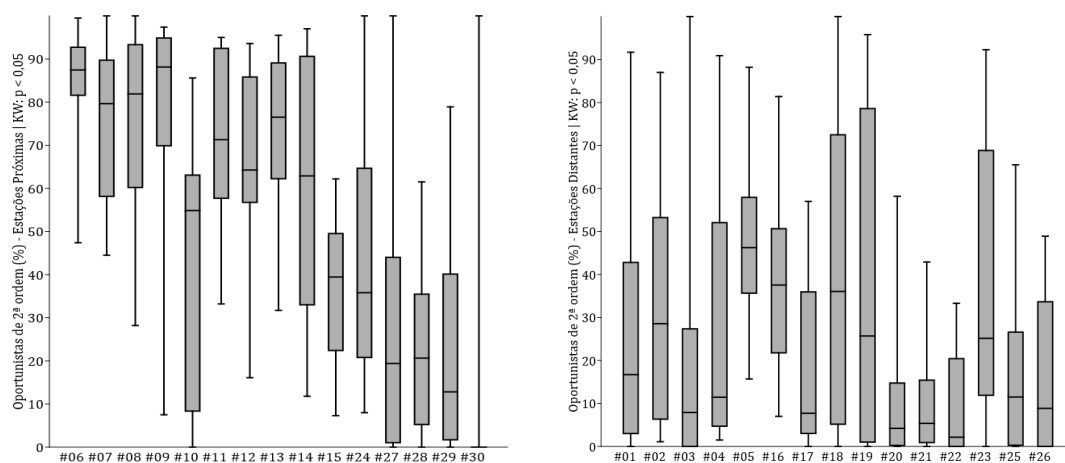


Figura 46: Box plots com a variação da porcentagem relativa de oportunistas de 2ª ordem nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max

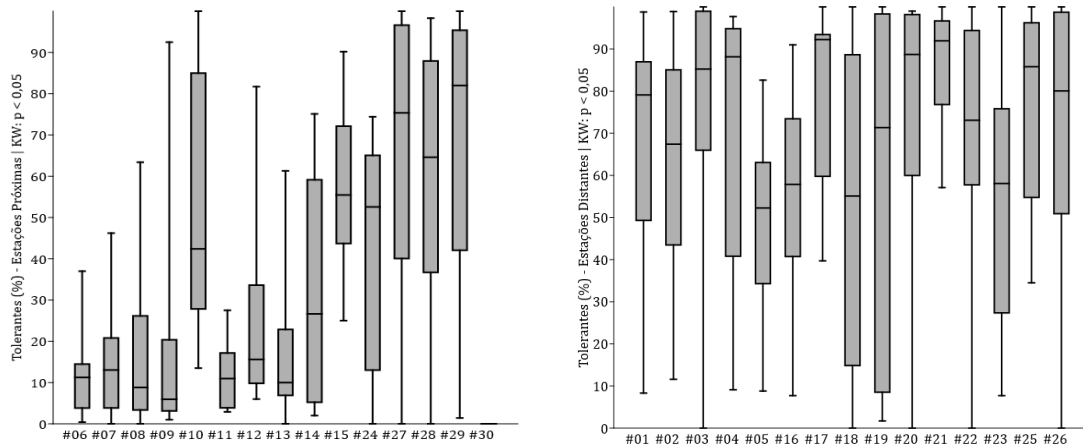


Figura 47: Box plots com a variação da porcentagem relativa de tolerantes nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max

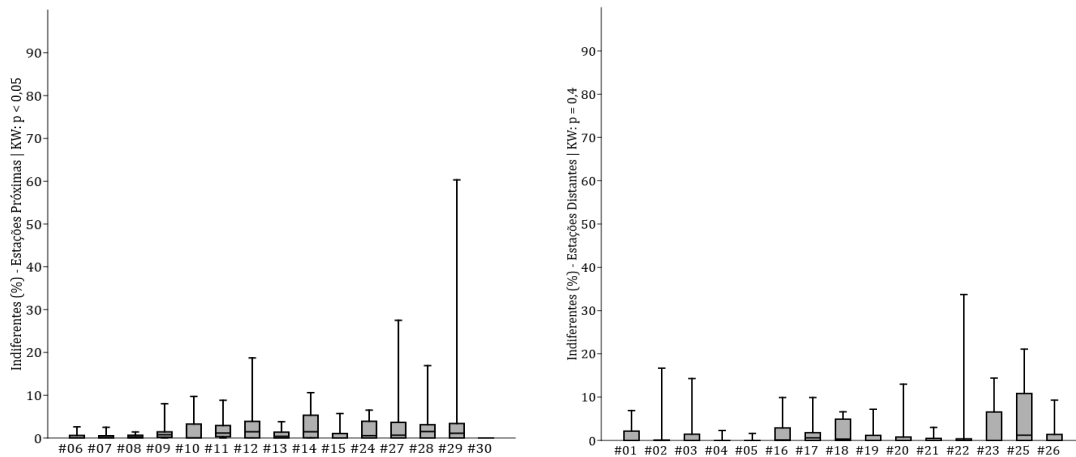


Figura 48: Box plots com a variação da porcentagem relativa de indiferentes nas estações próximas e distantes à biorremediação. Legenda: mediana, quartil e min-max

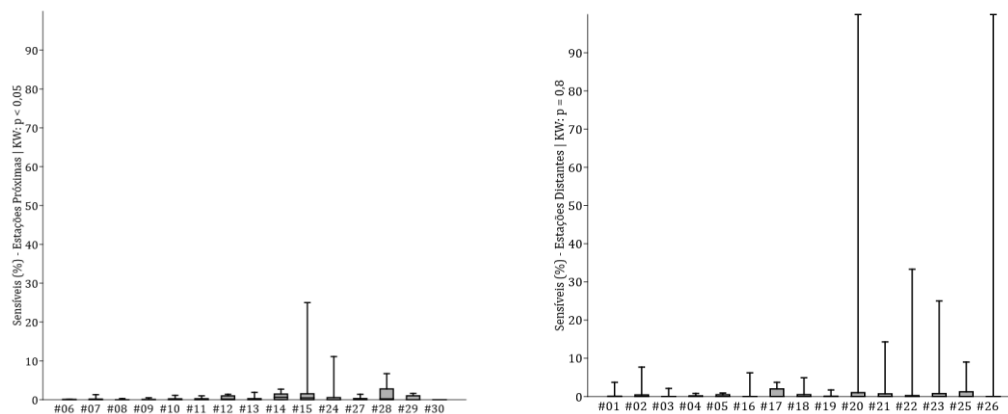


Figura 49: Box plots com a variação da porcentagem relativa de sensíveis nas estações próximas e distantes. Legenda: mediana, quartil e min-max

6. DISCUSSÃO

Dentre as espécies encontradas, *Streblospio* spp., *Laeonereis acuta*, *Alitta succinea*, *Sigambra* sp, *Heleobia australis*, *Capitella* cf. *capitata* e *Oligochaeta* já haviam sido registradas anteriormente na Laguna de Araçatiba em outros trabalhos (Ricevuto et al., 2013; A. M. da Silva, 2015).

A análise da proporção relativa dos grupos ecológicos da macrofauna bentônica revelou padrões espaciais contrastantes entre as estações próximas e distantes dos pontos de aplicação do consórcio microbiano, refletindo diferentes estágios sucessionais ecológicos no sistema lagunar Araçatiba. Conforme previsto pelo modelo de Pearson e Rosenberg (1978), a dominância de espécies oportunistas, especialmente do Grupo V (oportunistas de 1ª ordem), é indicativa de ambientes sujeitos a altos níveis de perturbação e enriquecimento orgânico. Esse padrão foi mais pronunciado nas estações próximas à biorremediação, onde as medianas e amplitudes dos box-plots apontaram elevada abundância desse grupo, com destaque para os períodos de menor renovação hidrodinâmica (p. ex., campanhas em agosto e novembro). Tais resultados indicam que a resposta da fauna bentônica ao tratamento microbiano foi imediata, mas ainda não consolidada em uma trajetória de recuperação ecológica plena, corroborando a ideia de que o estágio inicial da biorremediação pode promover distúrbios secundários antes da reorganização comunitária esperada (Borja & Dauer, 2008; Dauvin, 2018).

Os oportunistas de 2ª ordem (Grupo IV), que tendem a proliferar em condições de enriquecimento moderado, apresentaram comportamento distinto entre os grupos espaciais. Embora presentes em ambas as categorias, seus valores máximos foram mais frequentes nas estações distantes, sugerindo uma adaptação mais estável a um regime de aporte orgânico crônico e de menor intensidade. Essa observação está em consonância com o papel ecológico dessas espécies como indicadores de transição entre ambientes degradados e condições intermediárias de recuperação (Muxika et al., 2005)

Por outro lado, os grupos sensíveis (Grupo I) e indiferentes (Grupo II), tradicionalmente associados a ambientes pouco impactados ou em equilíbrio ecológico, apresentaram baixas frequências e distribuição pontual ao longo das campanhas, sendo mais detectáveis em áreas distantes e em eventos pontuais (ex.: maio e agosto de 2022). Essa escassez sugere que, apesar de melhorias localizadas, as condições ambientais favoráveis à instalação e manutenção de comunidades mais especializadas e diversificadas ainda são episódicas e frágeis. Estudos prévios em ecossistemas

semelhantes destacam que a recuperação de espécies sensíveis geralmente ocorre em estágios mais avançados da sucessão, e requer estabilidade física e química no sedimento (Brauko et al., 2015; Fanelli et al., 2023).

O grupo tolerante (Grupo III), por sua vez, mostrou maior predominância nas estações distantes, refletindo a presença de um ambiente menos perturbado por alterações súbitas — como a aplicação direta do biorremediador — mas ainda sob influência de pressões crônicas, como o aporte contínuo de nutrientes. Esse padrão reforça a hipótese de que a macrofauna nessas regiões encontra-se em um platô ecológico de resistência, onde a composição bentônica já se adaptou a um gradiente moderado de estresse ambiental (Coutinho & Bernardino, 2017; Pinto et al., 2009).

Dessa forma, o conjunto de resultados evidencia que a resposta ecológica ao tratamento com consórcio microbiano foi espacialmente heterogênea e ecologicamente complexa. Enquanto as áreas próximas experimentam uma fase de reorganização sucessionais, com predomínio de oportunistas e baixa diversidade funcional, as estações distantes mantêm uma comunidade estruturalmente mais estável, ainda que adaptada a condições subótimas. Esses achados são coerentes com padrões registrados em outras lagunas costeiras tropicais submetidas a intervenções antrópicas (El Kamcha et al., 2023; Gillett et al., 2015), e reforçam a importância do monitoramento de longo prazo, utilizando métricas integradoras como AMBI e M-AMBI, para avaliar a efetividade e o alcance real da biorremediação em ecossistemas dinâmicos e vulneráveis como o SLMG.

Com base na análise dos boxplots referentes à proporção relativa dos grupos ecológicos da macrofauna bentônica na Laguna de Araçatiba, observa-se um padrão espacial consistente que corrobora os achados de análises multivariadas e uni-variadas previamente discutidas nesta tese. As áreas próximas aos pontos de aplicação do consórcio microbiano apresentam maior variabilidade na composição dos grupos ecológicos, refletindo uma resposta dinâmica à biorremediação. Em especial, destaca-se a elevação na proporção de espécies oportunistas de 1ª ordem em determinadas campanhas, como observado na estação #30, que apresentou 100% desse grupo em novembro de 2021, indicando um ambiente de elevado estresse ambiental e provável reorganização pós-distúrbio. Tal padrão se alinha com os resultados da RDA, que demonstram uma clara separação dos grupos espaço-temporais ao longo do eixo 1, com associações positivas entre as estações próximas pós-tratamento (PróPós) e variáveis indicadoras de melhora na qualidade ambiental, como M-AMBI, riqueza e IQA.

A SIMPER apontou que espécies como *H. australis* e *Streblospio* spp. foram determinantes na diferenciação das comunidades próximas entre os períodos pré e pós-intervenção, sendo ambas consideradas tolerantes a distúrbios ambientais. A redução na proporção de sensíveis nas áreas distantes também sugere um menor efeito direto da biorremediação nessas regiões, as quais demonstraram uma dominância persistente de grupos tolerantes, como observado na estação #22, que atingiu 96,3% de organismos tolerantes em novembro de 2023.

A integração desses resultados com as correlações de Spearman reforça a interpretação de que áreas próximas apresentaram maior influência do tratamento, com destaque para a forte correlação entre a riqueza e o M-AMBI ($r = 0,85$), e entre COT na água e AMBI ($r = -0,63$), sugerindo que a presença de matéria orgânica foi um fator estruturante para a melhoria ecológica local. Nas áreas distantes, embora também tenha havido correlação positiva entre riqueza e M-AMBI ($r = 0,87$), o efeito da intervenção foi mais tênue, refletido em uma menor amplitude nas alterações dos grupos ecológicos.

Conforme discutido por Borja (2011), a resposta das comunidades bentônicas à recuperação ambiental em zonas costeiras é complexa e multifatorial, envolvendo não apenas a eliminação de estressores, mas também o tempo necessário para o recrutamento e estabelecimento de espécies sensíveis. Este princípio é claramente observado nos dados desta pesquisa, onde os organismos sensíveis, ainda que esporádicos, apresentaram maior ocorrência em campanhas pós-início da biorremediação, indicando indícios de recuperação ambiental gradual nas áreas próximas.

Portanto, a distribuição espaço-temporal dos grupos ecológicos na Laguna de Araçatiba, integrada às análises multivariadas e estatísticas descritivas, aponta para um processo de recuperação ambiental em curso, com sinais mais robustos nas áreas sob influência direta do consórcio microbiano. Tais achados reforçam a eficácia parcial da biorremediação em um sistema costeiro tropical raso, ao mesmo tempo que ressaltam a importância de considerar fatores como sazonalidade, heterogeneidade ambiental e tempo de resposta ecológica para uma avaliação mais precisa da resiliência do ecossistema.

6.1. Respostas espaciais da macrofauna bentônica à biorremediação: evidências de reorganização ecológica e integridade parcial

A análise integrada dos dados revela padrões espaço-temporais distintos na macrofauna bentônica da Laguna de Araçatiba, sugerindo que a biorremediação microbiológica promoveu alterações substanciais na estrutura da comunidade em áreas próximas aos pontos de aplicação. Os boxplots dos grupos ecológicos destacam o predomínio de organismos oportunistas de 1ª ordem (Grupo V) nas estações próximas, com mediana elevada e valores máximos concentrados em campanhas como a de novembro de 2021, refletindo episódios agudos de distúrbio ambiental e reorganização sucessional incipiente

. Esta interpretação é fortalecida pelos resultados da análise de ordenação RDA, na qual o agrupamento “Próximo-Pós” (PróPós) se associa positivamente a indicadores de melhoria da qualidade ambiental, como M-AMBI, riqueza específica e IQA, especialmente em campanhas intermediárias como maio e agosto de 2022.

A análise SIMPER corrobora esse cenário ao identificar espécies como *Heleobia australis* e *Streblospio* spp. como responsáveis por grande parte da dissimilaridade entre períodos pré e pós-intervenção nas estações próximas. Ambas as espécies são conhecidas por sua tolerância a ambientes eutrofizados e instáveis, sendo frequentemente registradas em ambientes estuarinos antropizados, como apontado por Brauko et al. (2015) e também por Borja et al. (2008). Sua dominância nas áreas tratadas indica uma fase de recolonização por espécies r-estrategistas, compatível com o modelo clássico de Pearson e Rosenberg (1978) para sucessão em ambientes estressados.

Nas áreas distantes, os grupos ecológicos apresentaram menor variabilidade ao longo do tempo, com predomínio estável de organismos tolerantes (Grupo III) — como demonstrado pelas porcentagens relativas da Tabela 14 à Tabela 18 (apêndice) — e reduzida frequência de espécies sensíveis (Grupo I). Estações como #22, por exemplo, apresentaram 96,3% de organismos tolerantes em novembro de 2023, evidenciando uma estabilidade funcional que pode representar uma adaptação a condições cronicamente impactadas, ainda que não diretamente influenciadas pelo tratamento com o consórcio microbiano.

Essa configuração é coerente com a interpretação do “platô ecológico de resistência” sugerida por Coutinho & Bernardino, (2017), segundo a qual comunidades

submetidas a distúrbios constantes estabilizam-se em composições funcionalmente resilientes, mas com baixa diversidade sensível.

A análise das correlações de Spearman reforça a relevância dos indicadores bióticos integradores: M-AMBI apresentou correlação positiva forte com a riqueza ($r = 0,85$ nas estações próximas e $r = 0,87$ nas distantes), enquanto a presença de matéria orgânica dissolvida (COT na água) teve correlação negativa com o AMBI ($r = -0,63$ nas estações próximas), evidenciando o papel do enriquecimento orgânico como fator estruturante das comunidades bentônicas

. A correlação significativa entre COT e espécies oportunistas confirma a relação direta entre aporte de matéria orgânica e a dominância de grupos com baixa exigência ambiental, característica recorrente em zonas lagunares de baixa circulação hidrodinâmica.

Esses achados convergem com os princípios descritos por Borja et al. (2012), segundo os quais a classificação da integridade ecológica em estuários e lagunas deve integrar múltiplos componentes biológicos e físico-químicos, de forma a captar tanto respostas imediatas a pressões antrópicas quanto tendências de longo prazo. Em ambientes naturalmente estressados — como lagunas costeiras rasas e salobras — a distinção entre estresse natural e impacto antrópico é desafiadora (o chamado “paradoxo da qualidade estuarina” mencionado por Dauvin & Ruellet, (2009)). No entanto, a combinação de métricas estruturais (ex. AMBI, riqueza, abundância relativa de grupos ecológicos) com análises funcionais (ex. composição por guildas tróficas e resposta à matéria orgânica) permite inferências robustas, mesmo sob alta variabilidade espaço-temporal.

Portanto, os dados sugerem que a biorremediação promoveu uma reorganização ecológica inicial, principalmente nas áreas próximas ao tratamento, com sinais incipientes de recuperação (ex. aumento pontual de espécies sensíveis) mas ainda com predomínio de espécies oportunistas e tolerantes. Nas áreas distantes, a estabilidade observada pode refletir uma adaptação prolongada a estressores crônicos, onde a ausência de mudanças bruscas na composição da macrofauna não implica, necessariamente, melhor qualidade ambiental. Esses resultados ressaltam a importância de monitoramentos de longo prazo com abordagem holística, conforme proposto por Borja et al. (2012), incluindo a avaliação integrada da estrutura, função e processos ecológicos para guiar estratégias de restauração mais efetivas em ecossistemas tropicais costeiros

7. CONCLUSÃO

A presente tese evidenciou que a aplicação experimental de um consórcio microbiano como estratégia de biorremediação na Laguna de Araçatiba promoveu alterações ecológicas perceptíveis na comunidade bentônica, principalmente em zonas próximas aos pontos de tratamento. A análise integrada de ferramentas uni e multivariadas, aliada à caracterização dos grupos ecológicos da macrofauna bentônica, revelou que a resposta biológica ao estímulo antrópico foi heterogênea no espaço e no tempo, refletindo um sistema ainda em reorganização ecológica.

As áreas sob influência direta do consórcio demonstraram dinâmicas sucessionais compatíveis com os estágios iniciais de recuperação, caracterizados pelo aumento de oportunistas de 1ª ordem e, em menor escala, pela presença pontual de espécies sensíveis. Por outro lado, regiões distantes mantiveram uma estrutura comunitária funcionalmente tolerante, com menor variação ao longo do tempo, indicando estabilidade adaptativa, embora não necessariamente associada a melhor qualidade ambiental.

A congruência entre a análise de dados utilizada — como AMBI, M-AMBI, riqueza taxonômica, RDA, SIMPER, correlações de Spearman e os próprios boxplots ecológicos — demonstrou a eficácia de uma abordagem holística para avaliar os efeitos da biorremediação em sistemas costeiros tropicais naturalmente estressados. Além disso, os achados desta pesquisa dialogam com o "paradoxo da qualidade estuarina" proposto por Borja et al. (2012), evidenciando os desafios de distinguir entre variabilidade natural e perturbação antrópica em ambientes lagunares dinâmicos.

Este estudo contribui de forma inédita ao conhecimento sobre a eficácia de intervenções microbiológicas em ecossistemas de baixa circulação e alta vulnerabilidade, como as lagunas costeiras do estado do Rio de Janeiro, e destaca a importância do monitoramento de longo prazo e da integração entre bioindicadores estruturais e funcionais. Finalmente, os resultados aqui apresentados reforçam que a restauração ecológica plena da Laguna de Araçatiba dependerá da continuidade das ações de mitigação, da gestão integrada da bacia hidrográfica e da implementação de políticas públicas baseadas em ciência, que considerem a complexidade e a resiliência dos sistemas lagunares tropicais.

8. ARTIGO

8.1. Primeiro artigo (aprovado na *Marine Pollution Bulletin*)

The Role of Bioremediation in Mitigating Urban Expansion Impacts on Coastal Lagoons: A Comparative Study of Araçatiba and Padre Lagoons, Rio de Janeiro

Amorim, R. M. ^a; Gaudie-Ley, L. W. ^a; Aguiar, M. ^a; Sant'Anna, P. da S. ^a; Freitas, A. da S. ^a; Caetano, L. F. ^b; Póvoa, A. A. ^c; Santos, C. S. G. ^c; Folly E. ^d; Silva, E.C. ^e; Baptista Neto, J.A. ^a

^a Marine Geology Laboratory, Institute of Geosciences, Fluminense Federal University (UFF), Niterói, RJ, Brazil

^b State University of Rio de Janeiro (UERJ), Faculty of Teacher Training (FFP), Department of Sciences (DCIEN), São Gonçalo, RJ, Brazil

^c Laboratory, Systematics and Ecology of "Polychaeta" Department of Marine Biology, Institute of Biology, Fluminense Federal University (UFF), Niterói, RJ, Brazil

^d Laboratory of Pest and Parasite Studies, Fluminense Federal University, Institute of Biology, Department of Cellular and Molecular Biology – Niterói, RJ, Brazil.

^e Postgraduate Program in Administration, PPGAd, Fluminense Federal University (UFF), Niterói, RJ, Brazil

Renan Martins Amorim - <https://orcid.org/0000-0003-1653-5694>

Lucas Wanderley Gaudie-Ley - <https://orcid.org/0009-0000-2284-4501>

Mahathma Aguiar - <https://orcid.org/0009-0001-5011-4220>

Pedro da Silva Sant'Anna - <https://orcid.org/0009-0004-6570-9181>

Alex da Silva Freitas - <https://orcid.org/0000-0002-8665-7649>

Laina Ferreira Caetano - <https://orcid.org/0009-0003-1629-9334>

Alain Alves Póvoa - <https://orcid.org/0000-0001-8150-0442>

Cinthyia Simone Gomes Santos - <https://orcid.org/0000-0003-2182-0801>

Evelize Folly das Chagas - <https://orcid.org/0000-0001-6313-2447>

Eduardo Camilo Silva - <https://orcid.org/0000-0002-0989-7294>

José Antônio Baptista Neto - <https://orcid.org/0000-0002-3638-4435>

*Corresponding author: renanma89@gmail.com

Abstract

This study examines the impact of urban expansion on organic matter gradients in two coastal lagoons, Araçatiba (AL) and Padre (PL), in Rio de Janeiro, Brazil, using benthic macrofauna as ecological indicators. To mitigate the effects of organic enrichment, a microbial consortium (*Lactobacillus casei*, *Lactobacillus acidophilus*, and *Saccharomyces cerevisiae*) was applied in AL for nine months prior to sampling, while PL remained untreated. Sediment samples were collected from 43 stations and analyzed for Total Organic Carbon (TOC), Total Nitrogen (TN), and Total Phosphorus (TP), alongside water column parameters (e.g., dissolved oxygen, salinity, chlorophyll-a) and benthic macrofaunal composition. Results indicated higher macrofaunal abundance and diversity in AL compared to PL, where organic pollution and eutrophication were more severe. Canonical Correspondence Analysis (CCA) identified salinity and eutrophication as primary drivers of community structure, with taxa such as *Capitella spp.* and *Streblospio sp.* tolerating high organic loads and hypoxia. AL's benthic community was dominated by mollusks (*Heleobia australis*, *Mytilopsis leucophaeata*), while PL was dominated by annelids (*oligochaetes*, *Alitta succinea*), reflecting divergent environmental conditions. The AMBI index classified PL as moderately to severely disturbed and AL as slightly to moderately disturbed, aligning with geochemical data showing higher TOC and nutrient concentrations in PL sediments. Microbial bioremediation in AL correlated with improved water quality (higher WQI, lower BOD) and benthic health, underscoring its potential as a management tool. The study highlights the need for tailored strategies to address anthropogenic pressures and restore ecological balance in coastal lagoons.

Keywords: Microbial bioremediation, Eutrophication mitigation, Benthic ecological

status, Coastal lagoon management, Organic pollution biomarkers, Salinity-driven benthic community structure

Authors' Contributions: Renan Martins Amorim: Conceptualization; Formal analysis; Methodology; Writing - original draft; and Writing – review and editing. Lucas, Pedro, Mahathma and Laina: Formal analysis; and Methodology. Alex and Alain: Writing review and editing. Cinthya Santos: Validation; Investigation, Methodology and Writing – review and editing. Evelize Folly and José Antônio Baptista Neto: Resources, Visualization and Supervision. Eduardo Camilo: Funding acquisition, Resources and Project administration .

Conflicts of interest: The authors declare that they have no conflicts of interest.

Availability of data and material: The authors declare that they provide all the necessary information for this study.

Funding: Support in financing scholarships, field expenses and laboratory analyzes provided by the Lagoa Viva Project.

Acknowledgments: Authors are thankful for the Lagoa Viva Project, Departamento de Geologia e Geofísica at Universidade Federal Fluminense, and Companhia de Desenvolvimento de Maricá (Codemar) for the infrastructure and administrative support.

1. Introduction

Coastal lagoon ecosystems and estuaries can be categorized as ecotones, serving as transitional zones that connect the continents and the sea (Pérez-Ruzafa et al., 2011). These ecosystems are bodies of water close to the ocean through inlets, exhibit a wide range of salinity levels, spanning from fresh to hypersaline, as highlighted by Kjerfve (1994). These environments occur along 13% of the coastlines of all continents being areas from important biogeochemical processes that experience a notable enrichment of nutrients, whether they originate from autochthonous (internal), allochthonous (external), or anthropic (human-induced) sources; (Cotovicz et al., 2021; Perez-Ruzafa et al., 2005). Coastal lagoon environments offer essential ecosystem services, including recreation and the provision of feed resources, such as fish and crustaceans, which support the livelihoods of populations residing in the surrounding areas (Newton et al., 2018). However, lagoons in developing countries often face challenges due to untreated domestic sewage discharge from urban areas (Bijekar et al., 2022). Moreover, the management of coastal lagoons can have significant impacts on their biogeochemical processes. Activities like dredging or artificial bar openings, can influence these delicate environments (Pérez-Ruzafa et al., 2011; Prestrelo & Monteiro-Neto, 2016). In recent decades, the substantial growth of human populations has resulted in increased sewage discharges and industrial emissions, contributing to chronic environmental contamination in coastal zones (Tuholske et al., 2021).

Benthic macroinvertebrates fulfill a crucial ecological role within aquatic ecosystems, serving as key intermediaries between different trophic levels in the food web (Suriano & Fonseca-Gessner, 2013). This group facilitates the transfer of essential environmental resources, such as organic matter and nutrients, from the trophic pyramid's base to higher trophic levels, including nekton organisms (Pires-Vanin et al., 2011). Through the degradation and mobilization of allochthonous or autochthonous organic material in aquatic ecosystems, these organisms contribute significantly to nutrient recycling (Maia-Jorge et al., 2022). Throughout their life cycle, benthic macroinvertebrates also play a role in maintaining sediment health by redistributing grains, enhancing porosity, and promoting gas diffusion through bioturbation and bioirrigation (Paraskevopoulou et al., 2015). Due to their diversity and widespread presence in various aquatic habitats, benthic macroinvertebrates are commonly used as ecological bioindicators (Elías et al., 2021; Souza et al., 2021). The behavioral patterns of these organisms reflect their environmental conditions, making them valuable indicators of overall environmental quality (Souza et al., 2016). Finally, considering the information presented, macrobenthos serve as bioindicators of contamination, primarily because a significant portion of this group remains sessile in the environment throughout its relatively short life cycle (Mackin-McLaughlin et al., 2022).

High Biological Oxygen Demand (BOD) from sewage pollution negatively impacts benthic macrofauna diversity in tropical coastal lagoons (Blankson et al., 2021). Therefore, sewage outfall areas exhibit different fauna assemblages compared to open sea locations (Alsaffar et al., 2020). Organic matter near sewage outfalls sustains opportunistic communities, while distant areas favor k-strategist species (Politi et al., 2019). Dominance of r-strategists in polluted areas decreases overall benthic diversity (Ganesh et al., 2014). Therefore, severe organic pollution, indicated by high BOD levels, significantly affects benthic macrofauna composition and diversity in tropical coastal lagoons (Paraskevopoulou et al., 2015).

Various ecological indices such as BENTIX, BOPA, and the Abundance-Biomass Comparison (ABC) curve are utilized to assess the ecological quality of coastal marine ecosystems by evaluating the structure and function of benthic macrofaunal communities (Lu et al., 2021). The AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) and its multivariate version (M-AMBI) were developed for European waters to assess the ecological status of coastal marine ecosystems, based on macrobenthos sensitivity to organic enrichment disturbances (Borja & Dauer, 2008; Labrune et al., 2021; Lu et al., 2021). Initially applied in temperate waters, these indices have also been successfully used in tropical waters (Brauko et al., 2015; Ni et al., 2019). The establishment of reference conditions enhances the reliability of these indices for interpreting the ecological status across various geographic regions (Dauvin & Ruellet, 2009). Furthermore, these indices have been effectively employed in assessing the impact of both natural and anthropogenic disturbances globally (Borja & Dauer, 2008; Wetzel et al., 2012).

Microorganism bioremediation is a promising approach to mitigate environmental

60 degradation in aquatic ecosystems, especially in eutrophicated coastal lagoons. This
61 technique relies on the ability of microorganisms, such as bacteria, fungi, and algae, to
62 degrade organic compounds present in the environment, transforming them into less
63 harmful or inert forms (Gumogda, 2022; Kour et al., 2021; Ozkay et al., 2022; J. Wang et al.,
64 2022). This technique involves the periodic release of a consortium of microorganisms into
65 both solid (mud-balls) and liquid matrices to promote water and sediment purification. This
66 allows for the degradation of accumulated organic matter, reducing the nutrient load
67 available for algal growth (Firdaus & Azman, 2018). However, the application of
68 bioremediation techniques in eutrophicated coastal lagoons requires a detailed
69 understanding of the ecosystem dynamics and the interactions between microorganisms
70 and available nutrients (Kour et al., 2021). This technique represents an emerging strategy
71 to promote the environmental quality of eutrophicated coastal lagoons, offering a
72 sustainable and environmentally friendly approach to mitigate the impacts of
73 eutrophication (Wang et al., 2022). Nevertheless, further research is needed to fully
74 understand the mechanisms underlying bioremediation and to optimize its effectiveness in
75 different environmental contexts. Within the scope of a municipal revitalization program
76 called "Lagoa Viva," bioremediation of one of the lagoons in the Maricá-Guarapina Lagoon
77 System (MGLS) called Araçatiba Lagoon (AL) is underway. This tropical lagoon has been
78 treated with a microbial consortium composed of bacilli (*Lactobacillus casei* and
79 *Lactobacillus acidophilus*) and yeast (*Saccharomyces cerevisiae*) since November 2021.
80 Within the same lagoon system, there is also Padre Lagoon (PL), which has not been the
81 target of bioremediation, but has been also influenced by strong demographic expansion
82 and deforestation in recent years (Amora-Nogueira et al., 2023). The aim of this study is to
83 evaluate the effects of microbial bioremediation on the environmental quality of a lagoon system
84 considering the benthic macrofauna and geochemical variables as indicators.

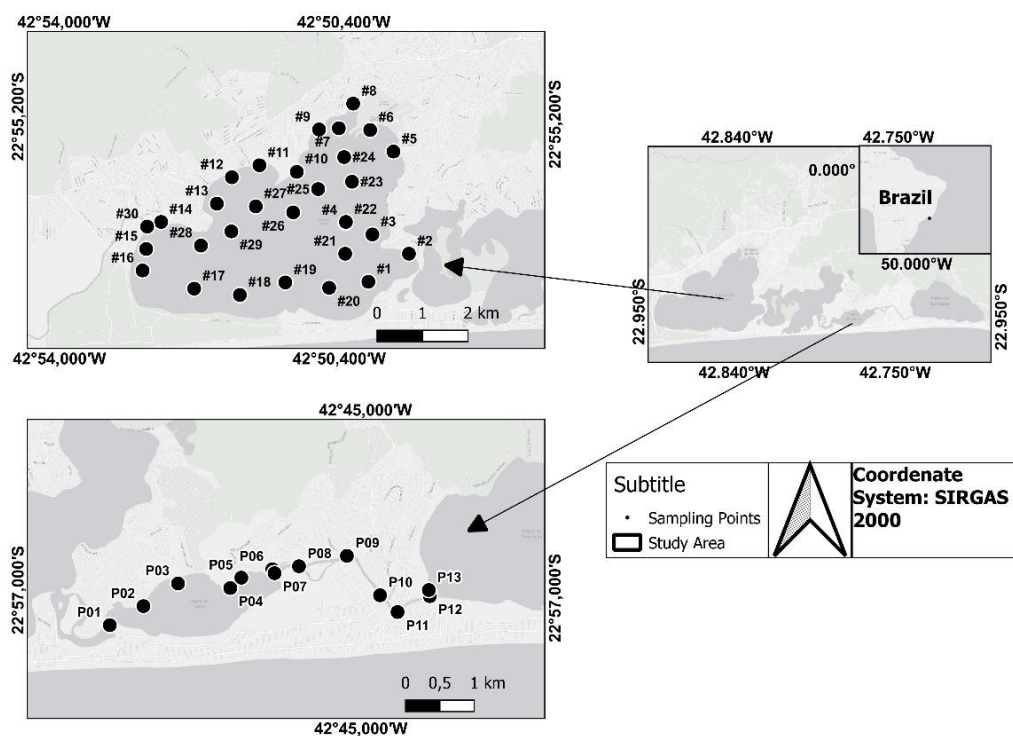
85 86 2. Study area

87
88 The MGLS (Figure 1), is situated in the coastal city Maricá, at the state of Rio de Janeiro. This
89 lagoon system covers approximately 2.10 km² with an average depth of 0.55 m and is notably
90 influenced by the local wind patterns, resulting in waves reaching heights of up to 1 meter. The
91 sediment composition in this area varies from sandy to muddy sand, primarily composed of sandy
92 silt and silty-sand containing minerals such as quartz, feldspar, micas, heavy minerals, shells, and
93 fragments of rocks (Silvestre et al., 2017). The local geomorphology is characterized by cliffs, and
94 the surrounding rocks are predominantly Precambrian gneiss-granitic formations displaying
95 varying levels of metamorphic interference, often covered by Cenozoic sediments. The formation
96 of the MGLS is closely tied to fluctuations in sea levels, leading to the development of sandy ridges
97 during the Quaternary period as sea levels rose (Silva et al., 2014).

98 The region falls under the influence of the South Atlantic Subtropical Anticyclone (SASA)
99 and experiences a tropical climate marked by high temperatures and significant humidity levels,
100 with temperature inversions of up to 4°C during the day and prevailing north and northeast winds.
101 It is also subject to the impact of cold fronts originating from Brazil's South and Southeast regions
102 (Reboita et al., 2019). Annual precipitation in the MGLS averages around 2,000 mm, affecting the
103 water column through diurnal thermal inversions (Pereira Silvestre et al., 2015). Marine
104 intrusions into the coastal lagoon typically occur during the winter due to elevated wave activity,
105 according to (Silva et al., 2014). The lagoon system has two distinct connections to the ocean. The
106 first is sporadic and occurs through a narrow sandy strip in Barra Lagoon. The second connection
107 was established in the 1950s with the construction of the Ponta Negra channel, which linked the
108 entire MGLS to the sea. After the opening of the Ponta Negra channel, the area flooded by the

109 coastal lagoon decreased (Amora-Nogueira et al., 2023).

110 Other interventions in the system occurred with the construction of a channel, the
 111 Canal da Costa in the late 1950s, connecting the old wetlands in Itaipuaçu to AL, although
 112 this did not significantly influence the control of water flow into the lagoon. Another
 113 channel in the lagoon system is the Cordeirinho, which links the Guarapina Lagoon to PL.
 114 The hydrodynamics of the lagoon system, encompassing the MGLS, is primarily driven by
 115 flooding during rainy periods rather than tide action, owing to substantial siltation at the
 116 Ponta Negra and Cordeirinho channels, which affects the exchange of water masses
 117 (Freitas et al., 2023). Enhanced dredging increases the exchange between water masses
 118 through these channels but has limited impact on the salinity of AL. Four distinct periods
 119 of land use and human interventions can be identified in the MGLS. These periods
 120 encompass deforestation, the establishment of farms and fishing villages, river
 121 channeling, and the construction of channels linking the lagoon to the sea. These
 122 transformations occurred concurrently with urban expansion, characterized by
 123 inadequate sewage treatment systems, which contributed to the infilling and
 124 eutrophication of Maricá's lagoons (Amora-Nogueira et al., 2023).



125
 126 **Figure 1:** Sampling stations in the MGLS: Araçatiba Lagoon – AL –(#0-#30)
 127 and Padre Lagoon – PL –(P01-P13), Maricá, Rio de Janeiro/Brazil.

128 3. Material and Methods

130 3.1. Sample collection

131
 132
 133 Macroinvertebrate fauna samplings were carried out in August 2022 to evaluate spatial

134 variations in the benthic faunal assemblages in both PL and AL. Sediment samples were
135 collected at each sampling station using a 1L volume stainless steel van Veen grab in 30
136 sampling stations distributed along the AL and 13 sampling stations in PL (Figure 1). Water
137 column physicochemical parameters were recorded in situ at the sampling stations, using a
138 multi parameter probe (Horiba U-51). After the sampling campaigns, sediment samples
139 were properly conserved in a cooler box with ice. The sediment samples for granulometry
140 and chemical analyses were transported to the laboratory and frozen (~-20 °C) until
141 analysis. Benthic macroinvertebrates were evaluated in triplicate samples, collected with a
142 1 L van Veen grab with approximately 0.05 m² of sampled area per replica. The sediment
143 was washed in 0.5 mm mesh sieves and preserved in 4% buffered formalin.

144 145 146 3.2. Laboratory analysis (physicochemical analyses) 147

148 The biochemical oxygen demand (BOD) for this study was measured from water
149 samples collected and analyzed at the Oceanus Experimental Biology Center Ltd., Rio de
150 Janeiro, Brazil, using the SMWW 5210 B method as specified by the National Environmental
151 Methods Index (NEMI). Thermotolerant coliforms were quantified following the SMWW
152 9221-E standard procedure. Total organic carbon (TOC) was determined according to the
153 EMBRAPA resolution (2017). The nitrogen series was analyzed following the SMWW 4500
154 - NH₃ F standard, with total nitrogen content measured through pyrolysis and
155 chemiluminescence detection, in accordance with ASTM D5176-08. Nitrate was assessed
156 using the vanadium chloride reduction method, as specified in
157 D09727_02_Insert_Environmental_TON Vanadium Vanadium Chloride Reduction - Part
158 Thermo Fisher. Chlorophyll A concentration was determined at each sampling point
159 according to the SMEWW 10.200 H standard. The Water Quality Index (WQI) was calculated
160 as: $WQI = \prod (q_i)^{w_i}$, where q_i represents the quality score (0-100) of the i -th parameter and
161 w_i denotes its corresponding weighting factor (0-1).

162 The sediment Total Organic Carbon (TOC%) concentrations were measured by the
163 wet oxidation method (Walkley and Black, 1934). Grain size analysis was performed using
164 dry sieving (for particles >53 microns) and silt and clay using the pipette method (Kilmer
165 and Alexander, 1949). Total Phosphorus (TP) content was obtained after sample ignition at
166 550° C for 12 h. Ashes were digested by stirring with 1.0 M HCl. Sediment Total Nitrogen
167 (TN) concentrations were determined by the Kjeldahl method. Finally, macrobenthic
168 invertebrates were sorted, identified to the lowest taxonomic level and counted. The
169 taxonomic identity was further validated on WoRMS (<http://www.marinespecies.org>). The
170 description of spatial variation in macrofauna was performed using indicators of
171 abundance, species richness, evenness and Shannon–Wiener diversity index.

172 173 3.3. Statistical analysis 174

175 Normality of the data was tested with the Shapiro–Wilk test. Kruskal–Wallis test was
176 used to evaluate the spatial statistical difference between medians of the physical–chemical
177 and biotic parameters. The water column, sediment properties and biologic community
178 data (fourth root data) from the different sampling stations were analyzed using Canonical
179 Correspondence Analysis (CCA). All correlation tests were performed using Spearman test.
180 Non-metric multidimensional scaling ordination (nMDS) was used to plot the
181 macrobenthos abundances (non transformed data) from AL and PL following Bray-Curtis
182 distance. The significance of spatial differences in community data was also tested by
183 PERMANOVA, using the Bray-Curtis distance. Species contributing mostly to the
184 dissimilarity among lagoons were investigated using the SIMPER procedure (Clarke et al.,
185 2014). The statistics were done using Past v.4 software.

186 187 4. Results and discussion 188

189 4.1. Environmental variables

190 The physical and chemical characteristics of the water column and sediments
191 reveal two environments with quite distinct conditions, despite being interconnected
192 (table 1). Salinity in PL ranged from 16.5 to 28.3, with an average of 25.7, whereas in AL,
193 the variation was from 5.1 to 6.4 with an average of 5.7. Salinity in PL was directly
194 correlated with pH, indicating the influence of its closer proximity to seawater, as well as
195 the spatial arrangement of sampling stations oriented towards the opening to the sea
196 through the Ponta Negra channel. In addition to this artificial connection, resulting from
197 engineering work undertaken in the 1950s to minimize flooding (Amora-Nogueira et al.,
198 2023), saline contribution in these two coastal lagoons also occurs through marine
199 incursion and groundwater intrusion (Newton et al., 2018). The difference in salinities (p
200 < 0.05) is due to the greater influence of saltwater in PL due to its proximity to the
201 connection with the sea (figure 2). The richness and abundance of benthic macrofauna
202 were inversely related to salinity in AL ($p < 0.05$ – table 3). This pattern is contrary to
203 what was found in the Paranaguá Bay, where it was observed that regions with higher
204 salinity exhibited greater benthic macrofauna richness (Amorim et al., 2020).
205

206
207

Table 1: Minimum, maximum and average values (parenthesis) of the physical-chemical and biological parameters of water and sediments among sampling stations in PL and AL.

Water parameters									
Lagoons	Salinity	Temperature (°C)	pH	ORP (mV)	Conductivity (mS/cm)	D.O. (mg/L)	TDS (g/L)	Turbidity (NTU)	WQI
PL	16,5 - 28,3 (25,7)	23,7 - 29,6 (26,3)	7,3 - 8,0 (7,7)	[-25] - [85] (51)	27,0 - 44,1 (40,1)	4,1 - 8,2 (6,4)	16,7 - 26,8 (24,5)	26,7 - 264,0 (66,3)	53,29 - 73,46 (66,15)
AL	5,1 - 6,4 (5,7)	22,4 - 26,0 (23,7)	7,2 - 9,1 (8,2)	[126] - [216] (165,1)	6,1 - 10,3 (9,0)	5,0 - 17,1 (12,6)	3,8 - 7,0 (6,3)	11,2 - 73,2 (28,3)	57,84 - 82,70 (70,81)
	BOD (mg/L)	N ammoniacal (mg/L)	Total N (mg/L)	Nitrite (mg/L)	Nitrate (mg/L)	Total P (mg/L)	Thermotolerant coliforms (NMP/100 mL)	Clorophyl-a (ug/L)	TOC (mg/L)
PL	9,0 - 41,0 (18,7)	0,01 - 0,12 (0,04)	0,9 - 3,9 (1,3)	0,003 - 0,017 (0,005)	0,05 - 0,13 (0,07)	0,11 - 0,78 (0,25)	8 - 7900 (1066)	11,2 - 43,0 (19,1)	7,3 - 11,8 (8,5)
AL	3,0 - 18,0 (10,8)	0,01 - 0,10 (0,05)	0,2 - 1,9 (0,5)	0,010 - 0,590 (0,042)	0,05 - 1,39 (0,27)	0,03 - 0,53 (0,14)	3 - 240 (12)	0,3 - 6,1 (1,6)	1,2 - 3,9 (2,8)
Sediment parameters									
	Fine Fraction (%)	TOC (%)	Total N (mg/Kg)	Total P (mg/Kg)	Richness	Abundance (ind/m ²)	Shannon (H')	Equitability	Dominance
PL	0,99 - 39,43 (10,92)	0,3 - 3,9 (1,7)	56,5 - 2705,7 (1175,8)	15 - 459 (147)	3 - 11 (7)	18 - 7741 (2245)	0,29 - 1,82 (1,21)	0,14 - 1,00 (0,64)	0,23 - 0,90 (0,42)
AL	6,89 - 98,24 (68,88)	0,1 - 7,9 (2,6)	879,2 - 10746,4 (2993,6)	86 - 349 (196)	0 - 12 (6)	0 - 32882 (4282)	0,00 - 1,59 (0,77)	0,16 - 0,96 (0,56)	0,23 - 1,00 (0,60)

208

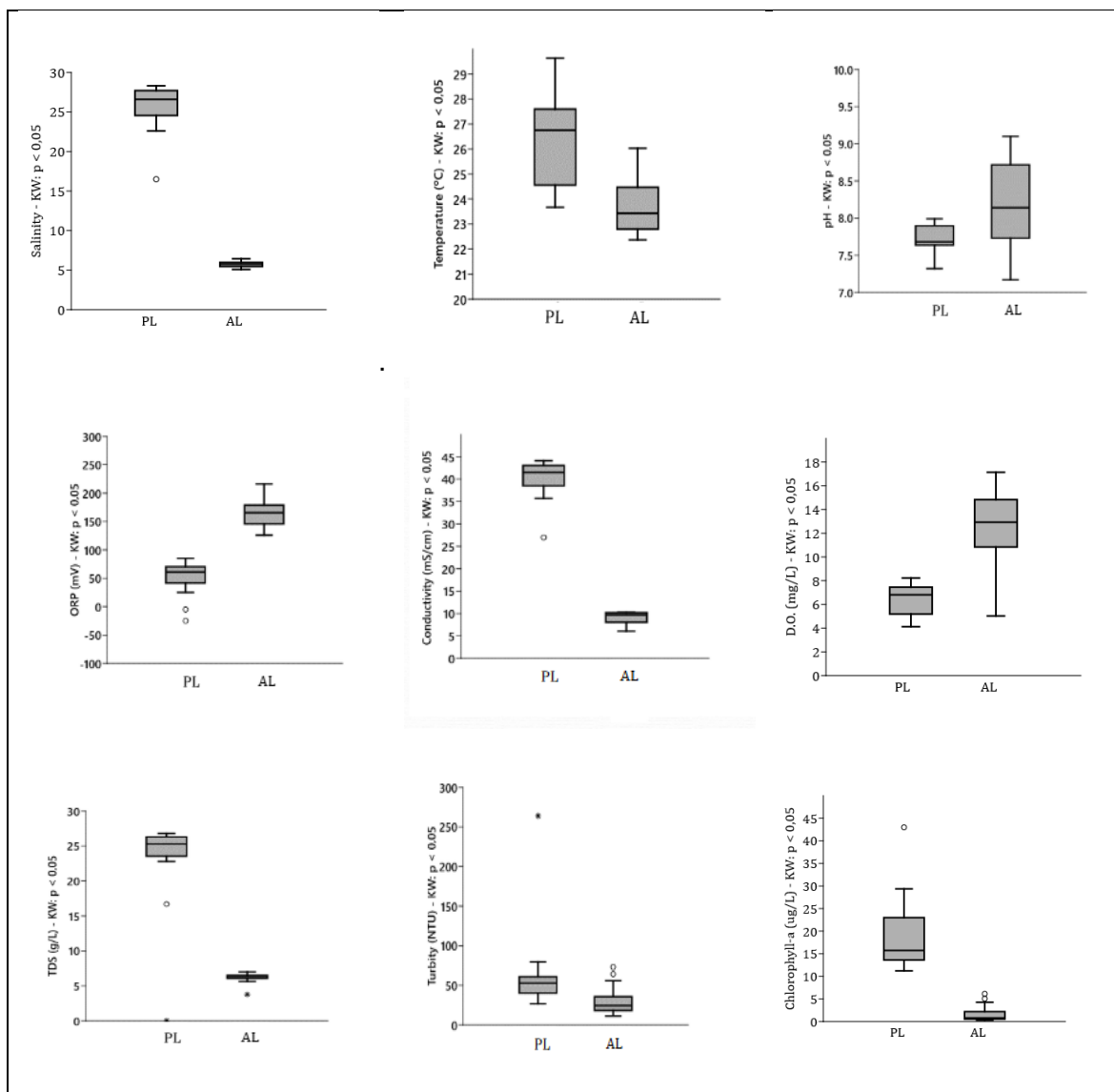


Figure 2: In situ results of the water column and chlorophyll-a in PL and AL.

209

210

211

212

213

214

215

216

217

218

219

220

221

222

223

Water temperature also exhibited a significant difference between the two lagoons, with values in PL (average: 26.3°C) being significantly higher than in AL (average: 23.7°C). The maximum depth of AL is 2 m with an average of 1 m, while PL is the shallowest compartment of the lagoon system, with approximately 70% of its area having a depth of around 0.5 m (Laut et al., 2019). The reduced volume of the water column allows for a greater proportion of water mass to be directly exposed to sunlight, causing the lagoon to heat up more rapidly and reach higher temperatures compared to deeper aquatic environments. Water temperature in PL was directly correlated with the abundance of benthic organisms (Table 2). However, this pattern does not necessarily imply a cause-and-effect relationship. The abundance and distribution of benthic macrofauna in coastal lagoons are influenced by a combination of factors, including habitat type, environmental variability, and anthropogenic disturbances. In Mistras Lagoon, the presence of seagrass and mixed macrophyte habitats sustained higher species richness and abundance compared to areas without vegetation (Magni & Gravina, 2023). In Tortoli Lagoon, the structure

224 of the macrobenthic community was influenced by high marine influence in the lagoon, rather than
225 the typical lagoon gradient (Giampaoletti et al., 2023). Moulay Bouselham Lagoon demonstrated
226 that hydrographic regime, sediment distribution, and habitat type were the primary determinants
227 of macrozoobenthic patterns (Boutoumit et al., 2021). It was found that eutrophication and
228 associated stressors, rather than temperature, reduce species richness and diversity in coastal
229 lagoons of the Mediterranean (Jones et al., 2022).

230

231

Table 2: Correlation matrix with the variables studied in Padre Lagoon (PL). Significant values ($p < 0.05$) marked in bold.

	Sal	Temp	pH	ORP	Turb	DO	Clor-a	BOD	Total N	Total P	T. coli	TOC	WQI	Richness	Abund	D	H'	Fine Fraction	Total N sed	TOC Sed	Total P Sed
Sal		0,51	0,65	0,26	0,18	0,26	0,22	0,22	0,11	0,17	-0,32	0,25	0,38	-0,31	0,12	0,14	0,10	-0,72	-0,20	-0,27	-0,47
Temp	0,51		0,27	0,18	0,19	0,58	-0,10	0,25	0,36	0,47	0,11	0,14	0,08	0,26	0,68	0,40	0,40	0,02	0,34	0,22	0,13
pH	0,65	0,27		0,11	0,17	0,02	0,47	0,06	0,26	0,18	-0,25	0,65	0,27	0,01	-0,17	0,38	0,42	-0,80	-0,39	-0,47	-0,54
ORP	0,26	0,18	0,11		0,42	0,40	-0,10	0,02	-0,22	0,07	0,04	0,12	0,06	0,18	0,29	0,36	0,30	-0,13	-0,37	-0,22	0,05
Turb	0,18	0,19	0,17	0,42		0,40	0,51	0,17	0,18	0,37	0,24	0,34	0,05	0,58	0,46	0,23	0,29	0,13	-0,38	-0,27	0,35
DO	0,26	0,58	0,02	0,40	0,40		-0,24	0,41	0,00	0,20	0,42	0,40	0,06	0,50	0,76	0,08	0,19	0,23	-0,13	-0,13	0,40
Clor-a	0,22	0,10	0,47	0,10	0,51	0,24		0,12	0,25	0,27	0,05	0,66	0,03	-0,01	-0,29	0,22	0,18	-0,27	-0,60	-0,52	-0,15
BOD	0,22	0,25	0,06	0,02	0,17	0,41	0,12		0,31	0,01	-0,26	0,19	0,02	-0,59	-0,39	0,22	0,32	-0,24	-0,03	0,05	-0,66
Total N	0,11	0,36	0,26	0,22	0,18	0,00	0,25	0,31		0,64	0,03	0,01	0,35	0,35	0,19	0,59	0,60	0,03	0,19	0,18	-0,34
Total P	0,17	0,47	0,18	0,07	0,37	0,20	0,27	0,01	0,64		0,49	0,49	0,58	0,46	0,55	0,47	0,38	0,47	0,63	0,63	0,44
T. coli	0,32	0,11	0,25	0,04	0,24	0,42	0,05	0,26	0,03	0,49		0,09	0,72	0,46	0,49	0,26	0,21	0,80	0,21	0,21	0,81
TOC	0,25	0,14	0,65	0,12	0,34	0,40	0,66	0,19	0,01	0,49	0,09		0,27	-0,02	0,01	0,16	0,07	-0,39	-0,04	-0,11	0,25
WQI	0,38	0,08	0,27	0,06	0,05	0,06	0,03	0,02	-0,35	-0,58	0,72	0,27		-0,32	-0,30	0,21	0,16	-0,73	-0,55	-0,55	-0,53
Richness	0,31	0,26	0,01	0,18	0,58	0,50	-0,01	0,59	0,35	0,46	0,46	0,02	0,32		0,62	0,58	0,69	0,48	0,02	0,02	0,65
Abund	0,12	0,68	0,17	0,29	0,46	0,76	-0,29	0,39	0,19	0,55	0,49	0,01	0,30	0,62		0,17	0,20	0,65	0,48	0,47	0,85
D	0,14	0,40	0,38	0,36	0,23	0,08	-0,22	0,22	-0,59	-0,47	-0,26	0,16	0,21	-0,58	-0,17		0,94	-0,11	-0,06	0,01	0,08
H'	0,10	0,40	0,42	0,30	0,29	0,19	0,18	0,32	0,60	0,38	0,21	0,07	0,16	0,69	0,20	0,94		-0,02	-0,06	-0,17	-0,09
Fine Fraction	0,72	0,02	0,80	0,13	0,13	0,23	-0,27	0,24	0,03	0,47	0,80	0,39	0,73	0,48	0,65	0,11	0,02		0,60	0,68	0,77
Total N sed	0,20	0,34	0,39	0,37	0,38	0,13	-0,60	0,03	0,19	0,63	0,21	0,04	0,55	0,02	0,48	0,06	0,06	0,60		0,97	0,43
TOC Sed	0,27	0,22	0,47	0,22	0,27	0,13	-0,52	0,05	0,18	0,63	0,21	0,11	0,55	0,02	0,47	0,01	0,17	0,68	0,97		0,45
Total P Sed	0,47	0,13	0,54	0,05	0,35	0,40	-0,15	0,66	-0,34	0,44	0,81	0,25	0,53	0,65	0,85	0,08	0,09	0,77	0,43	0,45	

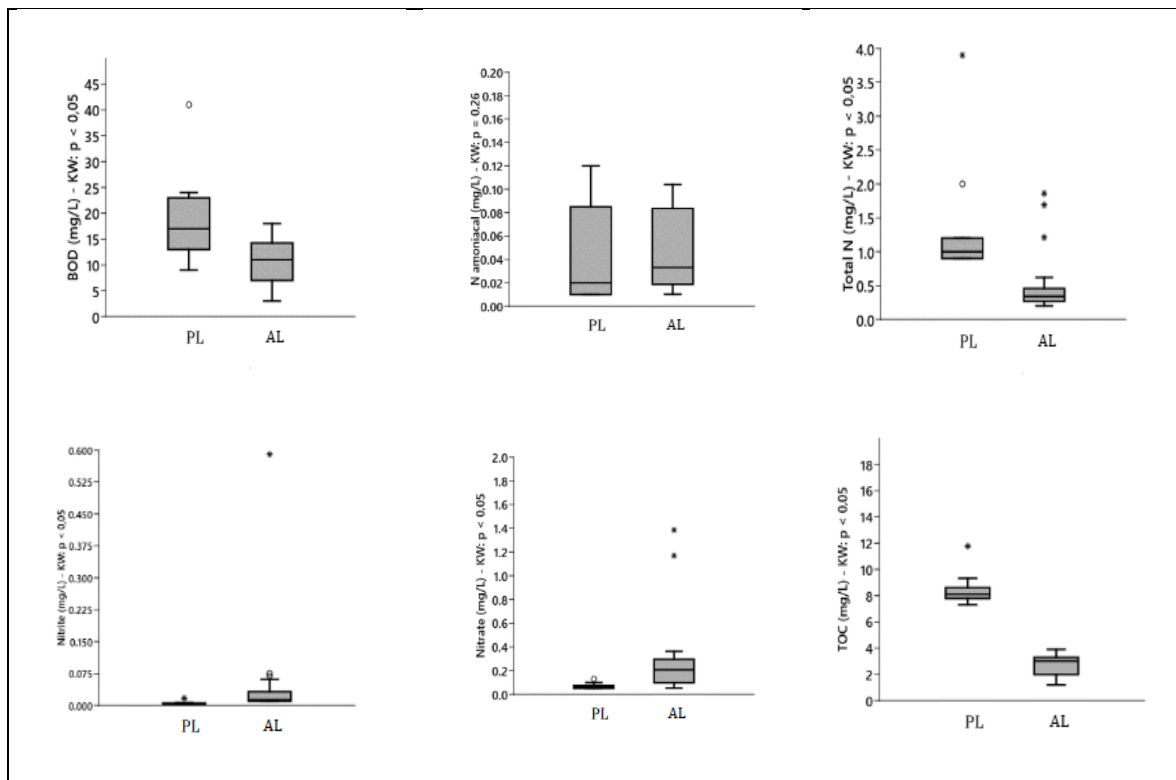
234 Seawater typically presents pH values around 8.0 (Duarte et al., 2013); however, AL
235 exhibited more alkaline conditions (average: 8.2) than PL (average: 7.7). Despite the closer
236 proximity to the sea, the lower pH values in PL may be justified by the more intense mixing
237 of freshwater and saltwater, resulting in the dilution of dissolved acids, such as carbon
238 dioxide. Additionally, the significantly higher BOD ($p < 0.05$) in PL contributes to more acidic
239 pH values due to more intense bacterial decomposition. In both lagoons, a negative
240 correlation was observed between benthic richness and BOD, with this pattern extending
241 to abundance and Shannon diversity in the case of AL (Table 3). Studies have shown that
242 BOD values in tropical coastal waters can range from 0.80 to 3.33 mg/L (Baldiris-Navarro
243 et al., 2020), whereas in this study, an average of 10.8 and 18.7 mg/L was observed in the
244 AL and PL, respectively.
245

Table 3: Correlation matrix with the variables studied in Araçatiba Lagoon (AL). Significant values ($p < 0.05$) marked in bold

	Sal	pH	ORP	DO	TDS	Clor-a	BOD	NH4+	NO3-	NO2-	PO ₄ ³⁻	TOC	S	A (ind/m ²)	H ⁺	J	Fine Fraction	Total N sed	TOC Sed	Total P Sed	WQI
Sal		0,41	-0,21	0,26	0,78	0,52	0,07	-0,10	0,00	-0,29	-0,27	0,21	-0,43	-0,58	-0,07	0,41	0,34	0,35	0,10	-0,22	-0,29
pH	0,41		-0,70	0,74	0,44	0,69	0,38	0,46	-0,47	0,15	-0,31	0,21	-0,38	-0,31	-0,02	0,23	0,60	0,29	0,17	-0,07	-0,68
ORP	-0,21	-0,70		-0,75	-0,38	-0,51	-0,46	-0,30	0,43	-0,08	0,25	0,02	0,40	0,39	0,00	-0,29	-0,50	-0,34	-0,43	0,06	0,54
DO	0,26	0,74	-0,75		0,25	0,47	0,45	0,40	-0,53	0,01	-0,19	0,21	-0,29	-0,19	-0,10	0,10	0,40	0,24	0,30	-0,10	-0,57
TDS	0,78	0,44	-0,38	0,25		0,43	0,21	-0,07	-0,05	-0,25	-0,39	-0,04	-0,40	-0,56	-0,09	0,34	0,36	0,40	0,20	-0,16	-0,38
Clor-a	0,52	0,69	-0,51	0,47	0,43		0,42	0,28	-0,18	-0,16	0,00	0,11	-0,59	-0,59	-0,02	0,52	0,49	0,42	0,30	0,06	-0,66
BOD	0,07	0,38	-0,46	0,45	0,21	0,42		0,19	-0,39	0,07	-0,03	-0,09	-0,58	-0,42	-0,41	0,08	0,29	0,28	0,31	0,22	-0,83
NH4+	-0,10	0,46	-0,30	0,40	-0,07	0,28	0,19		-0,59	0,54	0,29	0,55	0,03	0,21	0,07	0,01	-0,05	-0,01	-0,03	-0,33	-0,23
NO3-	0,00	-0,47	0,43	-0,53	-0,05	-0,18	-0,39	-0,59		-0,47	-0,03	-0,39	-0,01	-0,09	0,11	0,12	-0,03	0,16	0,01	0,39	0,34
NO2-	-0,29	0,15	-0,08	0,01	-0,25	-0,16	0,07	0,54	-0,47		0,13	0,26	0,06	0,14	0,10	-0,02	-0,11	-0,19	-0,21	-0,30	-0,04
PO ₄ ³⁻	-0,27	-0,31	0,25	-0,19	-0,39	0,00	-0,03	0,29	-0,03	0,13		0,16	0,00	0,17	-0,07	0,04	-0,24	-0,14	-0,02	0,18	0,07
TOC	0,21	0,21	0,02	0,21	-0,04	0,11	-0,09	0,55	-0,39	0,26	0,16		0,00	0,06	-0,09	0,03	-0,09	-0,01	-0,02	-0,52	0,01
S	-0,43	-0,38	0,40	-0,29	-0,40	-0,59	-0,58	0,03	-0,01	0,06	0,00	0,00		0,87	0,36	-0,55	-0,64	-0,47	-0,43	-0,25	0,72
A (ind/m ²)	-0,58	-0,31	0,39	-0,19	-0,56	-0,59	-0,42	0,21	-0,09	0,14	0,17	0,06	0,87		0,04	-0,81	-0,64	-0,58	-0,40	-0,20	0,56
H ⁺	-0,07	-0,02	0,00	-0,10	-0,09	-0,02	-0,41	0,07	0,11	0,10	-0,07	-0,09	0,36	0,04		0,70	-0,03	0,08	0,01	-0,09	0,37
J	0,41	0,23	-0,29	0,10	0,34	0,52	0,08	0,01	0,12	-0,02	0,04	0,03	-0,55	-0,81	0,70		0,43	0,55	0,24	0,02	-0,19
Fine Fraction	0,34	0,60	-0,50	0,40	0,36	0,49	0,29	-0,05	-0,03	-0,11	-0,24	-0,09	-0,64	-0,64	-0,03	0,43		0,57	0,46	0,43	-0,54
Total N sed	0,35	0,29	-0,34	0,24	0,40	0,42	0,28	-0,01	0,16	-0,19	-0,14	-0,01	-0,47	-0,58	0,08	0,55	0,57		0,31	0,37	-0,27
TOC Sed	0,10	0,17	-0,43	0,30	0,20	0,30	0,31	-0,03	0,01	-0,21	-0,02	-0,02	-0,43	-0,40	0,01	0,24	0,46	0,31		0,20	-0,36
Total P Sed	-0,22	-0,07	0,06	-0,10	-0,16	0,06	0,22	-0,33	0,39	-0,30	0,18	-0,52	-0,25	-0,20	-0,09	0,02	0,43	0,37	0,20		-0,24
WQI	-0,29	-0,68	0,54	-0,57	-0,38	-0,66	-0,83	-0,23	0,34	-0,04	0,07	0,01	0,72	0,56	0,37	-0,19	-0,54	-0,27	-0,36	-0,24	

The concentrations of dissolved oxygen, in turn, were lower in PL ($p < 0.05$), ranging from 4.1 to 8.2 mg/L, with an average of 6.4 mg/L, whereas in AL, the variation was from 5.0 to 17.1 mg/L with an average of 12.6 mg/L. The less oxygenated waters in PL reflect a higher rate of bacterial decomposition, as indicated by the higher BOD (Cole & Pace, 1995; Krevs & Kucinskiene, 2012; Polprasert et al., 1983). Such metabolism, besides potentially leading the environment to hypoxic conditions, produces acids derived from microbial metabolic processes. Additionally, the redox values also differed significantly ($p < 0.05$), with AL revealing more oxidizing conditions (126 to 216 mV) and PL showing more reducing conditions (- 25 to 85 mV).

The conductivity in AL was significantly lower ($p < 0.05$) compared to PL, with mean values of 9.0 and 40.1 mS/cm, respectively. Such a pattern is directly related to the significant difference in salinity between the two compartments. The TDS and turbidity parameters were also higher in PL compared to AL ($p < 0.05$), indicating an environment with a higher number of suspended and dissolved particles (see Figure 2). However, when comparing the values of WQI, there was no significant difference between the two lagoons, although AL demonstrated a trend of higher values. The variation of WQI in AL ranged from 57.84 to 82.70, with an average of 70.81, while in PL it ranged from 53.29 to 73.46 with an average of 66.15 (figure 3). Concerning the nitrogen series, the only parameter that did not differ between the two lagoons was ammonia nitrogen ($p = 0.26$). Although total nitrogen was higher in PL (mean: 1.3 mg/L), the concentrations of nitrite and nitrate were higher in AL. The nitrite values in AL ranged from 0.010 to 0.590 mg/L with a mean of 0.042 mg/L, while in PL the variation was from 0.003 to 0.017 mg/L with a mean of 0.005 mg/L. For nitrate, the range of values in AL was from 0.05 to 1.39 mg/L with a mean of 0.27 mg/L, whereas in PL the variation was from 0.05 to 0.13 mg/L with a mean of 0.07 mg/L. The higher nitrite and nitrate values in AL indicate greater nitrification activity in this lagoon by nitrifying bacteria.



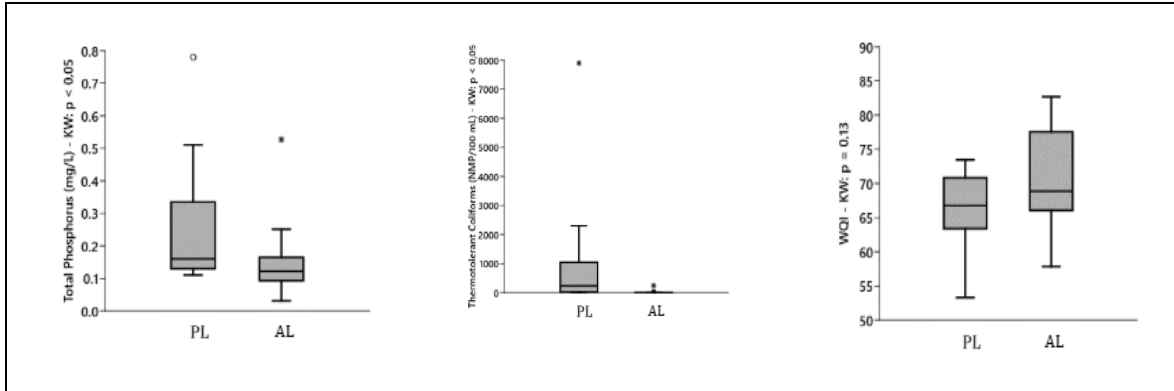
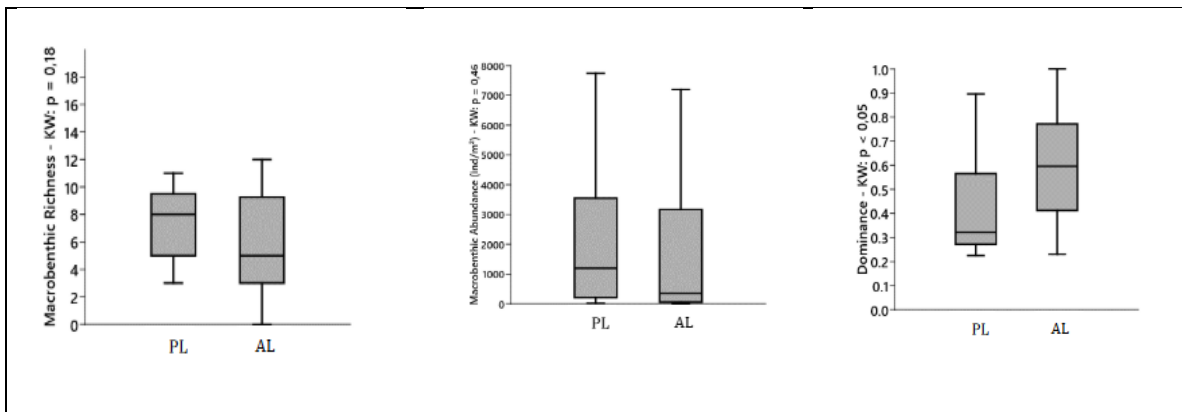


Figure 3: Physicochemical results of the water column and WQI in the PL and AL (outliers marked with *).

The higher oxygen concentration and presence of nitrifying microorganisms promote the oxidation of ammonia nitrogen (Choi et al., 2023; Vdovina et al., 2020). This pattern may reflect the ongoing bioremediation process in AL, through the use of a consortium of microorganisms. The decomposition of organic matter is related to the production of ammonia nitrogen, which may be present in the form of ammonia and ammonium (Singh et al., 2020). The results suggest that the rate of ammonia nitrogen production in both lagoons is similar, indicating equivalent organic material input. However, the concentrations of TOC differed between the lagoons, with PL showing significantly higher values than AL ($p < 0.05$). TOC can include a variety of carbon compounds besides organic matter, such as inorganic carbonates and non-organic particulate materials (Lee et al., 2020). These results suggest a distinct composition and origin of organic matter in each water body. TOC values ranged from 7.3 to 11.8 mg/L in PL (mean: 8.5 mg/L) and from 1.2 to 3.9 mg/L in AL (mean: 2.8 mg/L). PL also evidenced higher levels of thermotolerant coliforms and chlorophyll-a compared to AL. The coliform quantities ranged from 8 to 7900 MPN/100 mL in PL and from 3 to 240 MPN/100 mL in AL, with averages of 1066 and 12 MPN/100 mL, respectively. The chlorophyll-a concentrations were from 11.2 to 43.0 $\mu\text{g/L}$ in PL (mean: 19.1 $\mu\text{g/L}$) and from 0.3 to 6.1 $\mu\text{g/L}$ in AL (mean: 1.6 $\mu\text{g/L}$). The highest values of thermotolerant coliforms and chlorophyll-a indicate a higher load of organic pollution and eutrophication in PL (Maslukah et al., 2020; A. Pérez-Ruzafa et al., 2019). The significantly higher concentration of phosphorus in PL water (mean: 0.25 mg/L) compared to AL (mean: 0.14 mg/L) indicates a higher level of eutrophication (figure 3).

The geochemical characteristics observed in the sediments were more similar between the two lagoons. There was no significant difference between the concentrations of TOC and total phosphorus in the sediment ($p = 0.22$ and 0.06 ; respectively). TOC values ranged from 0.3 to 3.9% in PL (mean: 1.7%) and from 0.1 to 7.9% in AL (mean: 2.6%). Total phosphorus values in PL (mean: 147 mg/kg) ranged from 15 to 459 mg/kg, and in AL (mean: 196 mg/kg), they were from 86 to 349 mg/kg (figure 4).



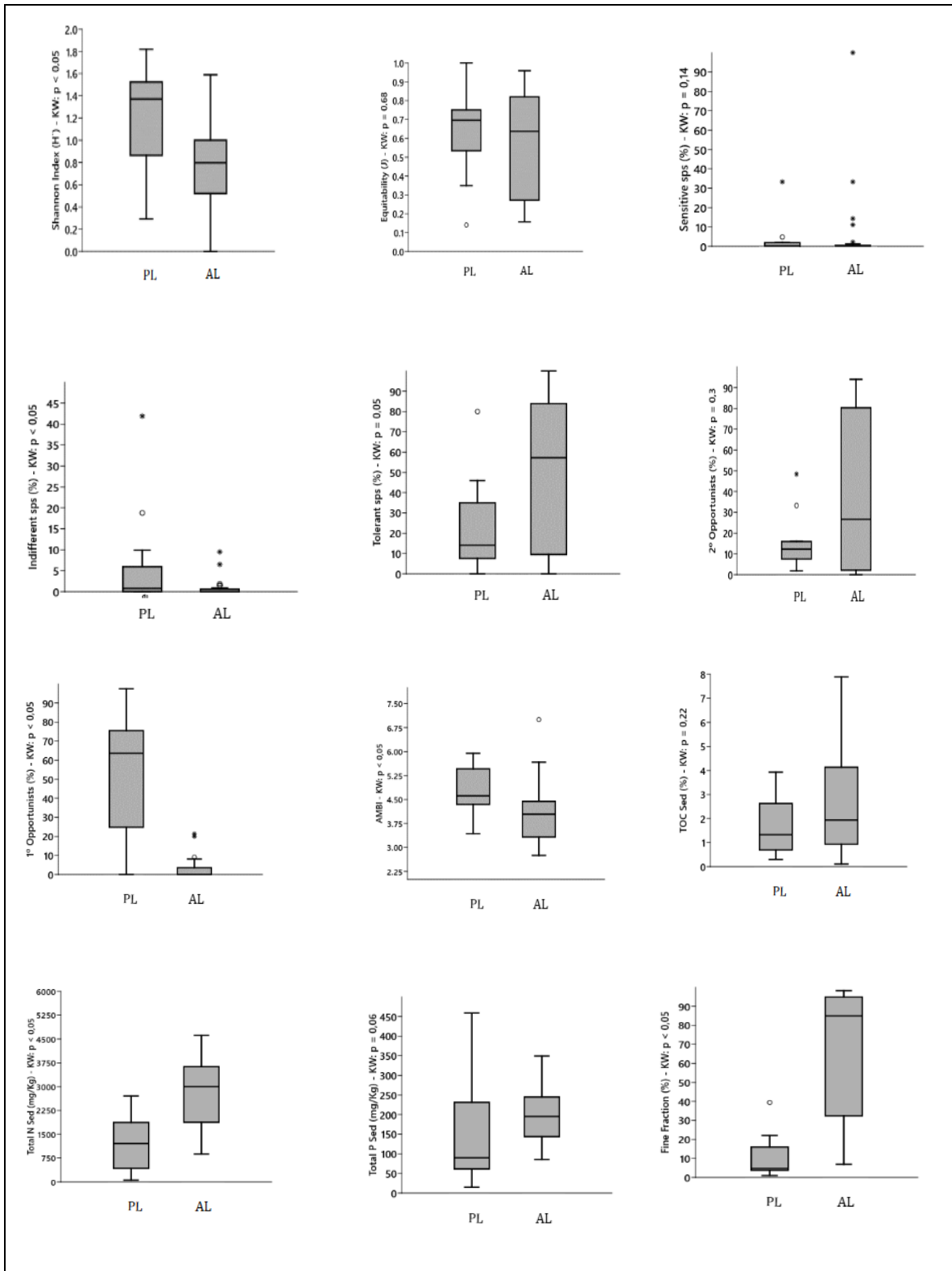


Figure 4: Sediment geochemical parameters and ecological indicators of benthic macrofauna in PL and AL.

Sediment particle size composition plays a dual and intriguing role in the distribution of benthic macrofauna populations (Ecol et al., 1999; Mwakisunga et al., 2020). Firstly, certain species thrive naturally in muddy sediments, such as the annelids polychaetes of the genus *Capitella* and oligochaetes (Boyle & Seaver, 2009). Conversely, other species exhibit a preference for coarse sediments, including sessile epifauna (e.g: bivalves like *Mytilopsis leucophaeata*), and

certain vagile epifauna such as isopods, amphipods, and some polychaetes (Gutow et al., 2022; Sedano et al., 2020). Secondly, fine sediments tend to accumulate higher levels of pollutants and organic matter (Laut et al., 2019; Wang et al., 2020), rendering them more susceptible to anoxic conditions that limit the proliferation of sensitive species (Afli et al., 2008; Riedel et al., 2012).

Regarding grain size, AL exhibited more clayey sediments, while in PL were predominantly sandy. The percentage of the fine fraction varied from 0.99 to 39.43% in PL, whereas in AL, it ranged from 6.89 to 98.24%. Finer sediments have a larger contact surface, allowing for the adsorption of more nutrients (Wang et al., 2020). A significantly higher concentration of nitrogen was found in AL compared to PL. The minimum and maximum values were 0.06 and 2.71 g/kg in PL (mean: 1.18 g/kg) and 0.88 and 10.75 g/kg in AL (mean: 2.99 g/kg).

4.2. Benthic macrofauna

The taxonomic richness (S) ranges between 3 and 11 in PL, whereas in AL, it ranges between 0 and 12 (Table 1). There is no significant difference between the two lagoons, although PL presented a higher Shannon diversity (H'), as depicted in Figure 4. The mean abundance fluctuates between 2,245 ind/m² (PL) and 4,282 ind/m² (AL). The range of values of the diversity index (H') varies between 0.29 to 1.82 (PL) and 0.00 to 1.59 (AL). The maximum diversity value is lower compared to other studies conducted in coastal lagoons (Boutoumit et al., 2021; Mucha & Helena Costa, 1999). On the other hand, the diversity values were like another coastal system located in Rio de Janeiro, which was the Saquarema-Jaconé Lagoonal System (Mendes & Soares-Gomes, 2011). For most stations, the equitability index (J) values are higher than 0.5 for PL, indicating the equity of species dominance. On the other hand, AL showed higher values for dominance (mean: 0.60), which were significantly superior to PL (mean: 0.42).

In both lagoons, the macrofauna totaled 157,640 specimens, of which 81.49% were collected in AL and 18.51% in PL - showing a significant difference in abundance due to the smaller sampling grid in absolute values. Nonetheless, comparing the distribution of abundances in both lagoons, there was no significant difference ($p = 0.46$), although it was in AL where the highest maximum value was found (32,885 inds/m²). Of the 12 taxa identified in AL, 85.94% were mollusks, 6.60% annelids, and 2.49% crustaceans, whereas in PL, the taxonomic proportion was 89.59% annelids, 12.72% crustaceans, and 2.67% mollusks. Details on the composition and structure of the macrozoobenthic community in terms of number of individuals and specific dominance per lagoon are shown in Table 4. PL was dominated by oligochaetes (43.68%), while AL was dominated by the gastropod *Heleobia australis* (80.57%) and the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeta* (5.36%). The pattern observed in AL is similar to that found in another urban coastal lagoon in Rio de Janeiro, where the macrofauna also includes the presence of the invasive mussel (*M. leucophaeta*) and large densities of *H. australis* (Fernandes et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). Similarity analyses revealed that seven taxa contributed to more than 90% of the total average similarities between the lagoons (table 5). Among the taxa with the highest contributions, *H. australis* and Oligochaeta accounted for more than 20% of the average dissimilarities each. These taxa were followed by *Capitella* spp. and *Streblospio* sp., contributing together with 22% to the average dissimilarity between PL and AL.

Table 4: Number of individuals (Ind) and dominance (Dom) of the benthic macrofauna found in Padre Lagoon (PL) and Araçatiba Lagoon (AL) in august-22 sampling campaign.

Taxa	PL		AL	
	Ind (inds/m ²)	Dom (%)	Ind (inds/m ²)	Dom (%)
Phylum Sipuncula				
<i>Sipuncula</i> sp.	6	0,02	6	0,00
Phylum Annelida				
Class Clitellata				
Oligochaeta (unidentified species)	12766	43,68	3674	2,86
Class Polychaeta				
Order Phyllococida				
Family Nereididae				
<i>Alitta succinea</i>	3768	12,89	1519	1,18
<i>Laeonereis acuta</i>	2073	7,09	2016	1,57
Family Pilargidae				
<i>Sigambra</i> sp.	145	0,50	63	0,05
Order Spionida				
Family Spionidae				
<i>Streblospio</i> sp.	1210	4,14	6408	4,99
Order Capitellida				
Family Capitellidae				
<i>Capitella</i> spp.	6213	21,26	265	0,21
Phylum Crustacea				
Class Malacostraca				
Order Amphipoda				
Family Stegocephalidae				
<i>Chelorchestia darwini</i>	44	0,15	139	0,11
Family Melitidae				
<i>Melita lagunae</i>	19	0,07	284	0,22
Order Isopoda				
Family Sphaeromatidae				
<i>Cassidinedea fluminensis</i>	44	0,15	744	0,58
Order Tanaidacea				
Family Tanaididae				
<i>Sinebolus stanfordi</i>	6	0,02	176	0,14
Class Thecostraca				
Order Balanomorpha				
Family Balanidae				
<i>Amphibalanus improvisus</i>	0	0,00	926	0,72
Class Ostracoda (<i>Cyprideis</i> spp)	1802	6,17	0	0,00
Phylum Arthropoda				
Class Insecta				
Order Diptera				
Family Chironomidae (unidentified species)	0	0,00	1859	1,45
Phylum Mollusca				
Class Bivalvia				
Order Myida				
Family Dreissenidae				
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	13	0,04	6887	5,36
Order Venerida				
Family Veneridae				
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	0	0,00	6	0,00
Class Gastropoda				
Order Littorinimorpha				
Family Cochliopidae				
<i>Heleobia australis</i>	769	2,63	103573	80,57
Phylum Cnidaria	347	1,19	0	0,00

Table 5: SIMPER results showing the average dissimilarity, species contribution and cumulative contribution between PL and AL in a total contribution up to 93.37%.

Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean PL	Mean AL
<i>Heleobia australis</i>	24,87	27,53	27,53	59,2	3570
<i>Oligochaeta</i>	20,58	22,79	50,32	982	127
<i>Capitella</i> spp.	12,02	13,31	63,63	478	9,14
<i>Streblospio</i> sp.	8,42	9,322	72,95	93,2	221
<i>Mytilopsis leucophaeta</i>	7,461	8,26	81,21	1	238
<i>Alitta succinea</i>	5,754	6,371	87,58	290	52,3
<i>Laonereis acuta</i>	5,23	5,79	93,37	160	69,6

Spatial differences in the distribution pattern of benthic macrofaunal assemblages were confirmed through nMDS and PERMANOVA (Figure 5). The AL was distinctly separated from PL, and this difference was confirmed by PERMANOVA ($p < 0.05$) — demonstrating that the ecological community structure significantly differs in taxonomic composition between the two lagoons.

Theoretically, AMBI values range from 0 to 6, from high to low ecological quality (Borja & Dauer, 2008). AMBI values in this study ranged from 3.43 to 5.95 in PL and from 2.75 to 5.67 in AL. Excluding sampling station #30 at the mouth of the Itaipuaçu Channel where no organisms were found, the highest value was found at station P04 (5.95), indicating that the benthic environment was severely disturbed. The lowest value appeared at sampling station #21 in southern AL (2.75), indicating that the benthic environment was slightly disturbed. AMBI values at most sampling stations north of the AL fell within the range categorized as moderately disturbed, and in the south as slightly disturbed. In PL, on the other hand, most sampling stations (P02, P05, P06, P07, P08, P10, P12, and P13) were classified as moderately impacted, with three (P01, P04, and P09) categorized as severely disturbed and only two (P03 and P11) as slightly impacted for the benthic environment.

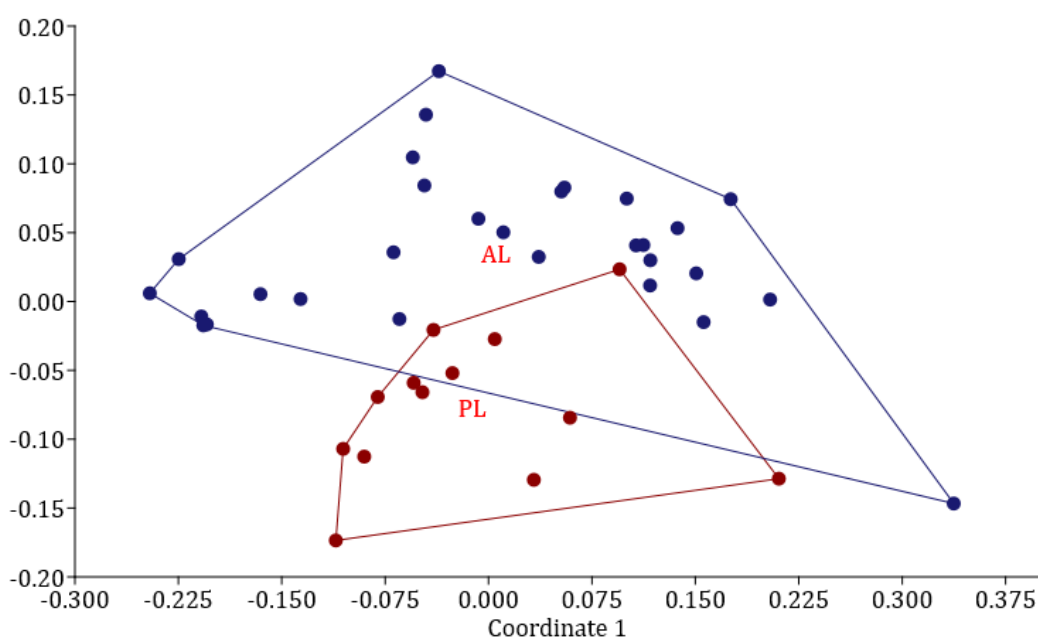


Figure 5: nMDS ordination of PL and AL macrofaunal assemblages in Aug-22 campaign (Stress: 0,1523 | PERMANOVA: $p < 0,05$)

The CCA plot revealed distinct environmental drivers structuring macrobenthic communities across the salinity gradient. The first 2 axes explained 83% of the variance of species environment relationship, with Axis 1 (65%) primarily representing the salinity-TDS continuum ($r = 0.85$) and Axis 2 (18%) reflecting eutrophication (figure 6). The annelids taxa such as *Capitella* spp., *Alitta succinea*, *Sigambra* sp. and *Oligochaeta*, showed strong correlation with salinity,

temperature, TDS, Clor-a and turbidity at PL's stations. This indicated the adaptation of these annelids to survive in a more turbid and saline environment. The abundance of oligochaetes in PL was notable, especially in areas with higher turbidity like P04 and P01 stations. This pattern is likely due to oligochaetes' adaptability to low-oxygen environments and their ability to thrive in sediments with high organic matter, which is often associated with increased turbidity. While salinity emerged as a primary driver, its effects are synergistic with turbidity and temperature. Dominant macrofauna species such as *Heleobia australis*, *Mytilopsis leucophaeta*, and *Streblospio* sp. were primarily associated with AL (figure 6 – purple dots). Except for ostracods, crustacean abundances were lower in the warmer and more saline stations of PL.

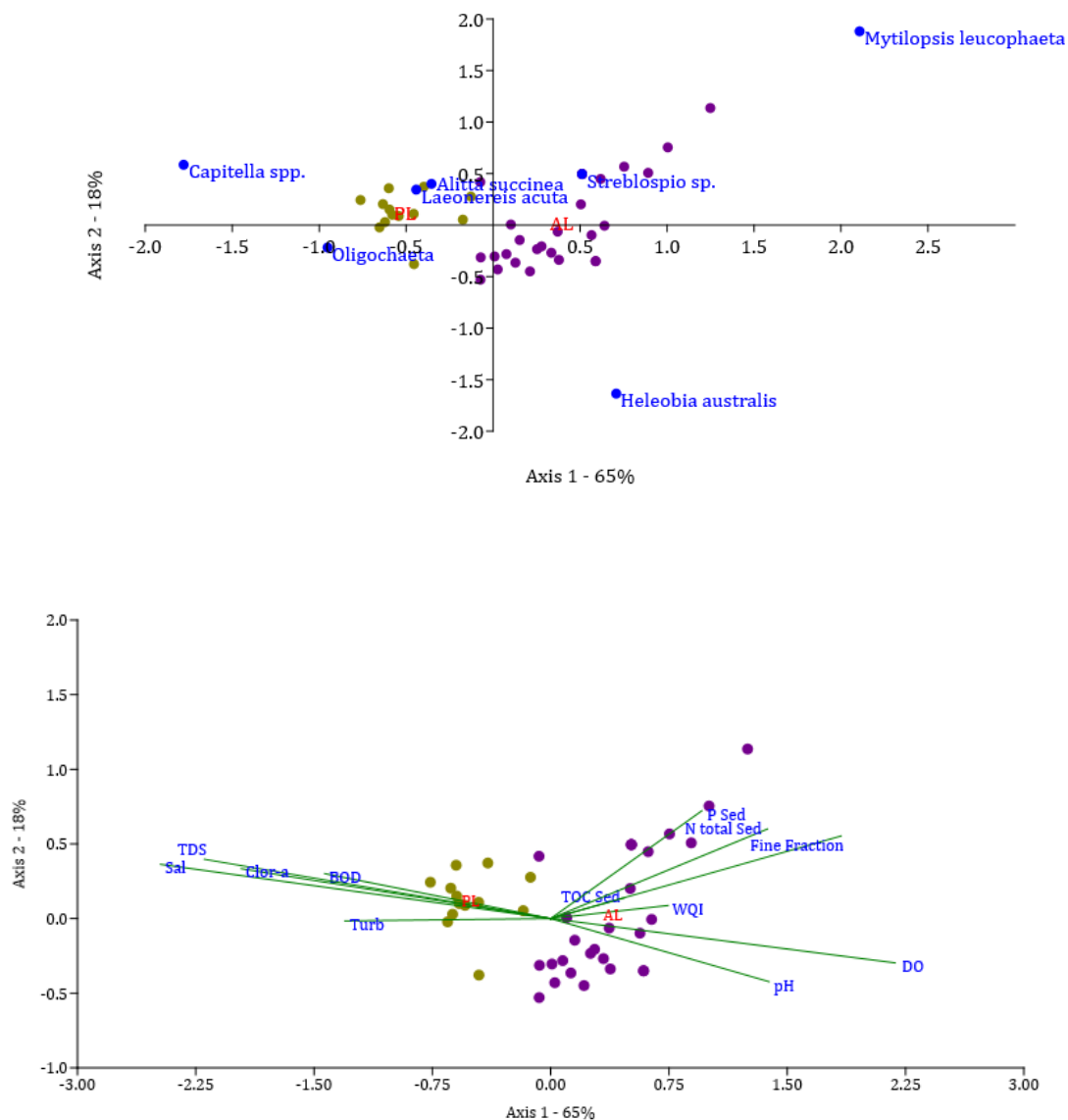


Figure 6: Result of Canonical Correspondence Analysis (CCA) for correlation between dominant species of benthic macrofauna and environmental variables among sampling stations from both lagoons. Green spots: PL; Purple spots: AL.

4.3. Role of TOC in coastal lagoons sediments

In studies on the environmental quality of tropical coastal lagoons, the Total Organic Carbon (TOC) content in sediments emerges as a crucial indicator of the presence and impact of organic

pollution (Ansari et al., 2014; Ganesh et al., 2014; Laut et al., 2019). TOC in sediments is a direct measure of the amount of organic material accumulated over time, reflecting the input and deposition of organic compounds from various sources, such as untreated domestic sewage, agricultural runoff, and industrial discharges (Alkhadher et al., 2023). Under undisturbed natural conditions, TOC in sediments is expected to be relatively low, reflecting a low load of organic pollutants. However, in areas subject to eutrophication due to the discharge of untreated domestic sewage, TOC levels can increase significantly, indicating an overload of organic matter and nutrients in the sediments (Rossi et al., 2006).

For tropical coastal lagoons with a low level of organic pollution, TOC values in sediments generally fall within a relatively narrow range, typically between 0.5% and 2.0% (Zink et al., 2004). In these less impacted environments, the deposition of organic material is limited, resulting in moderate accumulation of TOC in sediments. Sources of organic matter may include plant debris, animal remains, and excrement from aquatic organisms, which are decomposed and incorporated into the sediments over time (Dzulkaflī et al., 2021). However, microbial activity and decomposition processes are balanced by the ecosystem's natural capacity to assimilate and degrade these materials (Danovaro & Pusceddu, 2007), maintaining TOC levels within a healthy range.

The heterogeneous distribution of TOC in sediments along the lagoons studied can create different environmental conditions for benthic macrofauna (Ganesh et al., 2014). In areas with high TOC values, conditions of hypoxia and anoxia may develop due to the intense decomposition of organic matter, which can limit oxygen availability and negatively affect the survival and development of sensitive benthic organisms, according to the conceptual theory proposed by Pearson & Rosenberg, (1978).

At PL, the location exhibiting the heaviest disturbed condition according AMBI index value (P04) coincided with the highest sedimentary phosphorus concentration and the second-highest concentrations of Total Organic Carbon (TOC) and nitrogen in sediment. This environmental condition fosters the predominance of opportunistic r-strategist organisms, such as oligochaetes. Despite the pattern observed at this sampling station, no correlation was found between sedimentary TOC and AMBI values for PL. In AL, on the other hand, AMBI values were inversely related to sedimentary TOC (Table 3). This indicates that sampling stations with higher sedimentary TOC concentrations supported healthier benthic communities (i.e., lower AMBI values), suggesting that AL had not yet exceeded a critical threshold of organic material that would directly impair benthic environmental quality. This would still place this lagoon within the first ascending curve of the conceptual model of benthic response to organic enrichment (Pearson & Rosenberg, 1978).

4.4. M-AMBI

Considering the multivariate version of AMBI (M-AMBI), regarded by some authors as an enhanced version (Cai et al., 2015; Equbal et al., 2017; Murugesan et al., 2019) also used in the European Water Framework Directive (WFD), a higher number of significant correlations were found for the two lagoons. In PL, M-AMBI values were directly related to total nitrogen in the water, taxonomic richness, and Shannon diversity, and inversely related to dominance. This relationship suggests that the health of the benthic ecosystem is closely linked to nutrient availability in the aquatic environment and indicates that healthier benthic communities exhibit a more equitable species distribution. On the other hand, in AL, the results show a negative relationship between M-AMBI and chlorophyll-a, an indication of eutrophication and excessive algal growth (Boyer et al., 2009). This suggests that areas with higher concentrations of chlorophyll-a may harbor less healthy benthic communities, consistent with the understanding that eutrophication can lead to habitat quality deterioration and decreased benthic biodiversity (Rossi et al., 2006). Furthermore, the negative correlation between M-AMBI and BOD reinforces this association, indicating that higher levels of degradable organic matter in the water are associated with poorer benthic ecosystem health. However, it is interesting to note that M-AMBI

in AL showed a positive relationship with richness, abundance, and Shannon diversity, as well as with the WQI. This suggests that, despite the challenges posed by eutrophication and varying levels of BOD, this lagoon still supports significant species diversity and exhibits water quality that can be considered relatively good. These results highlight the potential resilience of coastal ecosystems as well the role of bioremediation process in the water quality of AL.

4.5. Correlations of Benthic Species with WQI

Heleobia australis and *Mytilopsis leucophaeta* correlated with stations exhibiting higher WQI values, attributed to elevated oxygen levels and reduced organic content in the sediments (figure 6). This correlation suggests that these species prefer well-oxygenated environments with lower organic pollution, which aligns with their physiological requirements for respiration and feeding. However, it is important to note that *Heleobia australis* is considered an opportunistic species and is tolerant to high organic content in the sediment (Figueiredo-Barros et al., 2006), as well as environmental stress conditions (Neves et al., 2011). In contrast, *Streblospio* sp. did not show a clear relationship either with the WQI or the salinity gradient – an environmental filter widely recognized for its ecological relevance in estuarine systems (Amorim et al., 2020). *Streblospio* sp. is known to be opportunistic and highly tolerant of organic enrichment, allowing it to exploit environments with high organic load where competition is reduced (Bennett & Rakocinski, 2020; Fielman et al., 2001; Kevrekidis, 2005; Levin et al., 1996). Additionally, the bivalve *Mytilopsis leucophaeta* thrived in areas with higher nutrient concentrations in the sediment, indicating its preference for nutrient-rich habitats that likely support higher food availability and contribute to its filter-feeding strategy (Verween et al., 2014). These findings highlight the distinct ecological niches and environmental tolerances of the benthic species, reflecting the complex interactions between sediment characteristics and macrofaunal distribution in coastal lagoons.

4.6. Microbial consortium interactions and their role in bioremediation

A significant factor to consider is the interaction between benthic macrofauna and microbial consortia in these environments. Microorganisms, including bacteria and archaea, play a pivotal role in the decomposition of organic matter and nutrient cycling within the sediment (Guerra et al., 2011; Krevs & Kucinskiene, 2012). These microbial communities are responsible for breaking down organic pollutants, thus influencing the concentration of TOC and other organic compounds. In eutrophic conditions, microbial activity increases to decompose the excess organic material, often resulting in hypoxia or anoxia due to the elevated oxygen demand (Han et al., 2020). This creates an environment where certain macrofaunal species, such as oligochaetes and *Streblospio* sp., which can tolerate low oxygen conditions, become more dominant.

Furthermore, the interactions between microbial consortia and macrofauna can influence the biogeochemical processes within the sediments. For instance, the burrowing activities of benthic macrofauna can enhance sediment aeration and facilitate the distribution of nutrients and organic matter, which in turn affects microbial processes (Bonaglia et al., 2017; Kristensen, 1991; Marinelli et al., 2002). These interactions can lead to a feedback loop where the macrofauna modify the sediment environment, thereby influencing microbial activity, which in turn affects the availability of nutrients and the overall health of the benthic ecosystem.

In the context of bioremediation, these microbial consortia are crucial. The introduction of bioenhancers or the stimulation of indigenous microbial communities can accelerate the degradation of organic pollutants and improve sediment quality (Kumar & Gopal, 2015; F. Wang et al., 2021). This, combined with the ecological functions provided by benthic macrofauna, can lead to significant improvements in water and sediment quality in coastal lagoons, as evidenced by the positive outcomes observed in AL.

The study highlights the importance of a holistic approach to managing coastal lagoon ecosystems, where the combined roles of macrofauna and microorganisms are considered in the context of bioremediation strategies. The resilience of these ecosystems is closely linked to the

health of both microbial and macrofaunal communities, and their interactions play a critical role in mitigating the impacts of urban expansion and other anthropogenic pressures on coastal lagoons.

5. Conclusions

The comparative analysis of PL and AL underscores the profound influence of salinity, temperature, and anthropogenic factors on their ecological and geochemical characteristics. PL higher salinity and temperature, driven by its proximity to the sea and historical engineering interventions, contribute to its elevated BOD and reduced dissolved oxygen levels. These conditions favor the dominance of opportunistic benthic species like oligochaetes, indicative of a disturbed environment with significant organic pollution and eutrophication. The higher TOC and nutrient concentrations in PL sediments further corroborate this, highlighting the lagoon's susceptibility to anthropogenic impacts. In contrast, AL presents a more stable and less disturbed ecological profile. Its lower salinity and temperature, coupled with higher dissolved oxygen levels, create a more favorable habitat for a diverse benthic community, dominated by mollusks such as *Heleobia australis* and the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeta*. The lower BOD and higher WQI values in AL suggest ongoing bioremediation efforts are effective, promoting a healthier benthic environment despite the presence of eutrophication indicators like chlorophyll-a.

The inverse relationship between AMBI values and sedimentary TOC in AL indicates that this lagoon has not yet reached a critical threshold of organic enrichment that would severely impair benthic health. This contrasts with PL, where AMBI values suggest a more degraded benthic environment, particularly at stations with high sedimentary phosphorus and TOC concentrations. The distinct responses of the benthic communities in these lagoons to environmental stressors underscore the complex interplay between natural and anthropogenic factors. The index M-AMBI provided deeper insights into the ecological quality of these systems. In PL, the positive correlation of M-AMBI with waterborne nutrients and diversity metrics suggests that nutrient availability significantly influences benthic health. Conversely, in AL, the negative correlation of M-AMBI with chlorophyll-a and BOD highlights the detrimental effects of eutrophication on benthic communities. CCA elucidated the species-environment relationships, revealing that polychaetes like *Capitella spp.* thrive in high-impact areas of PL, characterized by high salinity, TDS, chlorophyll-a, and BOD. In AL, species such as *Heleobia australis* and *Mytilopsis leucophaeta* are associated with higher WQI values, reflecting their preference for less polluted, oxygen-rich environments. In conclusion, this study demonstrates the varying degrees of environmental quality and ecological health in PL and AL, shaped by salinity, temperature, and human activities. Effective management and conservation strategies must account for these differences, focusing on reducing anthropogenic impacts, enhancing bioremediation efforts, and monitoring key indicators to safeguard the ecological integrity of these vital coastal ecosystems. The findings provide valuable insights for similar coastal lagoon systems worldwide, emphasizing the need for tailored approaches to address unique environmental challenges.

References

- Afli, A., Ayari, R., & Zaabi, S. (2008). Ecological quality of some Tunisian coast and lagoon locations, by using benthic community parameters and biotic indices. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *80*(2), 269–280. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.010>
- Alkhadher, S. A. A., Suratman, S., & Zakaria, M. P. (2023). Occurrence and Assessment of Organic Pollutants Residues in the Aquatic Environment of the Coastal Sediments. *Sustainability (Switzerland)*, *15*(10). <https://doi.org/10.3390/su15108365>
- Alsaffar, Z., Cúrdia, J., Irigoien, X., & Carvalho, S. (2020). Composition, uniqueness and connectivity across tropical coastal lagoon habitats in the Red Sea. *BMC Ecology*, *20*(1). <https://doi.org/10.1186/s12898-020-00329-z>
- Amora-Nogueira, L., Smoak, J. M., Abuchacra, R. C., Carvalho, C., Ribeiro, F. C. A., Martins, K. C., Fonseca-Oliveira, A. L., Carvalho, M., Machado, L. P., Souza, A. F. F., Silva, A. L. C. da, Enrich-Prast, A., Oliveira, V. P., Sanders, C. J., Sanders, L. M., & Marotta, H. (2023). Linking centennial scale anthropogenic changes and sedimentary records as lessons for urban coastal management. *Science of the Total Environment*, *902*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165620>
- Amorim, R. M., Delgado, J. D. F., Neto, J. A. B., Crapez, M. A. C. C., Fernandez, C. S., Negrello Filho, O. A., & Fonseca, E. M. (2020). The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Paranaguá estuary. *Regional Studies in Marine Science*, *39*, 101459. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101459>
- Ansari, Z. A., Ingole, B. S., & Abidi, S. A. H. (2014). Organic enrichment and benthic fauna – some ecological consideration. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, *43*(4), 554–560.
- Baldiris-Navarro, I., Acosta-Jimenez, J. C., González-Delgado, Á. D., Realpe-Jiménez, Á., & Fajardo-Cuadro, J. G. (2020). Multivariate statistical analysis applied to water quality of a tropical Coastal Lagoon, Cartagena, Colombian Caribbean. *Indonesian Journal of Chemistry*, *20*(1), 141–149. <https://doi.org/10.22146/ijc.43035>
- Bennett, A. D., & Rakocinski, C. F. (2020). Respiration by the opportunistic spionid polychaete *Streblospio gynobranchiata* during adjustment to and recovery from moderate hypoxia. *Diversity*, *12*(2). <https://doi.org/10.3390/d12020073>
- Bijekar, S., Padariya, H. D., Yadav, V. K., Gacem, A., Hasan, M. A., Awwad, N. S., Yadav, K. K., Islam, S., Park, S., & Jeon, B. H. (2022). The State of the Art and Emerging Trends in the Wastewater Treatment in Developing Nations. In *Water (Switzerland)* (Vol. 14, Issue 16). MDPI. <https://doi.org/10.3390/w14162537>
- Blankson, E. R., Oduro, D., Ewool, J., & Gbogbo, F. (2021). The effect of heavy metals and physicochemical variables on benthic macroinvertebrate community structure in a tropical urban coastal lagoon. *Community Ecology*, *22*(2), 147–156. <https://doi.org/10.1007/s42974-021-00044-9>
- Bonaglia, S., Brüchert, V., Callac, N., Vicenzi, A., Chi Fru, E., & Nascimento, F. J. A. (2017). Methane fluxes from coastal sediments are enhanced by macrofauna. *Scientific Reports*, *7*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-13263-w>
- Borja, A., & Dauer, D. M. (2008). Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, *8*(4), 331–337. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.004>
- Boutoumit, S., Bououarour, O., El Kamcha, R., Pouzet, P., Zourarah, B., Benhoussa, A., Maanan, M., & Bazairi, H. (2021). Spatial patterns of macrozoobenthos assemblages in a sentinel coastal lagoon: Biodiversity and environmental drivers. *Journal of Marine Science and Engineering*, *9*(5). <https://doi.org/10.3390/jmse9050461>
- Boyer, J. N., Kelble, C. R., Ortner, P. B., & Rudnick, D. T. (2009). Phytoplankton bloom status: chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, *95*, 956–967. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.11.013>
- Boyle, M. J., & Seaver, E. C. (2009). Evidence of a dorsal pharynx in the marine polychaete *Capitella teleta* (Polychaeta: Capitellidae). *Zoosymposia*, *2*, 317–328. www.mapress.com/zoosymposia/
- Brauko, K. M., Souza, F. M. de, Muniz, P., Camargo, M. G. de, & Lana, P. da C. (2015). Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, *91*(2), 454–460. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.025>
- Cai, W., Borja, A., Lin, K., Zhu, Y., Zhou, J., & Liu, L. (2015). Assessing the benthic quality status of the Bohai Bay (China) with proposed modifications of M-AMBI. *Acta Oceanologica Sinica*, *34*(10), 111–121. <https://doi.org/10.1007/s13131-015-0713-9>
- Choi, E., Chaudhry, S. I., & Martens-Habbena, W. (2023). Role of Nitric Oxide in Hydroxylamine Oxidation by Ammonia-Oxidizing Bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, *89*(8).

<https://doi.org/10.1128/aem.02173-22>

Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* (K. R. Clarke, R. N. Gorley, P. J. Somerfield, & R. M. Warwick, Eds.; 3rd ed.). PRIMER-E Ltd.

Cole, J. J., & Pace, M. L. (1995). Bacterial secondary production in oxic and anoxic freshwaters. *Limnology and Oceanography*, 40(6), 1019–1027. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.6.1019>

Cotovicz, L. C., Ribeiro, R. P., Régis, C. R., Bernardes, M., Sobrinho, R., Vidal, L. O., Tremmel, D., Knoppers, B. A., & Abril, G. (2021). Greenhouse gas emissions (CO₂ and CH₄) and inorganic carbon behavior in an urban highly polluted tropical coastal lagoon (SE, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, 28(28), 38173–38192. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13362-2>

Danovaro, R., & Pusceddu, A. (2007). Biodiversity and ecosystem functioning in coastal lagoons: Does microbial diversity play any role? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(1–2), 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.02.030>

Dauvin, J. C., & Ruellet, T. (2009). The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59(1–3), 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.008>

Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Moore, T. S., Olsen, Y. S., Steckbauer, A., Ramajo, L., Carstensen, J., Trotter, J. A., & McCulloch, M. (2013). Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding Anthropogenic Impacts on Seawater pH. *Estuaries and Coasts*, 36(2), 221–236. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9594-3>

Duplisea, D. E., & Drgas, A. (1999). Sensitivity of a benthic, metazoan, biomass size spectrum to differences in sediment granulometry. *Marine Ecology Progress Series*, 177, 73–81.

Dzulkaflí, N. F., Mahdzir, A., & Hara, H. (2021). Bulk chemical and optical spectroscopy characterisations of dissolved organic matter extracted from the tropical coastal sediment. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(9). <https://doi.org/10.3390/jmse9090997>

Elías, R., Mendez, N., Muniz, P., Cabanillas, R., Gutiérrez-Rojas, C., Rozbaczylo, N., Londoño-Mesa, M. H., Contreras, P. J. G., Cárdenas-Calle, M., Villamar, F., Laverde-Castillo, J. J. A., Brauko, K. M., Braga, M. A., Lana, P. da C., & Díaz-Díaz, O. (2021). Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe. *Marine and Fishery Sciences*, 34(1), 37–107.

<https://doi.org/10.47193/mafis.3412021010301>

Equbal, J., Thiruchitrabalam, G., Lakra, R. K., Savurirajan, M., & Satyam, K. (2017). Assessing the ecological quality of the Port Blair coast (South Andaman, India) using different suites of benthic biotic indices. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97(5), 1007–1021. <https://doi.org/10.1017/S0025315417000753>

Fernandes, M. R., Miyahira, I. C., Caetano, C. H. S., & Salgueiro, F. (2020). The spreading of the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Dreissenidae) into estuaries of Rio de Janeiro, Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 92, 1–12. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190045>

Fielman, K. T., Woodin, S. A., & Lincoln, D. E. (2001). Polychaete indicator species as a source of natural halogenated organic compounds in marine sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(4), 738–747. Figueiredo-barros, M. P., Leal, J. J. F., Esteves, F. D. A., Rocha, A. D. M., & Bozelli, R. L. (2006). Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69, 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.03.023>

Firdaus, A., & Azman, S. (2018). Improvement of Sungai Sebulung water quality using Effective Microorganism. *International Journal of Engineering and Technology(UAE)*, 7(3), 59–61. <https://doi.org/10.14419/ijet.v7i3.9.15275>

Freitas, A. da S., Pompermayer, L. L. de O., Santos, A. D. de O., do Nascimento, M. T. L., Saint'Pierre, T. D., Hauser-Davis, R. A., Baptista Neto, J. A., & da Fonseca, E. M. (2023). Rare earth elements as sediment contamination tracers in a coastal lagoon in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 4, 100068. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2023.100068>

Ganesh, T., Rakshesh, M., Raman, A. V., Nanduri, S., Moore, S., & Rajanna, B. (2014). Macrobenthos response to sewage pollution in a tropical inshore area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6), 3553–3566. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3638-4>

Giampaolletti, J., Sbrana, A., Magni, P., & Gravina, M. F. (2023). Macrobenthos of the Tortoli Lagoon: A Peculiar Case of High Benthic Biodiversity among Mediterranean Lagoons. *Diversity*, 15(6). <https://doi.org/10.3390/d15060783>

Guerra, L. V., Savergnini, F., Silva, F. S., Bernardes, M. C., & Crapez, M. A. C. (2011). Biochemical and microbiological tools for the evaluation of environmental quality of a coastal lagoon system in Southern

Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 1–9. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000300016> ECOLOGY

Gumogda, P. (2022). Modified mudball-effective microorganism as laundry wastewater cleansign agent. *Psychology and Education: A Multidisciplinary Journal*, 5, 850–861. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7364125>

Gutow, L., Gusky, M., Beermann, J., Gimenez, L., Pesch, R., Bildstein, T., Heinicke, K., & Ebbe, B. (2022). Spotlight on coarse sediments: Comparative characterization of a poorly investigated seafloor biotope in the German Bight (SE North Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 275. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107996>

Han, X., Schubert, C. J., Fiskal, A., Dubois, N., & Lever, M. A. (2020). Eutrophication as a driver of microbial community structure in lake sediments. *Environmental Microbiology*, 22(8), 3446–3462. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15115>

Jones, A. G., Schaal, G., Boyé, A., Creemers, M., Derolez, V., Desroy, N., Fiandrino, A., Mouton, T. L., Simier, M., Smith, N., & Ouisse, V. (2022). Disentangling the effects of eutrophication and natural variability on macrobenthic communities across French coastal lagoons. *BioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2022.08.18.504439>

Kayode James, B., Ismail Adejare, L., & Ebenezer Dayo, O. (2011). Hydrochemistry of a Tropical harbor: Influence of Industrial and Municipal inputs. *J. Appl. Sci. Environ. Manage*, 15(4), 575–581. www.bioline.org.br/ja

Kevrekidis, T. (2005). Population dynamics, reproductive biology and productivity of *Streblospio shrubsolii* (Polychaeta: Spionidae) in different sediments at low salinities in a Mediterranean lagoon (Monolimni Lagoon, Northern Aegean). *International Review of Hydrobiology*, 90(1), 100–121. <https://doi.org/10.1002/iroh.200310713>

Kilmer, V. J., & Alexander, J. (1949). Method of makiey mechanical analysis of soils. *Soil Science*, 68, 15–26.

Kjerfve, B. (1994). *Coastal lagoon processes*. <https://www.researchgate.net/publication/285278478>

Kour, D., Kaur, T., Devi, R., Yadav, A., Singh, M., Joshi, D., Singh, J., Suyal, D. C., Kumar, A., Rajput, V. D., Yadav, A. N., Singh, K., Singh, J., Sayyed, R. Z., Arora, N. K., & Saxena, A. K. (2021). Beneficial microbiomes for bioremediation of diverse contaminated environments for environmental sustainability: present status and future challenges. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 28, Issue 20, pp. 24917–24939). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13252-7>

Kreus, A., & Kucinskiene, A. (2012). Microbial decomposition of organic matter in the bottom sediments of small lakes of the urban landscape (Lithuania). *Microbiology (Russian Federation)*, 81(4), 477–483. <https://doi.org/10.1134/S0026261712040091>

Kristensen, E. (1991). Effects of burrowing macrofauna on organic matter decomposition in coastal marine sediments. *Symp. Zool. Soc. Land.*, 63, 69–88. <https://www.researchgate.net/publication/287182308>

Kumar, B. L., & Gopal, D. V. R. S. (2015). Effective role of indigenous microorganisms for sustainable environment. In *3 Biotech* (Vol. 5, Issue 6, pp. 867–876). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s13205-015-0293-6>

Labruno, C., Gauthier, O., Conde, A., Grall, J., Blomqvist, M., Bernard, G., Gallon, R., Dannheim, J., Van Hoey, G., & Grémare, A. (2021). A general-purpose biotic index to measure changes in benthic habitat quality across several pressure gradients. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/jmse9060654>

Laut, L., Alves Martins, M. V., Belart, P., Lorini, M. L., Clemente, I., Nogueira, L., Juliace, A., & Fontana, L. F. (2019). Organic compounds as proxies of the sedimentary environmental quality of the Maricá-Guarapina Lagoon System (SE, Brazil). *Journal of Sedimentary Environments*, 4(2), 159–173. <https://doi.org/10.12957/jse.2019.43371>

Lee, H. S., Hur, J., Hwang, Y. H., & Shin, H. S. (2020). A novel procedure of total organic carbon analysis for water samples containing suspended solids with alkaline extraction and homogeneity evaluation by turbidity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(11). <https://doi.org/10.3390/ijerph17113901>

Levin, L., Caswell, H., Bridges, T., DiBacco, C., & Cabrera, D. (1996). Demographic Responses of Estuarine Polychaetes to Pollutants: Life Table Response. *Ecological Society of America*, 6(4), 1295–1313.

Lu, X., Xu, J., Xu, Z., & Liu, X. (2021). Assessment of Benthic Ecological Quality Status Using Multi-Biotic Indices Based on Macrofaunal Assemblages in a Semi-Enclosed Bay. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.734710>

- Mackin-McLaughlin, J., Nemani, S., Misiuk, B., Templeton, A., Gagnon, P., Edinger, E., & Robert, K. (2022). Spatial distribution of benthic flora and fauna of coastal placentia bay, an ecologically and biologically significant area of the island of newfoundland, atlantic Canada. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.999483>
- Magni, P., & Gravina, M. F. (2023). Macrobenthos of lagoon ecosystems: A comparison in vegetated and bare sediments. *Advances in Oceanography and Limnology*, 14(1). <https://doi.org/10.4081/aiol.2023.11124>
- Maia-jorge, M. P., Bevilacqua, M. S., Gripp, A. da R., Caliman, A., Guariento, R. D., Figueiredo-Barros, M. P., Junior, J. F. G., Dias, A. T. C., Bozelli, R. L., & Esteves, F. de A. (2022). Leaf litter with contrasting chemical traits and decomposition promote similar benthic macroinvertebrates. *Oecologia Australis*, 26(2), 366–382. <https://doi.org/https://doi.org/10.4257/oeco.2022.2602.21> LEAF
- Marinelli, R. L., Lovell, C. R., Wakeham, S. G., Ringelberg, D. B., & White, D. C. (2002). Experimental investigation of the control of bacterial community composition in macrofaunal burrows. *Marine Ecology Progress Series*, 235, 1–13
- Maslukah, L., Setiawan, R. Y., Nurdin, N., Zainuri, M., Wirastriyana, A., & Helmi, M. (2020). Estimation of Chlorophyll-a Phytoplankton in the Coastal Waters of Semarang and Jepara for Monitoring the Eutrophication Process using MODIS-Aqua Imagery and Conventional Methods. *Journal of Ecological Engineering*, 22(1), 51–59. <https://doi.org/10.12911/22998993/128874>
- Mendes, C. L. T., & Soares-Gomes, A. (2011). Macrobenthic community structure in a Brazilian choked lagoon system under environmental stress. *Zoologia*, 28(3), 365–378. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000300011>
- Mucha, A. P., & Helena Costa, M. (1999). Macrozoobenthic community structure in two Portuguese estuaries: Relationship with organic enrichment and nutrient gradients. *Acta Oecologica*, 20(4), 363–376.
- Murugesan, P., Punniyamoorthy, R., & Sarathy, P. (2019). Assessment of the ecological health of Vellar and Ennore estuarine ecosystems using health indices. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*. <https://www.researchgate.net/publication/336870398>
- Mwakisunga, B., Machiwa, J. F., & Pratap, H. B. (2020). Assessment of Sediment and Benthic Macrofauna Distribution at Dar es Salaam Harbour Channel. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 08(03), 133–147. <https://doi.org/10.4236/gep.2020.83010>
- Neves, R. de A. F., Echeverría, C. A., & Pessoa, L. A. (2011). Resposta da espécie *Heleobia australis* (gastropoda: hydrobiidae) a variações de salinidade e exposição a hidrocarbonetos. *Boletim Do Laboratório de Hidrobiologia*, 24(2), 19–25.
- Newton, A., Brito, A. C., Icely, J. D., & Derolez, V. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. In *Journal for Nature Conservation* (Vol. 44, pp. 50–65). Elsevier GmbH. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
- Ni, D., Zhang, Z., & Liu, X. (2019). Benthic ecological quality assessment of the Bohai Sea, China using marine biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 457–464. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.055>
- Ozkay, F., Tas, I., Ozkandan, H., Gunal, A. C., Yeter, T., Gorgisen, C., Cakir, B. I., Kutlu, B., Inan, M. S., & Ates, E. (2022). Use of Active Microorganism in Improving Pond Water Quality: Case Study of Beytepe Pond. *Current Trends in Natural Sciences*, 11(21), 399–407. <https://doi.org/10.47068/ctns.2022.v11i21.044>
- Paraskevopoulou, S., Monokrousos, N., Kappas, I., & Abatzopoulos, T. J. (2015). Spatio-temporal variability of benthic macrofauna in a coastal lagoon assessed by ecological interaction networks. *Community Ecology*, 16(1), 10–22. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.1.2>
- Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16, 229–331.
- Pereira Silvestre, C., Carvalho Da Silva, A. L., Martins Da Silva, M. A., & Rodrigues, A. R. (2015). Investigation of the internal structure and evolution of the holocene barrier of Maricá (Rio de Janeiro, Brazil). *Revista Brasileira de Geofísica*, 33(3), 461–475. www.scielo.br/rbg
- Pérez-Ruzafa, A., Campillo, S., Fernández-Palacios, J. M., García-Lacunza, A., García-Oliva, M., Ibañez, H., Navarro-Martínez, P. C., Pérez-Marcos, M., Pérez-Ruzafa, I. M., Quispe-Becerra, J. I., Sala-Mirete, A., Sánchez, O., & Marcos, C. (2019). Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science*, 6(FEB). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00026>
- Perez-Ruzafa, A., Marcos, C., & Gilabert, J. (2005). *The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: A fast changing ecosystem under human pressure*. <https://www.researchgate.net/publication/259647504>

- Pérez-Ruzafa, Á., Marcos, C., & Pérez-Ruzafa, I. M. (2011). Recent advances in coastal lagoons ecology: Evolving old ideas and assumptions. *Transitional Waters Bulletin*, 5(1), 50–74. <https://doi.org/10.1285/i1825229Xv5n1p50>
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M., & Pérez-Marcos, M. (2011). Coastal lagoons: “transitional ecosystems” between transitional and coastal waters. *Journal of Coastal Conservation*, 15(3), 369–392. <https://doi.org/10.1007/s11852-010-0095-2>
- Pires-Vanin, A. M. S., Muniz, P., & de Léo, F. C. (2011). Benthic macrofauna structure in the northeast area of todos os santos bay, bahia state, Brazil: Patterns of spatial and seasonal distribution. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(1), 27–42. <https://doi.org/10.1590/s1679-87592011000100003>
- Politi, T., Zilius, M., Castaldelli, G., Bartoli, M., & Daunys, D. (2019). Estuarine macrofauna affects benthic biogeochemistry in a hypertrophic lagoon. *Water (Switzerland)*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/w11061186>
- Polprasert, C., Dissanayake, M. G., & Thanh, N. C. (1983). Bacterial Die-Off Kinetics in Waste Stabilization Ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 55(3), 285–296.
- Prestrello, L., & Monteiro-Neto, C. (2016). Before-after environmental impact assessment of an artificial channel opening on a south-western Atlantic choked lagoon system. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 735–752. <https://doi.org/10.1111/jfb.13012>
- Reboita, M. S., Ambrizzi, T., Silva, B. A., Pinheiro, R. F., & da Rocha, R. P. (2019). The south atlantic subtropical anticyclone: Present and future climate. *Frontiers in Earth Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00008>
- Riedel, B., Zuschin, M., & Stachowitsch, M. (2012). Tolerance of benthic macrofauna to hypoxia and anoxia in shallow coastal seas: A realistic scenario. *Marine Ecology Progress Series*, 458, 39–52. <https://doi.org/10.3354/meps09724>
- Rodrigues, A. J. D. S., Fernandes, M. R., Miyahira, I. C., Dos Santos, L. N., & Caetano, C. H. S. (2021). Benthic macrofauna associated to the invasive bivalve mytilopsis leucophaeata (Dreissenidae) in a coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 93(4). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120191221>
- Rossi, F., Castelli, A., & Lardicci, C. (2006). Distribution of macrobenthic assemblages along a marine gradient in Mediterranean eutrophic coastal lagoons. *Marine Ecology*, 27, 66–75. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00078.x>
- Sedano, F., Navarro-Barranco, C., Guerra-García, J. M., & Espinosa, F. (2020). From sessile to vagile: Understanding the importance of epifauna to assess the environmental impacts of coastal defence structures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 235. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106616>
- Silva, A. L. C., Da Silva, M. A. M., Gambôa, L. A. P., & Rodrigues, A. R. (2014). Sedimentary architecture and depositional evolution of the Quaternary coastal plain of Maricá, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Geology*, 44(2), 191–206. <https://doi.org/10.5327/Z2317-4889201400020002>
- Silvestre, C. P., Silva, A. L. C. da, Silva, M. A. M. da, Neto, J. A. B., & Vasconcelos, S. C. de. (2017). Geomorfologia, sedimentação e processos atuantes na lagoa de Maricá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 18(2), 237–256. <https://doi.org/10.20502/rbg.v18i2.1111>
- Singh, S., Boli, T., D., B., Kumar, S., & Palwe, C. R. (2020). Release Pattern of Ammonical and Nitrate Nitrogen in Inceptisol by the Use of Different Organic Manures. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 9(1), 1260–1265. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2020.901.139>
- Souza, F. M., Brauko, K. M., Gilbert, E. R., Martins, C. C., Lana, P. C., & Camargo, M. G. (2016). Complex spatial and temporal variation of subtropical benthic macrofauna under sewage impact. *Marine Environmental Research*, 116, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.02.008>
- Souza, F. M., Gilbert, E. R., Brauko, K. M., Lorenzi, L., Machado, E., & Camargo, M. G. (2021). Macrobenthic community responses to multiple environmental stressors in a subtropical estuary. *PeerJ* 9:E12427, 25. <https://doi.org/10.7717/peerj.12427>
- Suriano, M. T., & Fonseca-Gessner, A. A. (2013). Structure of benthic macroinvertebrate assemblages on a gradient of environmental integrity in Neotropical streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(4), 418–428. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2013000400007>
- Tuholske, C., Halpern, B. S., Blasco, G., Villasenor, J. C., Frazier, M., & Caylor, K. (2021). Mapping global inputs and impacts from of human sewage in coastal ecosystems. *PLoS ONE*, 16(11 November). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258898>
- Vdovina, T. V., Sirotkin, A. S., Kobeleva, Y. V., & Gorshkova, E. S. (2020). Bioaugmentation of Nitrifying Microorganisms to Increase the Efficiency of the Oxidation of Nitrogen Compounds during Wastewater Biofiltration. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 56(9), 948–955. <https://doi.org/10.1134/S0003683820090094>

Verween, A., Vincx, M., & Degraer, S. (2014). *Mytilopsis leucophaeata*: The brackish water equivalent of *Dreissena polymorpha*? A review. In G. Velde, S. Rajagopal, & A. Vaate (Eds.), *The Zebra Mussel in Europe* (Issue January 2006, pp. 29–44). Backhuys Publishers.

Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29–38.

Wang, F., Bai, Y., Yang, F., Zhu, Q., Zhao, Q., Zhang, X., Wei, Y., & Liao, H. (2021). Degradation of nitrogen, phosphorus, and organic matter in urban river sediments by adding microorganisms. *Sustainability (Switzerland)*, 13(5), 1–15. <https://doi.org/10.3390/su13052580>

Wang, J., Long, Y., Yu, G., Wang, G., Zhou, Z., Li, P., Zhang, Y., Yang, K., & Wang, S. (2022). A Review on Microorganisms in Constructed Wetlands for Typical Pollutant Removal: Species, Function, and Diversity. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 13). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.845725>

Wang, N., Wang, Y. P., Duan, X., Wang, J., Xie, Y., Dong, C., Gao, J., & Yin, P. (2020). Controlling factors for the distribution of typical organic pollutants in the surface sediment of a macrotidal bay. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(22), 28276–28287. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09199-w>

Watson, S. C. L., Paterson, D. M., Widdicombe, S., & Beaumont, N. J. (2018). Evaluation of estuarine biotic indices to assess macro-benthic structure and functioning following nutrient remediation actions: A case study on the Eden estuary Scotland. *Regional Studies in Marine Science*, 24, 379–391. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.09.012>

Wetzel, M. A., Ohe, P. C. Von Der, Manz, W., Koop, J. H. E., & Wahrendorf, D. (2012). The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modified estuary. *Ecological Indicators*, 19, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.007>

Zink, K.-G., Furtado, A. L. S., Casper, P., & Schwark, L. (2004). Organic matter composition in the sediment of three Brazilian coastal lagoons-District of Macaé, Rio de Janeiro (Brazil). *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 76(1), 29–47. www.scielo.br/aabc

9. REFERÊNCIAS

- Abell, J. M., Özkundakci, D., Hamilton, D. P., & Reeves, P. (2022). Restoring shallow lakes impaired by eutrophication: Approaches, outcomes, and challenges. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(7), 1199–1246. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1854564>
- Aguiar, T. M., & S. Gomes Santos, C. (2018). Reproductive biology of *Alitta succinea* (Annelida: Nereididae) in a Brazilian tropical lagoon. *Invertebrate Biology*, 137(1), 17–28. <https://doi.org/10.1111/ivb.12200>
- Ahmed, Z., Mahamudul Haque, M., Sayeed, N., Ekhlash Uddin, M., & Akter, T. (2016). Reviews on probiotics - it's uses and applications. *Ahmed et al. World Journal of Pharmaceutical Research*, 5(5), 24–34. <https://doi.org/10.20959/wjpr20165-6067>
- Allen, R. M., Metaxas, A., & Snelgrove, P. V. R. (2018). Applying Movement Ecology to Marine Animals with Complex Life Cycles. *Annu. Rev. Mar. Sci*, 10, 19–42. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916>
- Amaral, C. Z., & Nonato, E. F. (1996). *Annelida Polychaeta Características Glossario e Chaves para Famílias e Gêneros da Costa Brasileira.pdf* (1^o). Editora Unicamp.
- Amaral, C. Z., & Nonato, E. F. (2006). *Anelídeos Poliquetos da Costa Brasileira Características e chave para famílias* (1^a). Editora Unicamp.
- Ambrosio, E. S., Ferreira, A. C., & Rodrigues Capítulo, A. (2014). The potential use of *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Crustacea, Tanaidacea) as a biological indicator of water quality in a temperate estuary of South America. *Limnetica*, 33(33), 139–152. <https://doi.org/10.23818/limn.33.11>
- Amora-Nogueira, L., Smoak, J. M., Abuchacra, R. C., Carvalho, C., Ribeiro, F. C. A., Martins, K. C., Fonseca-Oliveira, A. L., Carvalho, M., Machado, L. P., Souza, A. F. F., Silva, A. L. C. da, Enrich-Prast, A., Oliveira, V. P., Sanders, C. J., Sanders, L. M., & Marotta, H. (2023). Linking centennial scale anthropogenic changes and sedimentary records as lessons for urban coastal management. *Science of the Total Environment*, 902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165620>
- Ansari, Z. A., Ingole, B. S., & Abidi, S. A. H. (2014). Organic enrichment and benthic fauna – some ecological consideration. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 43(4), 554–560.
- Barragán, J. M., & de Andrés, M. (2015). Analysis and trends of the world's coastal cities and agglomerations. *Ocean and Coastal Management*, 114, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.004>
- Barroso-Vanacôr, L., Perrin, P., & Carmouze, J.-P. (1994a). Le système lagunaire de Maricá-Guarapina (Brésil) et ses modifications écologiques récentes d'origine anthropique. *Revista Hydrobiologia Tropical*, 27(3), 189–197.
- Barroso-Vanacôr, L., Perrin, P., & Carmouze, J.-P. (1994b). Le système lagunaire de Maricá-Guarapina (Brésil) et ses modifications écologiques récentes d'origine anthropique. *Revista Hydrobiologia Tropical*, 27(3), 189–197.
- Bellino, A., Mangano, M. C., Baldantoni, D., Russell, B. D., Mannino, A. M., Mazzola, A., Vizzini, S., & Sarà, G. (2019). Seasonal patterns of biodiversity in Mediterranean coastal lagoons. *Diversity and Distributions*, 25(10), 1512–1526. <https://doi.org/10.1111/ddi.12942>
- Beyer, J., Green, N. W., Brooks, S., Allan, I. J., Ruus, A., Lise, I., Bråte, N., & Schøyen, M. (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environmental Research*, 130, 338–365. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>
- Blott, S. J., & Pye, K. (2001). Gradistat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 1237–1248. <https://doi.org/10.1002/esp.261>
- Bojko, J. (2019). Amphipod disease: Model systems, invasions and systematics — Introduction to DAO Special 8. *Diseases of Aquatic Organisms*, 136(1), 1–2. <https://doi.org/10.3354/dao03412>
- Borja, A., Basset, A., Bricker, S., Dauvin, J., Elliot, M., Harrison, T., Marques, J., Weisberg, S., & West, R. (2012). Classifying ecological quality and integrity of estuaries. Em E. Wolanski & D. McLusky (Orgs.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science* (p. 125–162). Waltham: Academic

- Press. <http://www.elsevier.com/locate/permissionusematerial>
- Borja, A., & Dauer, D. M. (2008). Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8(4), 331–337. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.004>
- Borja, A., Dauer, D. M., Díaz, R., Llansó, R. J., Muxika, I., Rodríguez, J. G., & Schaffner, L. (2008). Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices. *Ecological Indicators*, 8(4), 395–403. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.003>
- Borja, A., & Muxika, I. (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. Em *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 50, Número 7, p. 787–789). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.040>
- Boyer, J. N., Kelble, C. R., Ortner, P. B., & Rudnick, D. T. (2009). Phytoplankton bloom status: chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, 95, 956–967. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.11.013>
- Brandão, R. A., Gusmão, L. C., & Gomes, P. B. (2019). Diversity of Edwardsiidae sea anemones (Cnidaria: Anthozoa: Actiniaria) from Brazil, with the description of a new genus and species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(5), 1087–1098. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000109>
- Brauko, K. M., Souza, F. M. de, Muniz, P., Camargo, M. G. de, & Lana, P. da C. (2015). Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 454–460. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.025>
- Brown, C. A., Sharp, D., & Mochon Collura, T. C. (2016). Effect of climate change on water temperature and attainment of water temperature criteria in the Yaquina Estuary, Oregon (USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.11.006>
- Bustos-Baez, S., & Frid, C. (2003). Using indicator species to assess the state of macrobenthic communities. *Hydrobiologia*, 496, 299–309.
- Cai, W., Borja, A., Lin, K., Zhu, Y., Zhou, J., & Liu, L. (2015). Assessing the benthic quality status of the Bohai Bay (China) with proposed modifications of M-AMBI. *Acta Oceanologica Sinica*, 34(10), 111–121. <https://doi.org/10.1007/s13131-015-0713-9>
- Cairns, J. (2006). Restoring Damaged Aquatic Ecosystems. *The Journal of Social, Political and Economic Studies*, 31(1), 53–74.
- Callisto, M., Moreno, P., Gonçalves, J. F. Jr., Leal, J. J., & Esteves, F. A. (2002). Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 62(1), 77–84.
- Cao, Z., Yan, W., Ding, M., & Yuan, Y. (2022). Construction of microbial consortia for microbial degradation of complex compounds. Em *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* (Vol. 10). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.1051233>
- Chawla, H., Singh, S. K., & Haritash, A. K. (2024). Reversing the damage: ecological restoration of polluted water bodies affected by pollutants due to anthropogenic activities. Em *Environmental science and pollution research international* (Vol. 31, Número 1, p. 127–143). <https://doi.org/10.1007/s11356-023-31295-w>
- Çinar, M. E. (2013). Alien polychaete species worldwide : current status and their impacts. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(5), 1257–1278. <https://doi.org/10.1017/S0025315412001646>
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* (K. R. Clarke, R. N. Gorley, P. J. Somerfield, & R. M. Warwick, Orgs.; 3rd ed). PRIMER-E Ltd.
- Cloern, J. E., Abreu, P. C., Carstensen, J., Chauvaud, L., Elmgren, R., Grall, J., Greening, H., Johansson, J. O. R., Kahru, M., Sherwood, E. T., Xu, J., & Yin, K. (2016). Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 22(2), 513–529. <https://doi.org/10.1111/gcb.13059>
- Coutinho, M. S., & Bernardino, A. F. (2017). Spatial and seasonal changes in benthic macrofauna from two dissipative sandy beaches in eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 65(4), 666–677. <https://doi.org/10.1590/s1679-87592017115806504>

- Cruz, C. B. M., Júnior, W. de C., Barros, R. S. de, Argento, M. S. F., & Mayr, L. M. (1996). Impactos ambientais no sistema lagunar de Maricá-Guarapina. Em *Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*.
- Danovaro, R., & Pusceddu, A. (2007). Biodiversity and ecosystem functioning in coastal lagoons: Does microbial diversity play any role? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(1–2), 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.02.030>
- Dauvin, J. C. (2018). Twenty years of application of Polychaete/Amphipod ratios to assess diverse human pressures in estuarine and coastal marine environments: A review. *Ecological Indicators*, 95(June), 427–435. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.049>
- Dauvin, J. C., & Ruellet, T. (2009). The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*, 59(1–3), 38–47. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.11.008>
- Dean, H. K. (2008). The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical*, 56(Suppl. 4), 11–38. <https://www.researchgate.net/publication/255592166>
- Dominik, D. (2023). Microbial Diversity and Functionality in Environmental Bioremediation. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*. <https://doi.org/10.35248/1948-5948.23.15.560>
- Dondajewska, R., Kozak, A., Rosińska, J., & Gołdyn, R. (2019). Water quality and phytoplankton structure changes under the influence of effective microorganisms (EM) and barley straw – Lake restoration case study. *Science of the Total Environment*, 660, 1355–1366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.071>
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., & Talley, L. D. (2012). Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4, 11–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- Echeverría, C. A., Neves, R. A. F., Pessoa, L. A., & Paiva, P. C. (2010). Spatial and temporal distribution of the gastropod *Heleobia australis* in an eutrophic estuarine system suggests a metapopulation dynamics. *Natural Science*, 2(860–867). <https://doi.org/10.4236/ns.2010.28108>
- Ehrnsten, E., Sun, X., Humborg, C., Norkko, A., Savchuk, O. P., Slomp, C. P., Timmermann, K., & Gustafsson, B. G. (2020). Understanding Environmental Changes in Temperate Coastal Seas: Linking Models of Benthic Fauna to Carbon and Nutrient Fluxes. Em *Frontiers in Marine Science* (Vol. 7). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00450>
- El Kamcha, R., Boutoumit, S., Bououarour, O., Pouzet, P., Maanan, M., Benhoussa, A., & Bazairi, H. (2023). New insights into the benthic macrofauna composition and structure in a southern-west Mediterranean coastal lagoon after restoration actions: Spatial and Seasonal patterns. *Regional Studies in Marine Science*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102820>
- Eleftheriou, A., & McIntyre, A. (2005a). *Methods for the study of marine benthos* (A. Eleftheriou & A. McIntyre, Orgs.; 3rd ed). Blackwell Science Ltd.
- Eleftheriou, A., & McIntyre, A. (2005b). *Methods for the study of marine benthos* (A. Eleftheriou & A. McIntyre, Orgs.; 3rd ed). Blackwell Science Ltd.
- Elías, R., Mendez, N., Muniz, P., Cabanillas, R., Gutiérrez-Rojas, C., Rozbaczylo, N., Londoño-Mesa, M. H., Contreras, P. J. G., Cárdenas-Calle, M., Villamar, F., Laverde-Castillo, J. J. A., Brauko, K. M., Braga, M. A., Lana, P. da C., & Díaz-Díaz, O. (2021). Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe. *Marine and Fishery Sciences*, 34(1), 37–107. <https://doi.org/https://doi.org/10.47193/mafis.3412021010301>
- Esteves, F. de A. (1998). A gênese dos ecossistemas lacustres. Em *Fundamentos de Limnologia* (2ª, p. 63–93). Interciência.
- Fanelli, E., Dell’Anno, A., Nepote, E., Martire, M. Lo, Musco, L., Bianchelli, S., Gambi, C., Falco, P., Memmola, F., Coluccelli, A., Meola, M., Varrella, S., Danovaro, R., & Corinaldesi, C. (2023). Positive effects of two decades of passive ecological restoration in a historically polluted marine site. *Frontiers in Marine Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1199654>
- Fernandes, A. C. M. (2007). *Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica* [Tese]. Universidade de Brasília.

- Fernandes, M. R., Miyahira, I. C., Caetano, C. H. S., & Salgueiro, F. (2020). The spreading of the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Dreissenidae) into estuaries of Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92, 1–12. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190045>
- Figueiredo-barros, M. P., Leal, J. J. F., Esteves, F. D. A., Rocha, A. D. M., & Bozelli, R. L. (2006). Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69, 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.03.023>
- Filippini, G., Dafforn, K. A., & Bugnot, A. B. (2023). Shellfish as a bioremediation tool: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 316. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120614>
- Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27(1), 3–26.
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H., & Jonsson, P. R. (2008). Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*, 89(5), 1223–1231. <https://doi.org/10.1890/06-2091.1>
- Gamito, S., & Furtado, R. (2009). Feeding diversity in macroinvertebrate communities: A contribution to estimate the ecological status in shallow waters. *Ecological Indicators*, 9, 1009–1019. <https://doi.org/doi:10.1016/j.ecolind.2008.11.012>
- Ganesh, T., Rakesh, M., Raman, A. V., Nanduri, S., Moore, S., & Rajanna, B. (2014). Macrobenthos response to sewage pollution in a tropical inshore area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6), 3553–3566. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3638-4>
- Gentry, T. J., Rensing, C., & Pepper, I. L. (2004). New approaches for bioaugmentation as a remediation technology. Em *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* (Vol. 34, Número 5, p. 447–494). <https://doi.org/10.1080/10643380490452362>
- Gillet, P., & Gorman, E. (2002). Population structure and secondary production of *Heteromastus filiformis* (Polychaeta: Capitellidae) in the Loire estuary, France. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(3), 395–402.
- Gillett, D. J., Weisberg, S. B., Grayson, T., Hamilton, A., Hansen, V., Leppo, E. W., Pelletier, M. C., Borja, A., Cadien, D., Dauer, D., Diaz, R., Dutch, M., Hyland, J. L., Kellogg, M., Larsen, P. F., Levinton, J. S., Llansó, R., Lovell, L. L., Montagna, P. A., ... Welch, K. I. (2015). Effect of ecological group classification schemes on performance of the AMBI benthic index in US coastal waters. *Ecological Indicators*, 50, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.005>
- Gomes, L. E. de O., & Bernardino, A. F. (2020). Drought effects on tropical estuarine benthic assemblages in Eastern Brazil. *Science of the Total Environment*, 703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135490>
- Grasshoff, K., Kremling, K., & Ehrhardt, M. (1999). Methods of Seawater Analysis. Em K. Grasshoff, K. Kremling, & M. Ehrhardt (Orgs.), *Journal of Chemical Information and Modeling* (3rd ed, Vol. 53, Número 9). Wiley-VCH. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Gray, J. S., & Elliott, M. (2009). Ecology of marine sediments. Em *Oxford University Press* (2°). Oxford University Press.
- Guerra, L. V., Savergnini, F., Silva, F. S., Bernardes, M. C., & Crapez, M. A. C. (2011). Biochemical and microbiological tools for the evaluation of environmental quality of a coastal lagoon system in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 1–9. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000300016> ECOLOGY
- Guerra-García, J. M., & García-Gómez, J. C. (2004). Crustacean assemblages and sediment pollution in an exceptional case study: a harbour with two opposing entrances. *Crustaceana*, 77(3), 353–370. www.brill.nl
- Gusmao, J. B., Brauko, K. M., Eriksson, B. K., & Lana, P. C. (2016). Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators*, 66, 65–75.
- Haaren, T. van, Ortiz, M., Desiderato, A., & Ishikawa, W. (2020, julho 11). *Planeta Invertebrados - Sinelobus*.
- Jaleel, L. K., & Abdulwahid, B. A.-S. (2017). Effect of probiotics on some virulence factors of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from clinical samples. *World Journal of Pharmaceutical*

- Research*, 6(4), 26–40. <https://doi.org/10.20959/wjpr20174-8040>
- Jones, A. G., Schaal, G., Boyé, A., Creemers, M., Derolez, V., Desroy, N., Fiandrino, A., Mouton, T. L., Simier, M., Smith, N., & Ouisse, V. (2022). Disentangling the effects of eutrophication and natural variability on macrobenthic communities across French coastal lagoons. *BioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2022.08.18.504439>
- Jørgensen, B. B., Wenzhöfer, F., Egger, M., & Glud, R. N. (2022). Sediment oxygen consumption: Role in the global marine carbon cycle. *Earth-Science Reviews*, 228. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103987>
- Jumars, P. A., Dorgan, K. M., & Lindsay, S. M. (2014). Diet of worms emended an update of polychaete feeding guilds. *Annual Review of Marine Science*, 497–523. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-020007>
- Keyes, A. A., Barner, A. K., & Dee, L. E. (2024). Synthesising the Relationships Between Food Web Structure and Robustness. *Ecology Letters*, 27(10). <https://doi.org/10.1111/ele.14533>
- Kim, I. S., Ha, S. Y., & Koh, S. C. (2015). Eco-friendly remediation and reuse for coastal dredged materials using a bioaugmentation technology. *Korean Journal of Microbiology*, 51(4), 374–381. <https://doi.org/10.7845/kjm.2015.5066>
- Kim, S. H., Han, H. Y., Lee, Y. J., Kim, C. W., & Yang, J. W. (2010). Effect of electrokinetic remediation on indigenous microbial activity and community within diesel contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 408(16), 3162–3168. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.038>
- Knoppers, B., Kjerfve, B., & Carmouze, J.-P. (1991). Trophic state and water turn-over time in six choked coastal lagoons in Brazil. *Biogeochemistry*, 14, 149–166.
- Kour, D., Kaur, T., Devi, R., Yadav, A., Singh, M., Joshi, D., Singh, J., Suyal, D. C., Kumar, A., Rajput, V. D., Yadav, A. N., Singh, K., Singh, J., Sayyed, R. Z., Arora, N. K., & Saxena, A. K. (2021). Beneficial microbiomes for bioremediation of diverse contaminated environments for environmental sustainability: present status and future challenges. Em *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 28, Número 20, p. 24917–24939). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13252-7>
- Kristensen, E., & Kostka, J. E. (2005). Macrofaunal Burrows and Irrigation in Marine Sediment: Microbiological and Biogeochemical Interactions. Em *Coastal and Estuarine Studies* (p. 125–157). Wiley. <https://doi.org/10.1029/CE060p0125>
- Lacerda, L. D., Abrão, J. J., Bernat, M., & Fernex, F. (1999). Biogeochemistry of heavy metals in the lagoons of Eastern Rio de Janeiro State, Brazil. Em B. A. Knoppers, E. D. Bidone, & J. J. Abrão (Orgs.), *Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil* (6^o ed, p. 179–195). Programa de Geoquímica Ambiental, UFF.
- Laut, L., Alves Martins, M. V., Belart, P., Lorini, M. L., Clemente, I., Nogueira, L., Juliace, A., & Fontana, L. F. (2019). Organic compounds as proxies of the sedimentary environmental quality of the Maricá-Guarapina Lagoon System (SE, Brazil). *Journal of Sedimentary Environments*, 4(2), 159–173. <https://doi.org/10.12957/jse.2019.43371>
- Lavoie, M. F., Lacoste, É., Weise, A. M., & McKindsey, C. W. (2024). Benthic responses to organic enrichment under a mussel (*Mytilus edulis*) farm. *Frontiers in Marine Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1433365>
- Lee, M. D., Pedroso, A. A., & Maurer, J. J. (2023). Bacterial composition of a competitive exclusion product and its correlation with product efficacy at reducing Salmonella in poultry. *Frontiers in Physiology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fphys.2022.1043383>
- Leitão, A. dos S. (2014). *Universidade Federal do Rio de Janeiro* [Dissertação]. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Liang, J., Ma, C. W., & Kim, K. B. (2024). Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments and their impact on macrobenthos in Asan Bay, South Korea. *Frontiers in Marine Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1450396>
- Limongi, P., & Carranza, A. (2020). Benthic macrofauna as an indicator of Ecological Integrity at an ocean beach with touristic purpose; Playa El Rivero, Punta Del Diablo, Rocha, Uruguay. *Regional Studies in Marine Science*, 39. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101441>
- Little, S., Wood, P. J., & Elliott, M. (2017). Quantifying salinity-induced changes on estuarine benthic

- fauna: The potential implications of climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 198, 610–625. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.07.020>
- Lo Giudice, A., & Rizzo, C. (2022). Bacteria Associated with Benthic Invertebrates from Extreme Marine Environments: Promising but Underexplored Sources of Biotechnologically Relevant Molecules. Em *Marine Drugs* (Vol. 20, Número 10). MDPI. <https://doi.org/10.3390/md20100617>
- Lu, L., & Wu, R. S. S. (1998). Recolonization and succession of marine macrobenthos in organic-enriched sediment deposited from fish farms. *Environmental Pollution*, 101(2), 241–251. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00041-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00041-4)
- Machado, R. A. R., & von Reuss, S. H. (2022). Chemical Ecology of Nematodes. *Chimia*, 76(11), 945–953. <https://doi.org/10.2533/chimia.2022.945>
- Magri, M., Bondavalli, C., Bartoli, M., Benelli, S., Žilius, M., Petkuvienė, J., Vybernaite-Lubiene, I., Vaičiūtė, D., Griniene, E., Zemlys, P., Morkūnė, R., Daunys, D., Solovjova, S., Bučas, M., Gasiūnaitė, Z. R., Baziukas-Razinkovas, A., & Bodini, A. (2024). Temporal and spatial differences in nitrogen and phosphorus biogeochemistry and ecosystem functioning of a hypertrophic lagoon (Curonian Lagoon, SE Baltic Sea) revealed via Ecological Network Analysis. *Science of the Total Environment*, 921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171070>
- Mahon, A. R., Mahon, H. K., Dauer, D. M., & Halanych, K. M. (2009). Discrete genetic boundaries of three *Streblospio* (Spionidae, Annelida) species and the status of *S. shrubsolii*. *Marine Biology Research*, 5(2), 172–178. <https://doi.org/10.1080/17451000802317683>
- Martínez-Crego, B., Alcoverro, T., & Romero, J. (2010). Biotic indices for assessing the status of coastal waters: A review of strengths and weaknesses. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(5), 1013–1028. <https://doi.org/10.1039/b920937a>
- Maurer, J. J., Cheng, Y., Pedroso, A., Thompson, K. K., Akter, S., Kwan, T., Morota, G., Kinstler, S., Porwollik, S., McClelland, M., Escalante-Semerena, J. C., & Lee, M. D. (2024). Peeling back the many layers of competitive exclusion. *Frontiers in Microbiology*, 15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1342887>
- Melo, G. A. S. de. (1996). *Manual de identificação dos brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro*. Plêiade.
- Melo, G. A. S. de. (1999). *Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea e Astacidea*. (1° ed). Plêiade.
- Micheli, F., & Halpern, B. S. (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8(4), 391–400. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00731.x>
- Middelburg, J. J. (2018). Reviews and syntheses: To the bottom of carbon processing at the seafloor. *Biogeosciences*, 15(2), 413–427. <https://doi.org/10.5194/bg-15-413-2018>
- Mola, H. R. A., & Abdel Gawad, S. S. (2014). Spatio-temporal variations of macrobenthic fauna in Lake Nasser khors, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40(4), 415–423. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.12.001>
- Müller, F. (1858). Einiges über die Annelidenfauna der Insel Santa Catharina an der brasilianis-chen Küste. *Archiv für Naturgeschichte*, 24(Berlim), 211–220. <https://biodiversitylibrary.org/page/7460059>
- Muxika, I., Borja, Á., & Bonne, W. (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5(1), 19–31. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.08.004>
- Neira, C., & Höpner, T. (1993). Fecal pellet production and sediment reworking potential of the polychaete *heteromastus filiformis* show a tide dependent periodicity. *Ophelia*, 37(3), 175–185. <https://doi.org/10.1080/00785326.1993.10429916>
- Neves, R. de A. F., Echeverría, C. A., & Pessoa, L. A. (2011). Resposta da espécie *Heleobia australis* (gastropoda: hydrobiidae) a variações de salinidade e exposição a hidrocarbonetos. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 24(2), 19–25.
- Newton, A., Brito, A. C., Icely, J. D., & Derolez, V. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. Em *Journal for Nature Conservation* (Vol. 44, p. 50–65). Elsevier GmbH. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
- Ni, D., Zhang, Z., & Liu, X. (2019). Benthic ecological quality assessment of the Bohai Sea, China

- using marine biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 457–464.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.055>
- Obi, C. C., Adebuseye, S. A., Amund, O. O., Ugoji, E. O., Ilori, M. O., Hedman, C. J., & Hickey, W. J. (2017). Structural dynamics of microbial communities in polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated tropical estuarine sediments undergoing simulated aerobic biotreatment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(10), 4299–4314. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8151-6>
- Obolewski, K., Glińska-Lewczuk, K., & Astel, A. (2018). Lost connectivity between a coastal lagoon and the sea – implications of floodgate closure for benthic macroinvertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 211, 77–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.02.012>
- Okumura, D. T., & Rocha, O. (2020). Life history traits of the exotic freshwater snail *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda, Thiaridae), and its sensitivity to common stressors in freshwaters. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x0819>
- Oliveira, L. P. H. de. (1953). Crustacea Amphipoda do Rio de Janeiro. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 51, 289–376. <https://doi.org/>. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02761953000100009>
- Oliveira, M. A. de. (2008). *A superfamília Sphaeromatoidea (Crustacea, Isopoda) no nordeste do Brasil* [Dissertação]. Universidade Federal de Pernambuco.
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., & Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology and Evolution*, 30(11), 673–684.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Ozkay, F., Tas, I., Ozkandan, H., Gunal, A. C., Yeter, T., Gorgisen, C., Cakir, B. I., Kutlu, B., Inan, M. S., & Ates, E. (2022). Use of Active Microorganism in Improving Pond Water Quality: Case Study of Beytepe Pond. *Current Trends in Natural Sciences*, 11(21), 399–407.
<https://doi.org/10.47068/ctns.2022.v11i21.044>
- Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16, 229–331.
- Pelletier, M. C., & Charpentier, M. (2023). Assessing the relative importance of stressors to the benthic index, M-AMBI: An example from U.S. estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 186.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114456>
- Pelletier, M. C., Gillett, D. J., Hamilton, A., Grayson, T., Hansen, V., Leppo, E. W., Weisberg, S. B., & Borja, A. (2018). Adaptation and application of multivariate AMBI (M-AMBI) in US coastal waters. *Ecological Indicators*, 89, 818–827. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.067>
- Pérez-Ruzafa, A., Campillo, S., Fernández-Palacios, J. M., García-Lacunza, A., García-Oliva, M., Ibañez, H., Navarro-Martínez, P. C., Pérez-Marcos, M., Pérez-Ruzafa, I. M., Quispe-Becerra, J. I., Sala-Mirete, A., Sánchez, O., & Marcos, C. (2019). Long-term dynamic in nutrients, chlorophyll a, and water quality parameters in a coastal lagoon during a process of eutrophication for decades, a sudden break and a relatively rapid recovery. *Frontiers in Marine Science*, 6(FEB). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00026>
- Pessoa, L. A., Paiva, P. C., Paranhos, R., Freitas, M. A. V., & Echeverría, C. A. (2020). Intra-annual variation in rainfall and its influence of the adult's Cyprideis spp (Ostracoda, crustacea) on a eutrophic estuary (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 80(2), 449–459. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.216263>
- Piló, D., Pereira, F., Carriço, A., Cúrdia, J., Pereira, P., Gaspar, M. B., & Carvalho, S. (2015). Temporal variability of biodiversity patterns and trophic structure of estuarine macrobenthic assemblages along a gradient of metal contamination. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 286–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.06.018>
- Pinheiro, M.A.A.; Santana, W.; Boos, H.; Matsunaga, A.M.F.; Lianos, L. (2016). Avaliação do caranguejo *Neohelice granulata* (Dana, 1851) (Decapoda: Varunidae). Em M. Pinheiro & H. Boos (Orgs.), *Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014* (p. 459–466). Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC.
https://www.researchgate.net/publication/310796205_Avaliacao_do_Caranguejo_Neohelice_gra

- nulata_Dana_1851_Decapoda_Varunidae
- Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B. D., Neto, J. M., & Marques, J. C. (2009). Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. Em *Ecological Indicators* (Vol. 9, Número 1, p. 1–25). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.005>
- Pires-Vanin, A. M. S., Muniz, P., & de Léo, F. C. (2011). Benthic macrofauna structure in the northeast area of todos os santos bay, bahia state, Brazil: Patterns of spatial and seasonal distribution. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(1), 27–42. <https://doi.org/10.1590/s1679-87592011000100003>
- Poirier, D., Costa, S. J., & Renato, S. (2018). Predominance of phytoplankton-derived dissolved and particulate organic carbon in a highly eutrophic tropical coastal embayment (Guanabara Bay , Rio de Janeiro, Brazil). *Biogeochemistry*, 137, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0405-y>
- Ponti, M., Vadrucci, M. R., Orfanidis, S., & Pinna, M. (2009). Biotic indices for ecological status of transitional water ecosystems. *Transitional Waters Bulletin*, 3(3), 32–90. <https://doi.org/10.1285/i1825229Xv3n3p32>
- Pritchard, D. W. (1952). Estuarine Hydrography. *Advances in Geophysics*, 1, 243–289. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2687\(08\)60208-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2687(08)60208-3)
- Ricevuto, E., Vizzini, S., Lardicci, C., & Gomes, A. S. (2013a). Spatial variability of macrozoobenthic community and trophic structure of a subtropical lagoon on southeastern Brazil`s atlantic coast. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(2), 113–128.
- Ricevuto, E., Vizzini, S., Lardicci, C., & Gomes, A. S. (2013b). Spatial variability of macrozoobenthic community and trophic structure of a subtropical lagoon on southeastern Brazil`s atlantic coast. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(2), 113–128.
- Rios, E. de C. (2009). *Compendium of Brazilian sea shells*. (1° ed). Evangraf.
- Rossi, F., Castelli, A., & Lardicci, C. (2006). Distribution of macrobenthic assemblages along a marine gradient in Mediterranean eutrophic coastal lagoons. *Marine Ecology*, 27, 66–75. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00078.x>
- Rousi, H., Korpinen, S., & Bonsdorff, E. (2019). Brackish-water benthic fauna under fluctuating environmental conditions: The role of eutrophication, hypoxia, and global change. *Frontiers in Marine Science*, 6(JUL). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00464>
- Saeedi, H., Warren, D., & Brandt, A. (2022). The Environmental Drivers of Benthic Fauna Diversity and Community Composition. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.804019>
- Salazar-Vallejo, S. I., Rizzo, A. E., Ángel de León-González, J., & Brauko, K. M. (2019). Four new caribbean sigambra species (Annelida, pilargidae), and clarifications of three other sigambra species. *ZooKeys*, 2019(893), 21–50. <https://doi.org/10.3897/zookeys.893.39594>
- Scheffer, M., Carpenter, S. R., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591–596. <https://www.researchgate.net/publication/200033509>
- Schulze, A., & Kawauchi, G. Y. (2021). How many sipunculan species are hiding in our oceans? *Diversity*, 13(2), 1–15. <https://doi.org/10.3390/d13020043>
- Scipione, M. B. (2013). On the presence of the Mediterranean endemic *Microdeutopus sporadhi* Myers, 1969 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) in the Gulf of Naples (Italy) with a review on its distribution and ecology. *Mediterranean Marine Science*, 14(3), 56–63. <https://doi.org/10.12681/mms.650>
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Serejo, C. S. (2004). Talitridae (Amphipoda, Gammaridea) from the Brazilian coastline. *Zootaxa*, 646(1), 1. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.646.1.1>
- Shivarudrappa, S. K., & Briggs, K. B. (2017). Macrobenthos community succession in the northern Gulf of Mexico hypoxic regions: Testing the Pearson-Rosenberg model. *Journal of Marine Research*, 75(1), 19–47. <https://doi.org/10.1357/002224017821219036>
- Silva, C. F., Seixas, V. C., Barroso, R., Di Domenico, M., Amaral, A. C. Z., & Paiva, P. C. (2017).

- Demystifying the *Capitella capitata* complex (Annelida, Capitellidae) diversity by morphological and molecular data along the Brazilian coast. *PLoS ONE*, 12(5), 1–32.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177760>
- Silva, A. M. da. (2015). *Distribuição espacial e temporal de poliquetas no sistema lagunar Maricá-Guarapina (RJ – Brasil)* [Dissertação]. Universidade Federal Fluminense.
- Silva, C. F. da. (2017). *Descobrendo novos Capitellidae (Annelida) do Brasil* [Universidade Estadual de Campinas]. <http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/325528>
- Silva-Camacho, D. D. S., Gomes, R. D. S., Santos, J. N. S., & Araújo, F. G. (2017). Distribution of benthic fauna in sediment grains and prop roots of a mangrove channel in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97(2), 377–385.
<https://doi.org/10.1017/S0025315416000485>
- Silva-Cavalcanti, J. S., & Costa, M. F. (2011). Fisheries of *Anomalocardia brasiliana* in tropical estuaries. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 6(2), 86–99.
<https://www.researchgate.net/publication/286886136%0AFisheries>
- Silvestre, C. P., Silva, A. L. C. da, Silva, M. A. M. da, Neto, J. A. B., & Vasconcelos, S. C. de. (2017). Geomorfologia, sedimentação e processos atuantes na lagoa de Maricá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 18(2), 237–256. <https://doi.org/10.20502/rbg.v18i2.1111>
- Smith, D. G., & Heard, R. W. (2001). A new species of chelorchestia (Amphipoda: Talitridae) from southwest Florida, with comments on other species within the genus. *Journal of Crustacean Biology*, 21(4), 1031–1041. [https://doi.org/10.1651/0278-0372\(2001\)021\[1031:ansoca\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1651/0278-0372(2001)021[1031:ansoca]2.0.co;2)
- Snelgrove, P. V. R., & Butman, C. A. (1994). Animal-Sediment Relationships Revisited: Cause Versus Effect. *Oceanography and marine biology*, 32, 111–177.
- Souza, F. M., Gilbert, E. R., Brauko, K. M., Lorenzi, L., Machado, E., & Camargo, M. G. (2021). Macrobenthic community responses to multiple environmental stressors in a subtropical estuary. *PeerJ* 9:e12427, 25. <https://doi.org/10.7717/peerj.12427>
- Souza, L. L., Senna, A. R., Otaguiri, B. A., & Colpo, K. D. (2013). Primeiro registro de *Chelorchestia darwini* (Müller, 1864) (Crustacea: Amphipoda: Talitridae) associada ao “Bostrychietum”, em uma área de manguezal em Praia Grande, norte do Estado de São Paulo. *Cadernos UniFOA*, 21, 85–91.
- Srinivas, T., Sukumaran, S., Mulik, J., & Dias, H. Q. (2019). Community structure of benthic amphipods in four estuaries of northwest India. *Regional Studies in Marine Science*, 27. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100532>
- Suhett, A. L., Amado, A. M., Meirelles-Pereira, F., Scofield, V., Jacques, S. M. de S., Laque, T., & Farjalla, V. F. (2013). Origin, concentration, availability and fate of dissolved organic carbon in coastal lagoons of the Rio de Janeiro State. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(3), 326–340.
<https://doi.org/10.1590/s2179-975x2013000300011>
- Tee, H. S., Waite, D., Lear, G., & Handley, K. M. (2021). Microbial river-to-sea continuum: gradients in benthic and planktonic diversity, osmoregulation and nutrient cycling. *Microbiome*, 9(1). <https://doi.org/10.1186/s40168-021-01145-3>
- Tuholske, C., Halpern, B. S., Blasco, G., Villasenor, J. C., Frazier, M., & Caylor, K. (2021). Mapping global inputs and impacts from of human sewage in coastal ecosystems. *PLoS ONE*, 16(11 November). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258898>
- Umehara, A., Borja, Á., Ishida, A., Nakai, S., & Nishijima, W. (2022). Responses of the benthic environment to reduction in anthropogenic nutrient loading in the Seto Inland Sea (Japan), based on M-AMBI assessment. *Marine Environmental Research*, 173. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105509>
- Umehara, A., Nakai, S., Okuda, T., Ohno, M., & Nishijima, W. (2019). Benthic quality assessment using M-AMBI in the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Environmental Research*, 148, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.05.007>
- Valencia, B., & Giraldo, A. (2009). A new species of the genus *Chelorchestia* (Amphipoda, Talitridae) from Palma Island, Malaga Bay, Pacific coast of Colombia. *Crustaceana*, 82(1), 1–10.
<https://doi.org/10.1163/156854008X363768>
- Van Colen, C., Ong, E. Z., Briffa, M., Wetthey, D. S., Abatih, E., Moens, T., & Woodin, S. A. (2020). Clam feeding plasticity reduces herbivore vulnerability to ocean warming and acidification.

- Nature Climate Change*, 10(2), 162–166. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0679-2>
- Vaquer-Sunyer, R., & Duarte, C. M. (2011). Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms. *Global Change Biology*, 17, 1788–1797. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02343.x>
- Venturini, N., Pita, A. L., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandratavicius, N., Hutton, M., & Muniz, P. (2012). Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): Linkages with natural and human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 139–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.016>
- Veríssimo, H., Neto, J. M., Teixeira, H., Franco, J. N., Fath, B. D., Marques, J. C., & Patrício, J. (2012). Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. *Ecological Indicators*, 19, 130–143. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.014>
- Verween, A., Vincx, M., & Degraer, S. (2014). *Mytilopsis leucophaeata*: The brackish water equivalent of *Dreissena polymorpha*? A review. Em G. Velde, S. Rajagopal, & A. Vaate (Orgs.), *The Zebra Mussel in Europe* (Número January 2006, p. 29–44). Backhuys Publishers.
- Villalobos-guerrero, T. F. (2012). Ficha técnica y análisis de riesgo de *Alitta succinea* (Leuckart in Frey & Leuckart, 1847) (Polychaeta: Nereididae). *Invertebrados marinos exóticos en el Pacífico mexicano*, January 2012, 131–165. <https://doi.org/10.13140/2.1.3868.5124>
- Wal, D. Van Der, Lambert, G. I., Ysebaert, T., Plancke, Y. M. G., & Herman, P. M. J. (2017). Hydrodynamic conditioning of diversity and functional traits in subtidal estuarine macrozoobenthic communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 197, 80–92.
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29–38.
- Wang, J., Long, Y., Yu, G., Wang, G., Zhou, Z., Li, P., Zhang, Y., Yang, K., & Wang, S. (2022). A Review on Microorganisms in Constructed Wetlands for Typical Pollutant Removal: Species, Function, and Diversity. Em *Frontiers in Microbiology* (Vol. 13). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.845725>
- Wang, X., Sun, R., Tian, Y., Guo, K., Sun, H., Liu, X., Chu, H., & Liu, B. (2020). Long-Term Phytoremediation of Coastal Saline Soil Reveals Plant Species-Specific Patterns of Microbial Community Recruitment. *mSystems*, 5(2). <https://doi.org/10.1128/msystems.00741-19>
- Watson, S. C. L., Paterson, D. M., Widdicombe, S., & Beaumont, N. J. (2018). Evaluation of estuarine biotic indices to assess macro-benthic structure and functioning following nutrient remediation actions: A case study on the Eden estuary Scotland. *Regional Studies in Marine Science*, 24, 379–391. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.09.012>
- Weis, W. A. (2017). *Ecologia de *Laeonereis acuta* como bioindicador em estuários* [Tese, Universidade Federal de Santa Catarina]. <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/182790>
- Wiesebron, L. E., Steiner, N., Morys, C., Ysebaert, T., & Bouma, T. J. (2021). Sediment bulk density effects on benthic macrofauna burrowing and bioturbation behavior. *Frontiers in Marine Science*, 8, 1–16. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.707785>
- Wildsmith, M. D., Rose, T. H., Potter, I. C., Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (2011). Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 525–538. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.031>
- Xu, X., Liu, W., Tian, S., Wang, W., Qi, Q., Jiang, P., Gao, X., Li, F., Li, H., & Yu, H. (2018). Petroleum Hydrocarbon-Degrading Bacteria for the Remediation of Oil Pollution Under Aerobic Conditions: A Perspective Analysis. Em *Frontiers in Microbiology* (Vol. 9). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02885>
- Zink, K.-G., Furtado, A. L. S., Casper, P., & Schwark, L. (2004). Organic matter composition in the sediment of three Brazilian coastal lagoons-District of Macaé, Rio de Janeiro (Brazil). *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 76(1), 29–47. www.scielo.br/aabc

10. APÊNDICES

Tabela 5: Campanhas de amostragem da pesquisa.

Campanhas	Meses	Estação	Tratamento
1 ^a	Janeiro/21	Chuvosa	Pré
2 ^a	Agosto/21	Seca	Pré
3 ^a	Novembro/21	Chuvosa	Pré
4 ^a	Fevereiro/22	Chuvosa	Pós
5 ^a	Maio/22	Seca	Pós
6 ^a	Agosto/22	Seca	Pós
7 ^a	Novembro/22	Chuvosa	Pós
8 ^a	Fevereiro/23	Chuvosa	Pós
9 ^a	Maio/23	Seca	Pós
10 ^a	Agosto/23	Seca	Pós
11 ^a	Novembro/23	Chuvosa	Pós
12 ^a	Fevereiro/24	Chuvosa	Pós

Tabela 6: Estatísticas descritivas dos parâmetros in situ por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
Temperatura (°C)	Próximo	Pré	Seca	26,1 ± 0,5	25,5 – 27,0	1,83
	Próximo	Pré	Chuvosa	30,4 ± 2,7	26,3 – 34,4	8,80
	Distante	Pré	Seca	26,4 ± 0,3	25,8 – 26,9	1,01
	Distante	Pré	Chuvosa	29,6 ± 2,9	25,5 – 33,9	9,73
	Próximo	Pós	Seca	24,6 ± 2,1	21,1 – 29,0	8,58

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
O.D. (mg/L)	Próximo	Pós	Chuvosa	30,3 ± 2,4	26,1 – 34,8	7,92
	Distante	Pós	Seca	24,2 ± 1,7	22,3 – 27,6	7,11
	Distante	Pós	Chuvosa	29,7 ± 2,1	26,8 – 33,7	7,09
	Próximo	Pré	Seca	6,4 ± 0,2	5,9 – 6,7	3,54
	Próximo	Pré	Chuvosa	5,6 ± 1,9	0,3 – 9,2	33,42
	Distante	Pré	Seca	6,9 ± 0,3	6,5 – 7,2	3,87
	Distante	Pré	Chuvosa	6,1 ± 2,8	2,1 – 16,4	45,77
	Próximo	Pós	Seca	8,8 ± 3,7	1,2 – 21,1	42,41
	Distante	Pós	Chuvosa	7,9 ± 2,5	2,1 – 15,0	31,01
Salinidade	Distante	Pós	Seca	9,6 ± 3,4	4,6 – 16,8	35,58
	Distante	Pós	Chuvosa	8,2 ± 2,3	2,4 – 20,0	28,30
	Próximo	Pré	Seca	11,2 ± 0,4	10,2 – 11,8	3,64
	Próximo	Pré	Chuvosa	6,4 ± 3,1	1,1 – 14,0	48,08
	Distante	Pré	Seca	12,0 ± 1,9	11,3 – 18,9	15,96
	Distante	Pré	Chuvosa	6,6 ± 2,8	3,3 – 10,0	42,20
	Próximo	Pós	Seca	6,7 ± 1,9	4,7 – 13,0	28,40
	Próximo	Pós	Chuvosa	4,8 ± 1,1	2,0 – 7,1	22,29
	Distante	Pós	Seca	7,1 ± 1,8	5,2 – 10,5	25,29
Cond. (mS/Cm)	Distante	Pós	Chuvosa	5,3 ± 0,8	3,7 – 7,0	14,76
	Próximo	Pré	Seca	19,0 ± 0,6	17,5 – 19,5	3,21
	Próximo	Pré	Chuvosa	11,0 ± 4,6	2,1 – 17,3	41,84
	Distante	Pré	Seca	19,4 ± 0,3	19,0 – 20,0	1,63
	Distante	Pré	Chuvosa	12,3 ± 6,6	6,1 – 36,5	53,24
	Próximo	Pós	Seca	11,3 ± 3,5	1,7 – 21,6	30,87
	Próximo	Pós	Chuvosa	8,6 ± 1,8	4,7 – 12,5	20,74
	Distante	Pós	Seca	11,7 ± 3,5	6,1 – 17,8	30,18

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
	Distante	Pós	Chuvosa	9,5 ± 1,5	5,7 – 13,6	15,48
Turbidez (NTU)	Próximo	Pré	Seca	65,0 ± 42,6	36,3 – 165,0	65,47
	Próximo	Pré	Chuvosa	29,5 ± 43,9	3,5 – 229,0	148,83
	Distante	Pré	Seca	56,8 ± 42,7	35,2 – 162,0	75,06
	Distante	Pré	Chuvosa	14,5 ± 6,7	3,0 – 36,5	46,12
	Próximo	Pós	Seca	21,8 ± 14,4	2,8 – 75,9	66,19
	Próximo	Pós	Chuvosa	42,4 ± 63,4	3,1 – 486,0	149,61
	Distante	Pós	Seca	25,8 ± 11,0	9,0 – 73,2	42,51
	Distante	Pós	Chuvosa	45,0 ± 47,5	2,8 – 274,0	105,61
pH	Próximo	Pré	Seca	7,7 ± 0,1	7,4 – 8,0	1,91
	Próximo	Pré	Chuvosa	8,3 ± 0,9	5,4 – 10,3	11,34
	Distante	Pré	Seca	7,8 ± 0,1	7,6 – 7,9	1,50
	Distante	Pré	Chuvosa	8,5 ± 1,1	6,1 – 10,8	13,49
	Próximo	Pós	Seca	7,6 ± 0,5	6,5 – 8,9	7,01
	Próximo	Pós	Chuvosa	8,0 ± 0,6	6,5 – 9,4	7,44
	Distante	Pós	Seca	7,7 ± 1,0	5,1 – 9,1	13,51
	Distante	Pós	Chuvosa	8,2 ± 0,5	7,1 – 9,6	6,59
ORP (mV)	Próximo	Pré	Seca	156,1 ± 15,4	122,0 – 180,0	9,87
	Próximo	Pré	Chuvosa	69,8 ± 82,3	(-222,0) – 179,0	117,79
	Distante	Pré	Seca	165,1 ± 8,5	149,0 – 181,0	5,15
	Distante	Pré	Chuvosa	79,8 ± 60,8	(-22,0) – 179,0	76,19
	Próximo	Pós	Seca	121,3 ± 67,0	(-134,0) – 193,0	55,26
	Próximo	Pós	Chuvosa	101,5 ± 32,4	(-42,0) – 178,0	31,98
	Distante	Pós	Seca	122,0 ± 65,0	(-1,0) – 216,0	53,24
	Distante	Pós	Chuvosa	109,3 ± 20,2	74,0 – 196,0	18,50
TDS (g/L)	Próximo	Pré	Seca	6,6 ± 0,4	5,2 – 6,9	6,36

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
	Próximo	Pré	Chuvosa	4,6 ± 1,3	1,1 – 6,4	29,53
	Distante	Pré	Seca	6,9 ± 0,1	6,7 – 7,1	1,46
	Distante	Pré	Chuvosa	4,9 ± 1,3	3,2 – 6,4	27,48
	Próximo	Pós	Seca	7,3 ± 1,9	5,3 – 13,4	25,46
	Próximo	Pós	Chuvosa	5,4 ± 1,1	3,0 – 7,7	19,99
	Distante	Pós	Seca	7,6 ± 1,8	3,8 – 11,1	24,19
	Distante	Pós	Chuvosa	5,9 ± 0,8	4,2 – 7,6	13,51
Profundidade (m)	Próximo	Pré	Seca	1,2 ± 0,4	0,4 – 1,8	38,29
	Próximo	Pré	Chuvosa	1,0 ± 0,5	0,3 – 1,9	47,37
	Distante	Pré	Seca	1,4 ± 0,4	0,8 – 1,9	26,66
	Distante	Pré	Chuvosa	1,5 ± 0,3	0,7 – 1,9	21,46
	Próximo	Pós	Seca	1,1 ± 0,5	0,4 – 2,0	44,21
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,9 ± 0,5	0,2 – 1,8	60,61
	Distante	Pós	Seca	1,6 ± 0,4	0,8 – 2,3	22,74
	Distante	Pós	Chuvosa	1,5 ± 0,3	0,8 – 1,9	22,04

Tabela 7: Estatísticas descritivas das variáveis ambientais da coluna d'água por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
Clorofila a (µg/L)	Próximo	Pré	Seca	7,1 ± 4,2	1,5 – 17,1	59,66
	Próximo	Pré	Chuvosa	6,0 ± 5,6	1,3 – 21,7	93,75
	Distante	Pré	Seca	10,7 ± 7,7	1,9 – 25,1	72,14
	Distante	Pré	Chuvosa	4,6 ± 4,5	0,0 – 14,7	97,55
	Próximo	Pós	Seca	8,1 ± 12,5	0,0 – 58,2	154,12

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
E. coli (NMP/100 mL)	Próximo	Pós	Chuvosa	14,2 ± 31,7	0,0 – 143,8	222,62
	Distante	Pós	Seca	9,7 ± 11,5	0,0 – 45,4	119,56
	Distante	Pós	Chuvosa	15,6 ± 33,1	0,0 – 130,4	211,80
	Próximo	Pré	Seca	0,3 ± 0,0	0,3 – 0,4	8,42
	Próximo	Pré	Chuvosa	349,8 ± 1698,8	0,3 – 9300,0	485,66
	Distante	Pré	Seca	1,8 ± 5,9	0,3 – 23,0	323,22
	Distante	Pré	Chuvosa	10,3 ± 11,3	0,3 – 23,0	109,47
	Próximo	Pós	Seca	149,4 ± 527,1	0,3 – 2400,0	352,82
	Próximo	Pós	Chuvosa	122,3 ± 487,5	0,0 – 2400,0	398,53
COT (%)	Distante	Pós	Seca	129,9 ± 526,3	0,3 – 2400,0	405,16
	Distante	Pós	Chuvosa	12,1 ± 39,7	3,0 – 240,0	327,13
	Próximo	Pré	Seca	9,8 ± 2,5	6,5 – 15,8	25,93
	Próximo	Pré	Chuvosa	14,3 ± 9,9	3,6 – 30,5	69,42
	Distante	Pré	Seca	9,8 ± 2,5	6,4 – 14,8	25,31
	Distante	Pré	Chuvosa	14,2 ± 9,6	3,6 – 30,5	67,23
	Próximo	Pós	Seca	17,0 ± 7,5	4,6 – 34,2	44,27
	Próximo	Pós	Chuvosa	15,2 ± 10,0	3,6 – 33,0	65,41
	Distante	Pós	Seca	18,4 ± 9,5	5,6 – 39,1	51,48
Nitrate (mg/L)	Distante	Pós	Chuvosa	14,5 ± 8,2	4,3 – 31,1	56,83
	Próximo	Pré	Seca	0,9 ± 0,9	0,4 – 4,0	94,94
	Próximo	Pré	Chuvosa	0,4 ± 0,9	0,1 – 5,3	235,07
	Distante	Pré	Seca	0,7 ± 0,2	0,6 – 1,1	23,52
	Distante	Pré	Chuvosa	0,2 ± 0,2	0,1 – 0,7	71,47
	Próximo	Pós	Seca	0,7 ± 0,6	0,0 – 2,7	90,40
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,5 ± 0,6	0,0 – 2,8	106,98
	Distante	Pós	Seca	0,5 ± 0,4	0,0 – 1,4	83,08

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
Nitrito (mg/L)	Distante	Pós	Chuvosa	0,3 ± 0,5	0,0 – 3,4	136,25
	Próximo	Pré	Seca	0,0 ± 0,0	0,0 – 0,1	80,65
	Próximo	Pré	Chuvosa	0,1 ± 0,1	0,0 – 0,3	117,14
	Distante	Pré	Seca	0,0 ± 0,0	0,0 – 0,1	30,78
	Distante	Pré	Chuvosa	0,1 ± 0,1	0,0 – 0,3	119,10
	Próximo	Pós	Seca	0,1 ± 0,1	0,0 – 0,3	103,93
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,1 ± 0,2	0,0 – 0,8	171,94
	Distante	Pós	Seca	0,0 ± 0,1	0,0 – 0,6	157,09
N amoniacal (mg/L)	Distante	Pós	Chuvosa	0,1 ± 0,1	0,0 – 0,7	184,03
	Próximo	Pré	Seca	0,1 ± 0,0	0,0 – 0,1	64,12
	Próximo	Pré	Chuvosa	0,2 ± 0,4	0,0 – 2,1	170,52
	Distante	Pré	Seca	0,1 ± 0,0	0,1 – 0,1	27,93
	Distante	Pré	Chuvosa	0,1 ± 0,1	0,0 – 0,5	88,21
	Próximo	Pós	Seca	0,2 ± 0,5	0,0 – 3,7	262,80
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,3 ± 0,8	0,0 – 5,9	254,17
	Distante	Pós	Seca	0,1 ± 0,1	0,0 – 0,3	128,81
N total (mg/L)	Distante	Pós	Chuvosa	0,2 ± 0,3	0,0 – 1,9	152,44
	Próximo	Pré	Seca	1,4 ± 1,2	0,8 – 5,7	90,27
	Próximo	Pré	Chuvosa	1,6 ± 1,5	0,3 – 7,2	92,64
	Distante	Pré	Seca	1,1 ± 0,2	0,9 – 1,6	19,65
	Distante	Pré	Chuvosa	1,2 ± 0,3	0,4 – 1,7	26,24
	Próximo	Pós	Seca	1,1 ± 1,0	0,2 – 5,5	91,49
	Próximo	Pós	Chuvosa	1,0 ± 1,2	0,0 – 7,5	118,07
	Distante	Pós	Seca	0,7 ± 0,4	0,1 – 1,5	61,03
Fosfato (mg/L)	Distante	Pós	Chuvosa	0,6 ± 0,5	0,1 – 2,6	95,98
	Próximo	Pré	Seca	0,4 ± 0,2	0,3 – 0,7	37,22

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
	Próximo	Pré	Chuvosa	1,4 ± 1,2	0,1 – 3,2	90,77
	Distante	Pré	Seca	0,3 ± 0,1	0,3 – 0,7	38,67
	Distante	Pré	Chuvosa	1,4 ± 1,4	0,1 – 3,3	94,98
	Próximo	Pós	Seca	0,3 ± 0,3	0,0 – 1,1	86,81
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,6 ± 0,9	0,0 – 5,1	134,36
	Distante	Pós	Seca	0,2 ± 0,2	0,0 – 0,7	87,40
	Distante	Pós	Chuvosa	0,4 ± 0,4	0,0 – 1,5	102,17
DBO (mg/L)	Próximo	Pré	Seca	6,4 ± 4,5	2,2 – 21,8	69,24
	Próximo	Pré	Chuvosa	5,0 ± 2,7	1,0 – 15,9	53,01
	Distante	Pré	Seca	5,5 ± 2,1	2,2 – 9,9	39,04
	Distante	Pré	Chuvosa	4,8 ± 2,8	0,9 – 13,1	57,83
	Próximo	Pós	Seca	11,4 ± 6,2	2,5 – 25,6	53,80
	Próximo	Pós	Chuvosa	7,4 ± 4,2	2,2 – 30,2	56,30
	Distante	Pós	Seca	12,4 ± 7,9	2,1 – 31,8	63,76
	Distante	Pós	Chuvosa	6,6 ± 3,1	0,9 – 17,7	47,23
IQA	Próximo	Pré	Seca	71,9 ± 3,4	66,1 – 77,4	4,71
	Próximo	Pré	Chuvosa	72,5 ± 5,2	55,0 – 80,0	7,18
	Distante	Pré	Seca	74,1 ± 2,5	69,5 – 77,5	3,41
	Distante	Pré	Chuvosa	73,0 ± 6,0	56,8 – 82,5	8,15
	Próximo	Pós	Seca	71,8 ± 8,6	40,5 – 83,7	12,02
	Próximo	Pós	Chuvosa	73,5 ± 8,1	51,2 – 86,6	11,04
	Distante	Pós	Seca	72,6 ± 6,2	56,1 – 82,7	8,58
	Distante	Pós	Chuvosa	75,5 ± 7,0	59,3 – 88,6	9,23

Tabela 8: Estatísticas descritivas dos indicadores ecológicos da macrofauna por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
Riqueza	Próximo	Pré	Seca	5,5 ± 2,7	1,0 – 10,0	49,19
	Próximo	Pré	Chuvosa	5,2 ± 4,1	0,0 – 16,0	79,25
	Distante	Pré	Seca	4,8 ± 2,5	1,0 – 10,0	51,75
	Distante	Pré	Chuvosa	4,0 ± 1,8	0,0 – 7,0	46,57
	Próximo	Pós	Seca	7,2 ± 3,2	0,0 – 13,0	44,78
	Próximo	Pós	Chuvosa	7,2 ± 3,4	0,0 – 13,0	46,98
	Distante	Pós	Seca	5,3 ± 3,2	1,0 – 12,0	60,55
	Distante	Pós	Chuvosa	6,0 ± 3,1	1,0 – 13,0	52,29
Abund. (ind/m ²)	Próximo	Pré	Seca	2054,2 ± 1907,0	12,6 – 5286,7	92,84
	Próximo	Pré	Chuvosa	3455,0 ± 2738,7	0,0 – 8853,0	79,27
	Distante	Pré	Seca	6848,6 ± 20114,2	56,7 – 79149,3	293,70
	Distante	Pré	Chuvosa	2483,8 ± 3031,4	0,0 – 10573,0	122,05
	Próximo	Pós	Seca	6239,5 ± 9417,1	0,0 – 50130,0	150,93
	Próximo	Pós	Chuvosa	7122,3 ± 9040,9	0,0 – 39764,0	126,94
	Distante	Pós	Seca	2464,3 ± 4459,1	6,0 – 19027,0	180,95
	Distante	Pós	Chuvosa	4261,6 ± 8793,7	18,0 – 65980,0	206,35
Equitabilidade	Próximo	Pré	Seca	0,5 ± 0,2	0,1 – 1,0	52,97
	Próximo	Pré	Chuvosa	0,4 ± 0,3	0,0 – 1,0	63,46
	Distante	Pré	Seca	0,5 ± 0,3	0,1 – 1,0	53,17
	Distante	Pré	Chuvosa	0,6 ± 0,3	0,0 – 1,0	44,66
	Próximo	Pós	Seca	0,5 ± 0,2	0,1 – 1,0	43,29
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,5 ± 0,2	0,1 – 1,0	34,62
	Distante	Pós	Seca	0,6 ± 0,2	0,2 – 1,0	36,97
	Distante	Pós	Chuvosa	0,5 ± 0,2	0,1 – 0,9	45,14
Índice de Shannon (H')	Próximo	Pré	Seca	0,7 ± 0,5	0,0 – 1,7	69,68

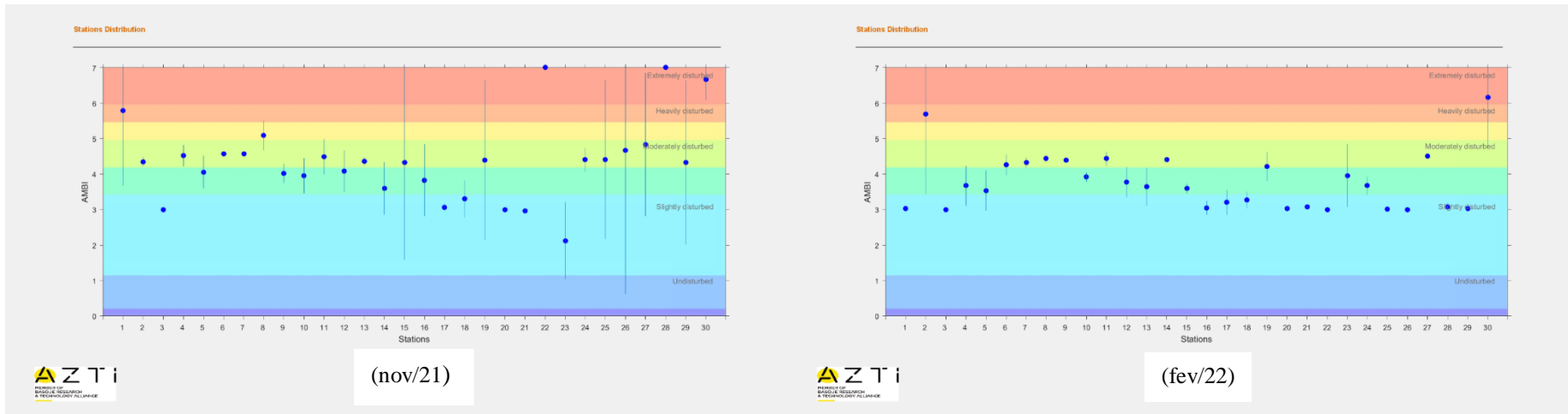
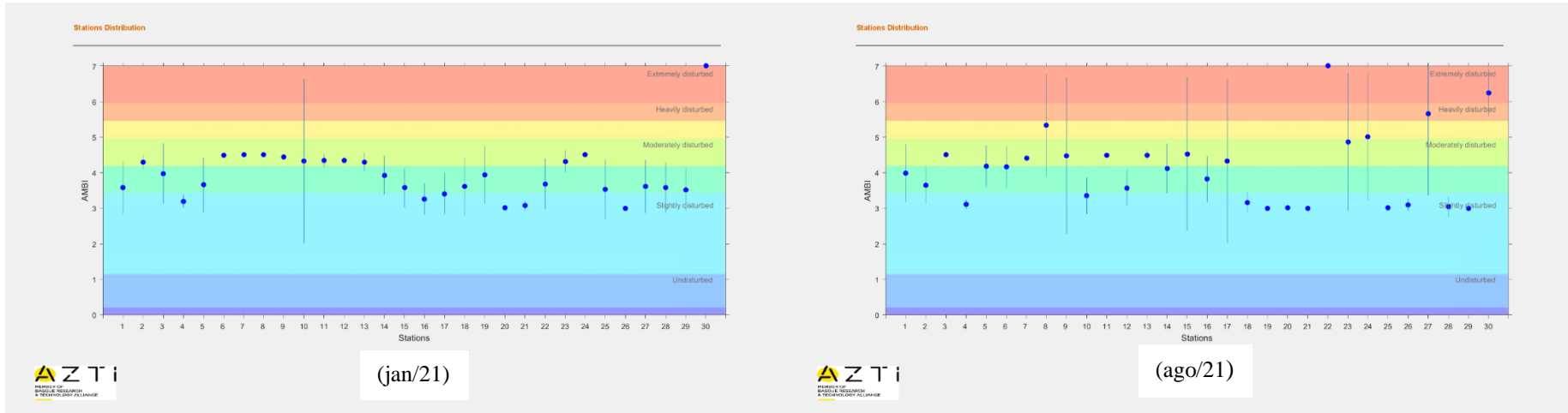
Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
	Próximo	Pré	Chuvosa	0,7 ± 0,6	0,0 – 1,9	92,82
	Distante	Pré	Seca	0,8 ± 0,5	0,0 – 1,6	63,43
	Distante	Pré	Chuvosa	0,7 ± 0,4	0,0 – 1,5	56,81
	Próximo	Pós	Seca	0,9 ± 0,4	0,0 – 1,6	45,95
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,9 ± 0,4	0,0 – 1,7	40,14
	Distante	Pós	Seca	0,8 ± 0,4	0,0 – 1,8	50,23
	Distante	Pós	Chuvosa	0,8 ± 0,4	0,0 – 1,8	55,26
Dominância	Próximo	Pré	Seca	0,6 ± 0,3	0,2 – 1,0	39,58
	Próximo	Pré	Chuvosa	0,6 ± 0,3	0,0 – 1,0	48,12
	Distante	Pré	Seca	0,6 ± 0,3	0,2 – 1,0	44,64
	Distante	Pré	Chuvosa	0,6 ± 0,2	0,0 – 1,0	41,04
	Próximo	Pós	Seca	0,5 ± 0,2	0,2 – 1,0	38,25
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,5 ± 0,2	0,2 – 1,0	35,47
	Distante	Pós	Seca	0,6 ± 0,2	0,2 – 1,0	36,61
	Distante	Pós	Chuvosa	0,6 ± 0,2	0,2 – 1,0	36,68
AMBI	Próximo	Pré	Seca	4,4 ± 0,9	3,0 – 6,3	21,12
	Próximo	Pré	Chuvosa	4,5 ± 0,9	3,5 – 7,0	19,82
	Distante	Pré	Seca	3,9 ± 1,1	3,0 – 7,0	27,94
	Distante	Pré	Chuvosa	3,8 ± 0,9	2,1 – 7,0	24,68
	Próximo	Pós	Seca	4,3 ± 0,9	2,9 – 7,0	19,98
	Próximo	Pós	Chuvosa	4,1 ± 0,9	2,7 – 7,0	21,83
	Distante	Pós	Seca	3,6 ± 0,7	2,4 – 5,7	20,39
	Distante	Pós	Chuvosa	3,5 ± 0,6	2,6 – 5,7	16,06
M-AMBI	Próximo	Pré	Seca	0,5 ± 0,2	0,1 – 0,9	48,57
	Próximo	Pré	Chuvosa	0,4 ± 0,3	0,0 – 0,9	57,99
	Distante	Pré	Seca	0,5 ± 0,2	0,0 – 0,9	46,35
	Distante	Pré	Chuvosa	0,5 ± 0,2	0,0 – 0,9	37,49

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
	Próximo	Pós	Seca	0,5 ± 0,2	0,0 – 0,9	41,07
	Próximo	Pós	Chuvosa	0,6 ± 0,2	0,0 – 0,9	38,94
	Distante	Pós	Seca	0,5 ± 0,2	0,1 – 0,9	34,13
	Distante	Pós	Chuvosa	0,6 ± 0,2	0,1 – 0,9	31,58

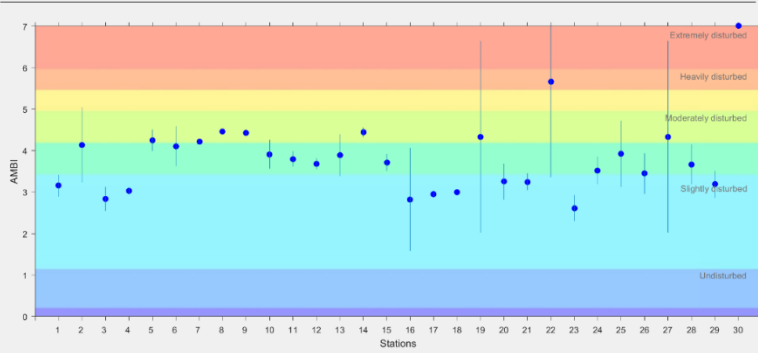
Tabela 9: Estatísticas descritivas das variáveis geoquímicas do sedimento por grupo espacial, período da biorremediação e estação do ano.

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
COT (%)	Próximo	Pré	Seca	4,5 ± 1,8	1,2 – 7,7	40,86
	Próximo	Pré	Chuvosa	4,1 ± 2,2	1,1 – 9,4	52,69
	Distante	Pré	Seca	4,6 ± 1,2	2,1 – 6,3	27,25
	Distante	Pré	Chuvosa	3,8 ± 0,9	2,2 – 6,0	23,56
	Próximo	Pós	Seca	2,0 ± 1,5	0,2 – 7,2	73,21
	Próximo	Pós	Chuvosa	1,8 ± 1,3	0,0 – 6,2	73,00
	Distante	Pós	Seca	2,5 ± 1,7	0,1 – 7,9	66,60
	Distante	Pós	Chuvosa	2,5 ± 1,3	0,3 – 6,7	54,01
Nitrogênio Total (mg/kg)	Próximo	Pré	Seca	1943,3 ± 1465,8	110,0 – 4780,0	75,43
	Próximo	Pré	Chuvosa	904,4 ± 1374,1	41,2 – 4590,0	151,94
	Distante	Pré	Seca	3279,3 ± 1103,1	1250,0 – 4770,0	33,64
	Distante	Pré	Chuvosa	1480,7 ± 1440,8	61,8 – 4260,0	97,31
	Próximo	Pós	Seca	2439,5 ± 1094,5	899,8 – 4812,2	44,87
	Próximo	Pós	Chuvosa	2008,2 ± 1232,1	230,0 – 4860,8	61,35
	Distante	Pós	Seca	3606,0 ± 1471,1	879,2 – 10746,4	40,80
	Distante	Pós	Chuvosa	2605,7 ± 1247,7	848,4 – 5812,8	47,88
Fósforo Total (mg/kg)	Próximo	Pré	Seca	554,0 ± 276,3	133,2 – 1167,1	49,87

Variável	Grupo Espacial	Biorremediação	Estação do ano	Média ± DP	Mín – Máx	CV (%)
	Próximo	Pré	Chuvosa	1747,6 ± 1509,6	153,5 – 4187,0	86,38
	Distante	Pré	Seca	507,7 ± 133,1	150,3 – 668,5	26,22
	Distante	Pré	Chuvosa	1682,7 ± 1421,1	206,3 – 3812,0	84,45
	Próximo	Pós	Seca	434,0 ± 617,5	42,1 – 2826,4	142,27
	Próximo	Pós	Chuvosa	334,3 ± 400,2	8,7 – 1524,5	119,73
	Distante	Pós	Seca	388,9 ± 544,2	19,0 – 2747,7	139,94
	Distante	Pós	Chuvosa	398,1 ± 389,5	0,3 – 1122,7	97,85
Fração Fina (%)	Próximo	Pré	Seca	77,0 ± 22,9	17,0 – 96,9	29,74
	Próximo	Pré	Chuvosa	53,5 ± 31,1	2,7 – 95,6	58,08
	Distante	Pré	Seca	81,6 ± 21,5	21,8 – 98,3	26,40
	Distante	Pré	Chuvosa	70,6 ± 17,5	37,9 – 98,0	24,83
	Próximo	Pós	Seca	45,6 ± 34,7	0,0 – 95,1	75,99
	Próximo	Pós	Chuvosa	50,8 ± 33,3	2,4 – 96,2	65,52
	Distante	Pós	Seca	62,3 ± 38,3	0,1 – 98,2	61,52
	Distante	Pós	Chuvosa	61,9 ± 34,5	4,3 – 99,1	55,81



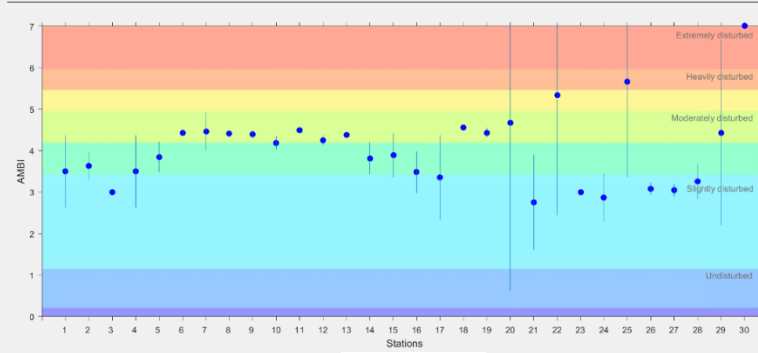
Stations Distribution



(mai/22)



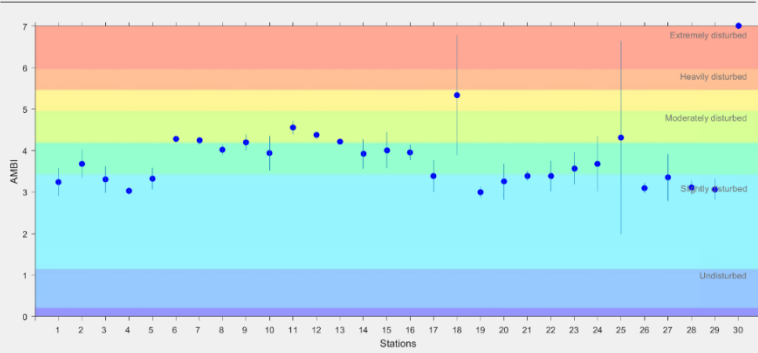
Stations Distribution



(ago/22)



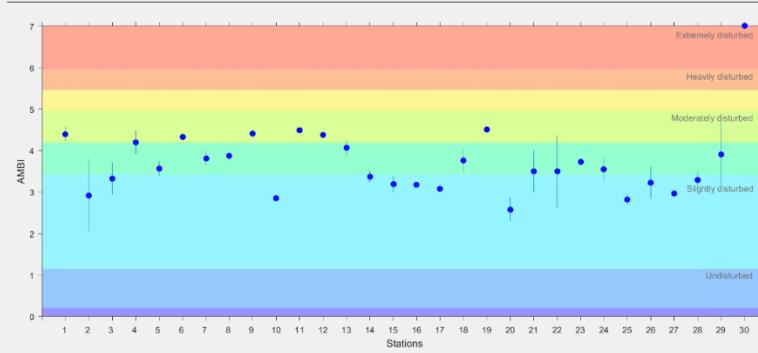
Stations Distribution



(nov/22)



Stations Distribution



(fev/23)



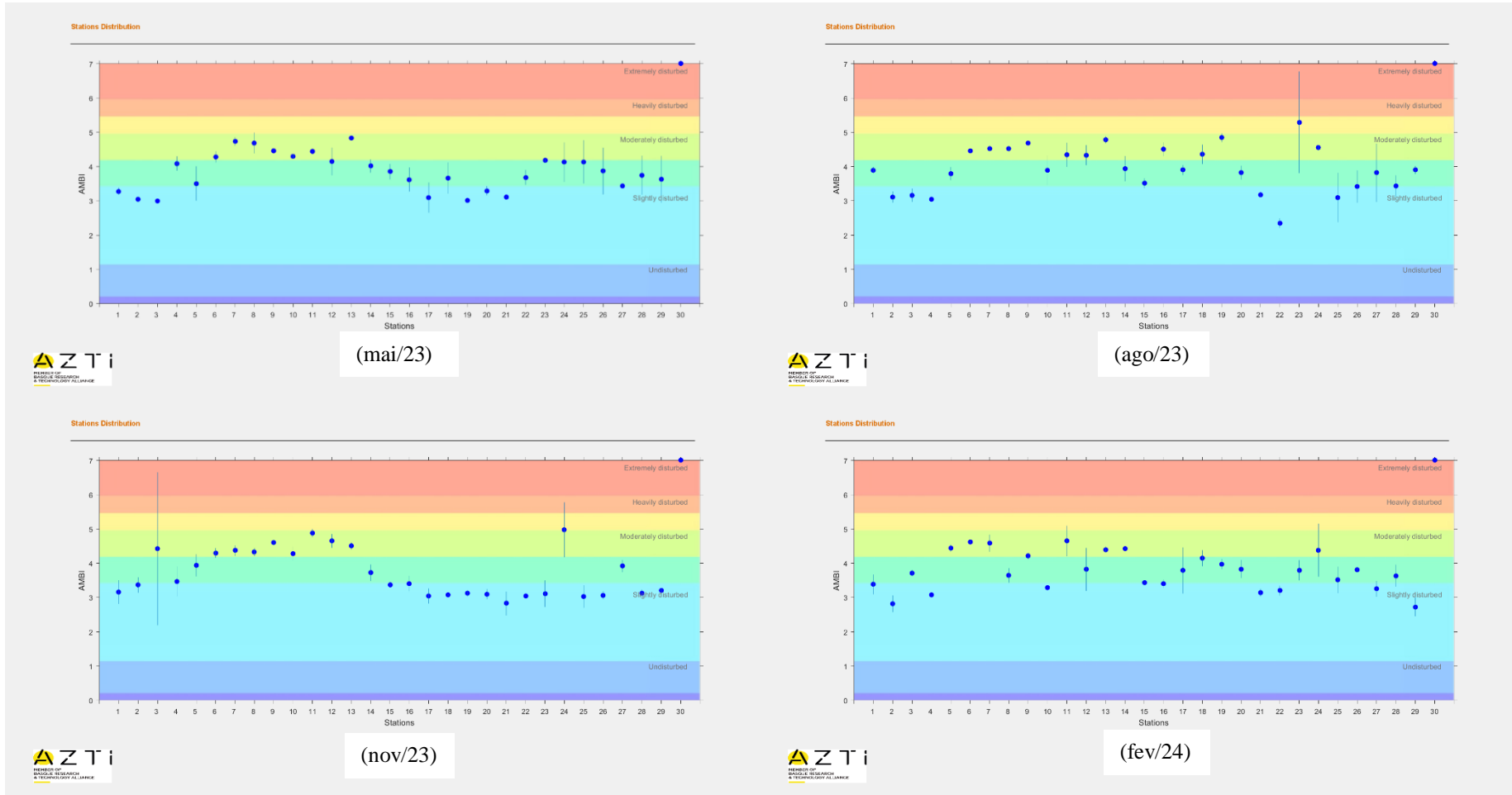
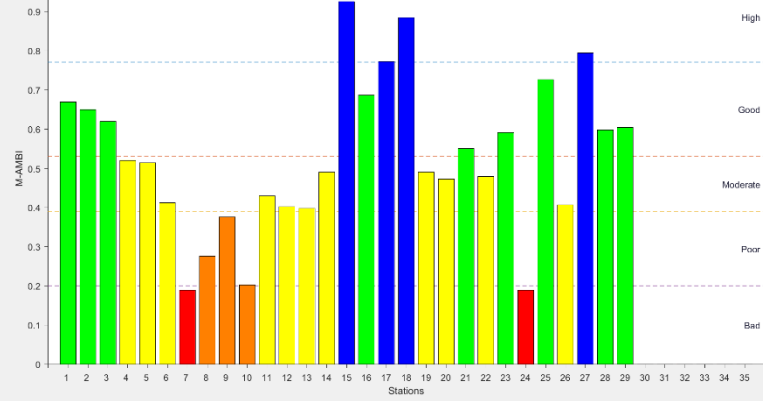
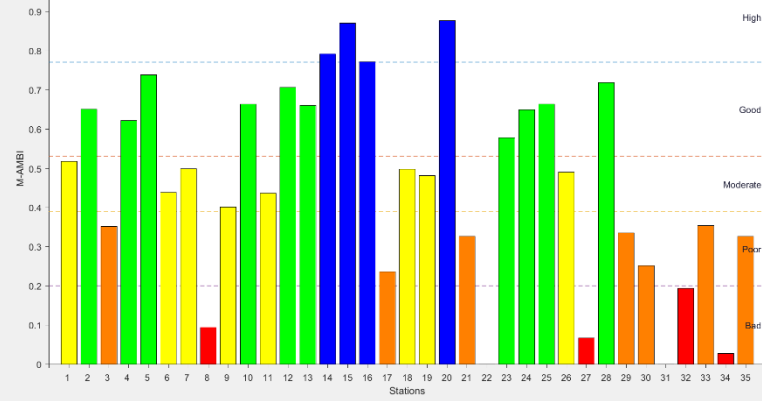


Figura 50: Valores de AMBI para cada estação amostral da Laguna de Araçatiba ao longo das 12 campanhas de monitoramento (jan/21 a fev/24).

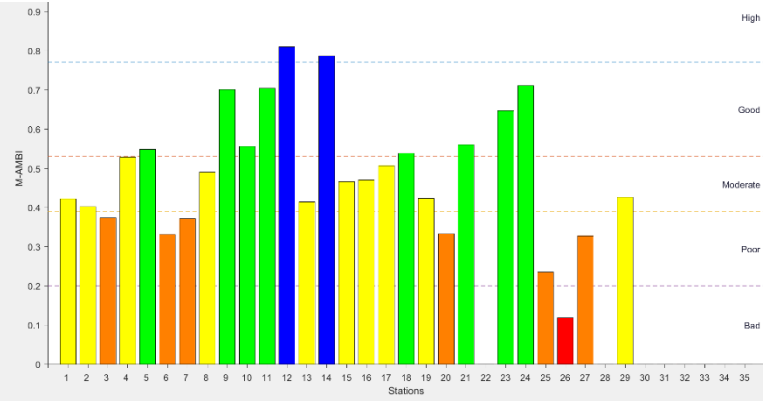
(jan/21)



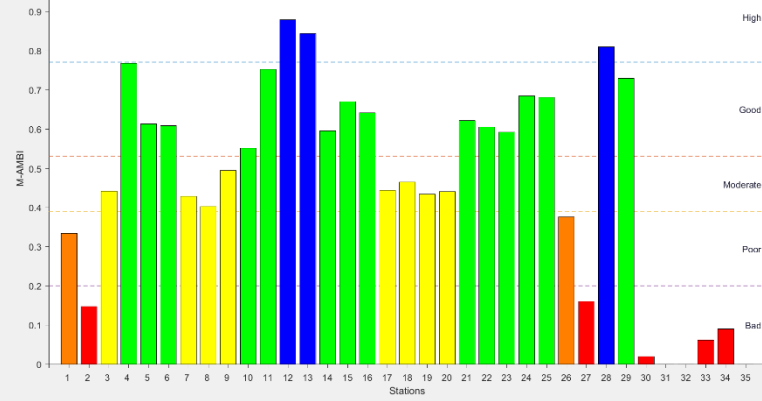
(ago/21)



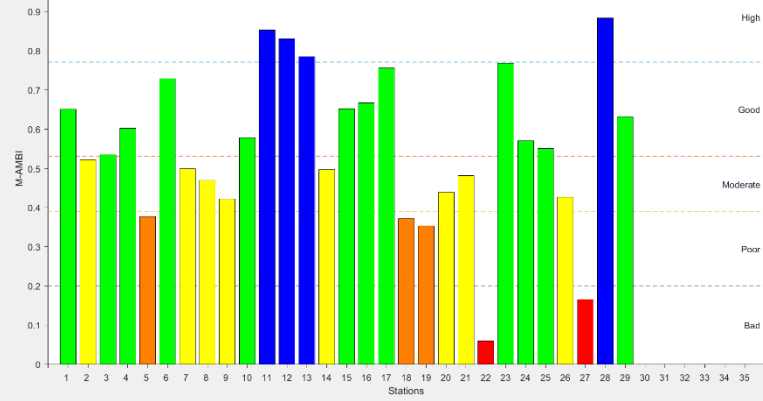
(nov/21)



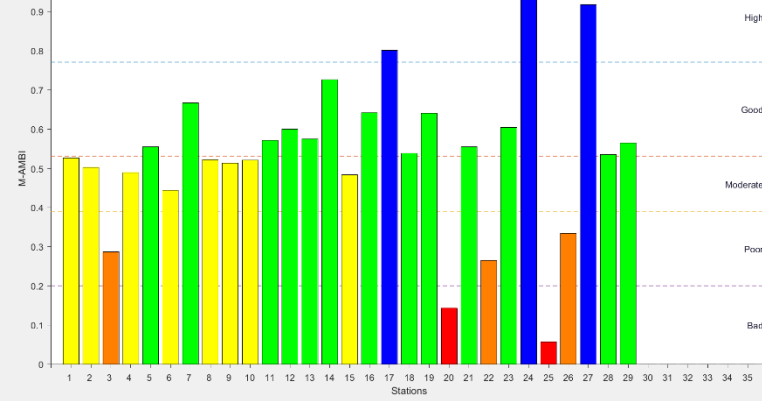
(fev/22)



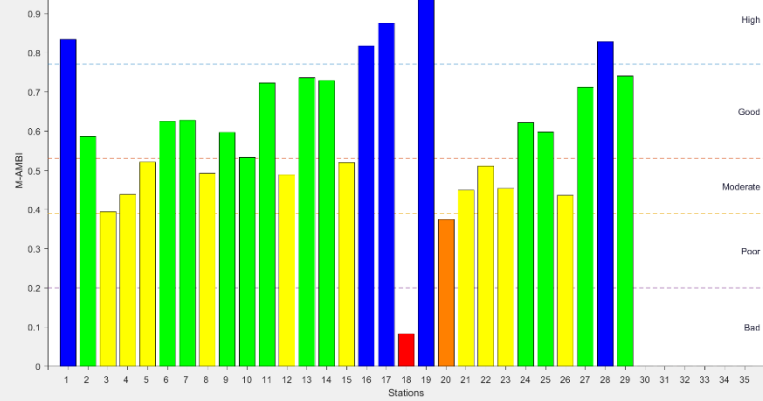
(mai/22)



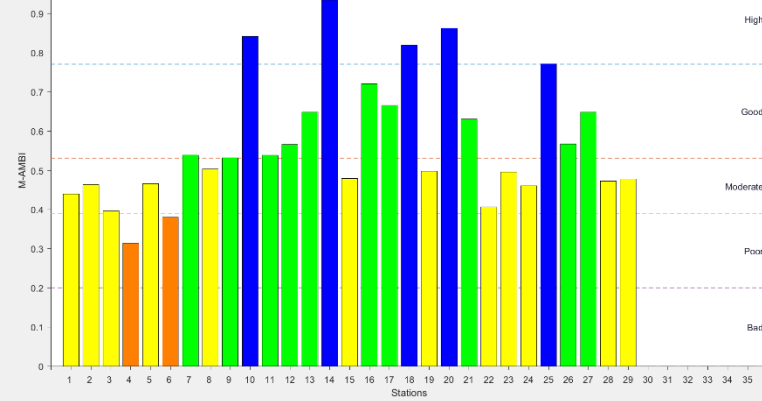
(ago/22)



(nov/22)



(fev/23)



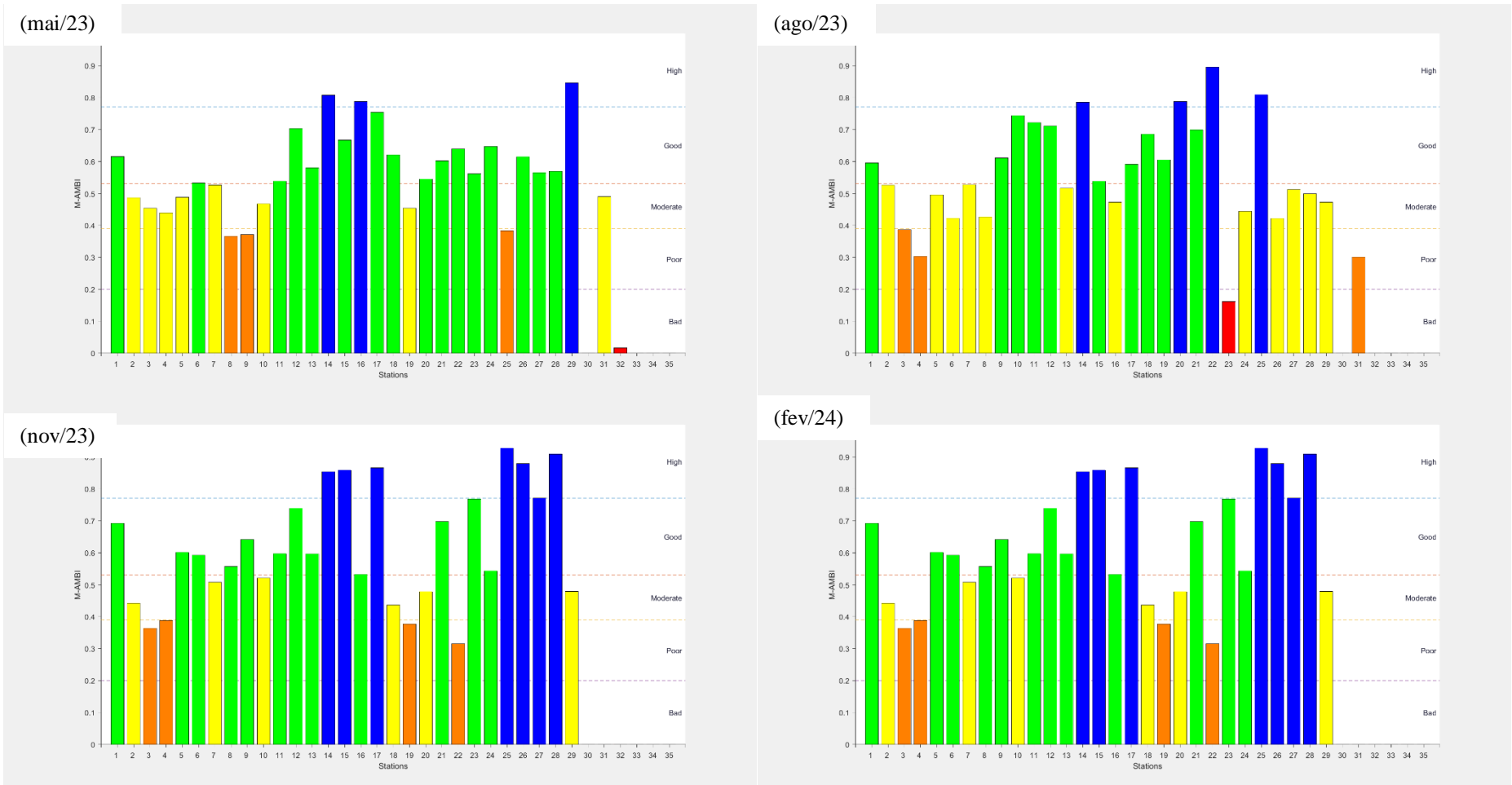


Figura 51: Valores de M-AMBI para cada estação amostral da Laguna de Araçatiba ao longo das 12 campanhas de monitoramento (jan/21 a fev/24).

Tabela 10: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações próximas à biorremediação no pré tratamento (ProPré). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.

	COT Sed	N Total Sed	P Total Sed	Fração Fina	Prof.	Temp	OD	Sal	Cond	Turb	Clor-a	E. coli	IQA	DBO	ORP	pH	COT Água	Nitrato	Fosfato	Amônia	N Total água	Nitrito	TDS	Riqueza	Densid	J	H'	Dom	AMBI	M-AMBI
COT Sed		0,15	0,06	0,46	0,39	-0,24	-0,06	0,35	0,34	0,03	0,30	0,00	-0,10	-0,11	0,07	-0,13	0,25	0,11	-0,19	0,16	0,02	0,26	0,23	-0,14	-0,56	0,09	-0,07	-0,05	0,02	-0,08
N Total Sed	0,15		0,51	0,34	0,30	0,01	0,14	0,05	0,10	0,35	0,25	-0,60	0,14	0,36	0,74	-0,46	-0,55	0,63	0,40	-0,45	0,19	-0,32	0,07	-0,27	-0,14	-0,05	-0,24	0,24	-0,16	-0,06
P Total Sed	0,06	0,51		-0,05	0,24	0,54	0,01	-0,50	-0,50	0,08	0,23	-0,64	0,46	0,20	0,38	-0,17	-0,82	0,32	0,78	-0,34	0,43	-0,29	-0,53	-0,57	0,06	-0,49	-0,60	0,60	-0,12	-0,24
Fração Fina	0,46	0,34	-0,05		0,14	-0,38	-0,07	0,37	0,42	0,29	0,26	0,01	-0,36	-0,03	0,17	-0,19	0,21	0,19	-0,20	0,04	-0,25	-0,04	0,42	-0,13	-0,51	0,04	-0,07	-0,04	0,17	-0,20
Prof.	0,39	0,30	0,24	0,14		0,00	0,17	0,25	0,21	-0,10	-0,13	-0,33	0,45	0,03	0,39	-0,21	-0,09	0,10	0,10	-0,14	-0,09	0,14	0,17	-0,03	-0,26	0,10	0,12	-0,09	-0,50	0,28
Temp	-0,24	0,01	0,54	-0,38	0,00		-0,29	-0,87	-0,88	-0,38	-0,06	0,00	0,41	-0,08	-0,15	0,33	-0,50	-0,29	0,54	0,17	0,57	0,04	-0,84	-0,27	0,27	-0,17	-0,21	0,23	-0,10	-0,08
OD	-0,06	0,14	0,01	-0,07	0,17	-0,29		0,35	0,37	0,30	-0,11	-0,28	0,25	0,49	0,16	0,04	0,01	0,27	-0,13	-0,20	-0,19	0,01	0,26	0,01	0,00	-0,07	0,03	-0,15	-0,23	0,12
Sal	0,35	0,05	-0,50	0,37	0,25	-0,87	0,35		0,98	0,36	0,05	0,01	-0,29	0,16	0,24	-0,23	0,52	0,27	-0,56	-0,11	-0,52	0,12	0,93	0,36	-0,32	0,30	0,37	-0,38	-0,05	0,24
Cond	0,34	0,10	-0,50	0,42	0,21	-0,88	0,37	0,98		0,38	0,16	-0,05	-0,27	0,14	0,28	-0,28	0,49	0,33	-0,51	-0,16	-0,49	0,08	0,94	0,35	-0,32	0,30	0,36	-0,38	-0,06	0,25
Turb	0,03	0,35	0,08	0,29	-0,10	-0,38	0,30	0,36	0,38		0,17	-0,39	-0,23	0,27	0,37	-0,24	-0,21	0,64	-0,01	-0,47	-0,11	-0,48	0,31	-0,20	-0,04	-0,16	-0,25	0,26	0,24	-0,23
Clor-a	0,30	0,25	0,23	0,26	-0,13	-0,06	-0,11	0,05	0,16	0,17		-0,16	-0,01	-0,17	0,11	-0,17	-0,31	0,11	0,30	-0,14	0,25	-0,05	0,09	-0,24	-0,33	-0,32	-0,38	0,28	0,12	-0,15
E. coli	0,00	-0,60	-0,64	0,01	-0,33	0,00	-0,28	0,01	-0,05	-0,39	-0,16		-0,48	-0,24	-0,74	0,57	0,71	-0,70	-0,67	0,75	-0,22	0,44	0,00	0,25	-0,08	0,43	0,36	-0,40	0,24	-0,03
IQA	-0,10	0,14	0,46	-0,36	0,45	0,41	0,25	-0,29	-0,27	-0,23	-0,01	-0,48		-0,13	0,28	-0,08	-0,50	0,02	0,47	-0,40	0,14	-0,09	-0,23	-0,02	0,31	-0,40	-0,12	0,08	-0,49	0,27
DBO	-0,11	0,36	0,20	-0,03	0,03	-0,08	0,49	0,16	0,14	0,27	-0,17	-0,24	-0,13		0,18	0,00	-0,14	0,31	-0,04	-0,11	-0,06	-0,11	0,08	-0,13	-0,06	0,05	-0,01	-0,08	-0,03	-0,09
ORP	0,07	0,74	0,38	0,17	0,39	-0,15	0,16	0,24	0,28	0,37	0,11	-0,74	0,28	0,18		-0,66	-0,52	0,68	0,45	-0,67	0,06	-0,29	0,27	-0,20	-0,12	-0,03	-0,13	0,21	-0,11	0,02
pH	-0,13	-0,46	-0,17	-0,19	-0,21	0,33	0,04	-0,23	-0,28	-0,24	-0,17	0,57	-0,08	0,00	-0,66		0,22	-0,64	-0,21	0,54	-0,02	0,27	-0,31	0,08	0,22	-0,04	0,11	-0,21	-0,07	0,02
COT Água	0,25	-0,55	-0,82	0,21	-0,09	-0,50	0,01	0,52	0,49	-0,21	-0,31	0,71	-0,50	-0,14	-0,52	0,22		-0,42	-0,86	0,60	-0,39	0,49	0,48	0,46	-0,28	0,57	0,58	-0,64	0,14	0,19
Nitrato	0,11	0,63	0,32	0,19	0,10	-0,29	0,27	0,27	0,33	0,64	0,11	-0,70	0,02	0,31	0,68	-0,64	-0,42		0,28	-0,65	0,21	-0,32	0,29	-0,09	-0,07	-0,05	-0,15	0,22	0,01	0,06
Fosfato	-0,19	0,40	0,78	-0,20	0,10	0,54	-0,13	-0,56	-0,51	-0,01	0,30	-0,67	0,47	-0,04	0,45	-0,21	-0,86			-0,48	0,48	-0,32	-0,52	-0,40	0,26	-0,44	-0,48	0,57	-0,18	-0,10
Amônia	0,16	-0,45	-0,34	0,04	-0,14	0,17	-0,20	-0,11	-0,16	-0,47	-0,14	0,75	-0,40	-0,11	-0,67	0,54	0,60	-0,65	-0,48		-0,01	0,59	-0,16	0,05	-0,20	0,25	0,19	-0,27	0,17	-0,15
N Total água	0,02	0,19	0,43	-0,25	-0,09	0,57	-0,19	-0,52	-0,49	-0,11	0,25	-0,22	0,14	-0,06	0,06	-0,02	-0,39	0,21	0,48	-0,01		-0,01	-0,57	-0,24	0,12	-0,15	-0,28	0,31	0,11	-0,09
Nitrito	0,26	-0,32	-0,29	-0,04	0,14	0,04	0,01	0,12	0,08	-0,48	-0,05	0,44	-0,09	-0,11	-0,29	0,27	0,49	-0,32	-0,32	0,59	-0,01		0,10	0,17	-0,09	0,26	0,32	-0,45	-0,09	0,20
TDS	0,23	0,07	-0,53	0,42	0,17	-0,84	0,26	0,93	0,94	0,31	0,09	0,00	-0,23	0,08	0,27	-0,31	0,48	0,29	-0,52	-0,16	-0,57	0,10		0,45	-0,25	0,27	0,44	-0,43	-0,05	0,31
Riqueza	-0,14	-0,27	-0,57	-0,13	-0,03	-0,27	0,01	0,36	0,35	-0,20	-0,24	0,25	-0,02	-0,13	-0,20	0,08	0,46	-0,09	-0,40	0,05	-0,24	0,17	0,45		0,33	0,40	0,83	-0,64	-0,40	0,85
Densidade	-0,56	-0,14	0,06	-0,51	-0,26	0,27	0,00	-0,32	-0,32	-0,04	-0,33	-0,08	0,31	-0,06	-0,12	0,22	-0,28	-0,07	0,26	-0,20	0,12	-0,09	-0,25	0,33		-0,37	0,04	0,12	-0,36	0,27
J	0,09	-0,05	-0,49	0,04	0,10	-0,17	-0,07	0,30	0,30	-0,16	-0,32	0,43	-0,40	0,05	-0,03	-0,04	0,57	-0,05	-0,44	0,25	-0,15	0,26	0,27	0,40	-0,37		0,89	-0,78	0,01	0,42
H'	-0,07	-0,24	-0,60	-0,07	0,12	-0,21	0,03	0,37	0,36	-0,25	-0,38	0,36	-0,12	-0,01	-0,13	0,11	0,58	-0,15	-0,48	0,19	-0,28	0,32	0,44	0,83	0,04	0,89		-0,88	-0,31	0,77
Dom	-0,05	0,24	0,60	-0,04	-0,09	0,23	-0,15	-0,38	-0,38	0,26	0,28	-0,40	0,08	-0,08	0,21	-0,21	-0,64	0,22	0,57	-0,27	0,31	-0,45	-0,43	-0,64	0,12	-0,78	-0,88		0,19	-0,61
AMBI	0,02	-0,16	-0,12	0,17	-0,50	-0,10	-0,23	-0,05	-0,06	0,24	0,12	0,24	-0,49	-0,03	-0,11	-0,07	0,14	0,01	-0,18	0,17	0,11	-0,09	-0,05	-0,40	-0,36	0,01	-0,31	0,19		-0,63
M-AMBI	-0,08	-0,06	-0,24	-0,20	0,28	-0,08	0,12	0,24	0,25	-0,23	-0,15	-0,03	0,27	-0,09	0,02	0,02	0,19	0,06	-0,10	-0,15	-0,09	0,20	0,31	0,85	0,27	0,42	0,77	-0,61	-0,63	

Tabela 11: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações próximas à biorremediação no pós tratamento (ProPós). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.

	COT Sed	N Total Sed	P Total Sed	Fração Fina	Prof.	Temp	OD	Sal	Cond	Turb	Clor-a	E. coli	IQA	DBO	ORP	pH	COT Água	Nitrato	Fosfato	Amônia	N Total água	Nitrito	TDS	Riqueza	Densid	J	H'	Dom	AMBI	M-AMBI	
COT Sed		0,43	0,44	0,28	0,32	-0,11	0,25	-0,02	0,01	0,09	0,10	0,29	-0,26	0,06	-0,12	0,18	0,28	0,09	0,08	0,06	0,10	0,12	-0,01	-0,45	-0,52	0,26	-0,01	-0,10	-0,24	-0,16	
N Total Sed	0,43		-0,03	0,64	0,34	-0,01	0,03	0,27	0,19	-0,06	0,12	0,00	0,04	0,20	-0,03	-0,06	-0,18	0,00	-0,05	-0,19	0,02	-0,12	0,31	-0,40	-0,37	0,21	-0,05	-0,05	-0,18	-0,24	
P Total Sed	0,44	-0,03		-0,02	0,14	-0,30	0,10	0,03	0,07	0,08	0,25	0,37	-0,41	0,00	-0,06	0,15	0,52	0,22	0,22	0,31	0,25	0,35	0,01	-0,11	-0,19	-0,05	-0,09	0,06	0,14	-0,14	
Fração Fina	0,28	0,64	-0,02		0,09	0,14	0,12	-0,19	-0,22	0,22	0,18	0,08	-0,08	0,18	-0,10	0,14	-0,19	-0,28	-0,15	-0,07	-0,25	-0,14	-0,17	-0,33	-0,34	0,21	0,00	-0,05	-0,20	-0,08	
Prof.	0,32	0,34	0,14	0,09		-0,44	0,08	0,41	0,34	-0,15	-0,07	0,08	0,15	-0,29	-0,16	0,06	-0,33	-0,11	-0,28	0,10	-0,08	0,05	0,43	-0,14	-0,42	0,51	0,33	-0,41	-0,61	0,26	
Temp	-0,11	-0,01	-0,30	0,14	-0,44		-0,14	-0,33	-0,33	0,18	0,00	-0,13	0,17	-0,12	-0,32	0,14	-0,28	-0,19	0,19	0,08	-0,18	-0,16	-0,36	-0,05	0,09	-0,13	-0,13	0,14	-0,07	-0,01	
OD	0,25	0,03	0,10	0,12	0,08	-0,14		-0,17	-0,08	0,21	0,27	0,02	-0,13	0,28	-0,17	0,63	0,46	-0,25	-0,21	-0,03	-0,25	0,47	-0,17	0,04	-0,08	0,15	0,12	-0,10	-0,13	0,15	
Sal	-0,02	0,27	0,03	-0,19	0,41	-0,33	-0,17		0,90	-0,49	-0,11	-0,12	0,09	-0,01	0,15	-0,44	-0,20	-0,01	0,16	0,20	-0,05	-0,16	0,99	0,04	-0,03	0,12	0,05	-0,07	-0,09	0,01	
Cond	0,01	0,19	0,07	-0,22	0,34	-0,33	-0,08	0,90		-0,42	-0,10	-0,01	0,04	-0,11	0,18	-0,39	-0,14	-0,08	0,18	0,26	-0,11	-0,09	0,89	0,01	-0,02	0,11	0,02	-0,05	-0,06	-0,03	
Turb	0,09	-0,06	0,08	0,22	-0,15	0,18	0,21	-0,49	-0,42		0,36	0,23	-0,49	0,00	-0,02	0,39	0,12	0,06	-0,05	-0,10	0,02	0,13	-0,49	-0,26	-0,16	0,10	0,01	-0,05	0,12	-0,15	
Clor-a	0,10	0,12	0,25	0,18	-0,07	0,00	0,27	-0,11	-0,10	0,36		0,14	-0,27	0,20	-0,24	0,27	-0,09	-0,10	-0,06	-0,18	-0,11	0,27	-0,10	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05	-0,09	0,06	0,05	-0,07
E. coli	0,29	0,00	0,37	0,08	0,08	-0,13	0,02	-0,12	-0,01	0,23	0,14		-0,55	-0,22	-0,28	0,10	0,10	-0,05	0,06	0,29	0,06	0,23	-0,11	-0,21	-0,20	-0,03	-0,11	0,03	0,14	-0,28	
IQA	-0,26	0,04	-0,41	-0,08	0,15	0,17	-0,13	0,09	0,04	-0,49	-0,27	-0,55		-0,18	0,01	-0,16	-0,34	-0,13	-0,21	-0,13	-0,12	-0,22	0,10	0,28	0,27	-0,02	0,07	-0,02	-0,25	0,27	
DBO	0,06	0,20	0,00	0,18	-0,29	-0,12	0,28	-0,01	-0,11	0,00	0,20	-0,22	-0,18		-0,02	0,07	0,19	0,06	-0,08	-0,27	0,06	0,02	0,00	-0,20	-0,18	0,00	-0,12	0,10	0,21	-0,17	
ORP	-0,12	-0,03	-0,06	-0,10	-0,16	-0,32	-0,17	0,15	0,18	-0,02	-0,24	-0,28	0,01	-0,02		-0,29	0,19	0,31	0,07	-0,19	0,18	-0,23	0,16	0,04	0,14	-0,02	0,00	-0,02	0,12	-0,06	
pH	0,18	-0,06	0,15	0,14	0,06	0,14	0,63	-0,44	-0,39	0,39	0,27	0,10	-0,16	0,07	-0,29		0,46	-0,18	-0,12	-0,02	-0,18	0,44	-0,45	0,10	-0,04	0,02	0,09	-0,04	-0,13	0,18	
COT Água	0,28	-0,18	0,52	-0,19	-0,33	-0,28	0,46	-0,20	-0,14	0,12	-0,09	0,10	-0,34	0,19	0,19	0,46		0,20	0,15	0,11	0,17	0,46	-0,24	0,04	-0,08	-0,17	-0,11	0,16	0,23	-0,02	
Nitrato	0,09	0,00	0,22	-0,28	-0,11	-0,19	-0,25	-0,01	-0,08	0,06	-0,10	-0,05	-0,13	0,06	0,31	-0,18	0,20		0,36	-0,01	0,93	0,08	-0,02	-0,13	-0,12	0,01	0,04	-0,03	0,29	-0,20	
Fosfato	0,08	-0,05	0,22	-0,15	-0,28	0,19	-0,21	0,16	0,18	-0,05	-0,06	0,06	-0,21	-0,08	0,07	-0,12	0,15		0,36	0,51	0,39	0,14	0,13	-0,01	0,08	-0,03	-0,01	0,02	0,20	-0,10	
Amônia	0,06	-0,19	0,31	-0,07	0,10	0,08	-0,03	0,20	0,26	-0,10	-0,18	0,29	-0,13	-0,27	-0,19	-0,02	0,11	-0,01	0,51		0,15	0,21	0,18	0,02	0,06	-0,03	-0,02	0,03	-0,02	-0,02	
N Total água	0,10	0,02	0,25	-0,25	-0,08	-0,18	-0,25	-0,05	-0,11	0,02	-0,11	0,06	-0,12	0,06	0,18	-0,18	0,17	0,93	0,39	0,15		0,20	-0,06	-0,12	-0,12	0,02	0,04	-0,04	0,31	-0,20	
Nitrito	0,12	-0,12	0,35	-0,14	0,05	-0,16	0,47	-0,16	-0,09	0,13	0,27	0,23	-0,22	0,02	-0,23	0,44	0,46	0,08	0,14	0,21	0,20		-0,17	0,14	0,00	0,03	0,08	-0,06	0,08	0,11	
TDS	-0,01	0,31	0,01	-0,17	0,43	-0,36	-0,17	0,99	0,89	-0,49	-0,10	-0,11	0,10	0,00	0,16	-0,45	-0,24	-0,02	0,13	0,18	-0,06	-0,17		0,04	-0,03	0,13	0,06	-0,08	-0,09	0,02	
Riqueza	-0,45	-0,40	-0,11	-0,33	-0,14	-0,05	0,04	0,04	0,01	-0,26	-0,05	-0,21	0,28	-0,20	0,04	0,10	0,04	-0,13	-0,01	0,02	-0,12	0,14	0,04		0,75	-0,30	0,33	-0,13	-0,09	0,72	
Densidade	-0,52	-0,37	-0,19	-0,34	-0,42	0,09	-0,08	-0,03	-0,02	-0,16	-0,05	-0,20	0,27	-0,18	0,14	-0,04	-0,08	-0,12	0,08	0,06	-0,12	0,00	-0,03	0,75		-0,55	-0,08	0,20	0,01	0,34	
J	0,26	0,21	-0,05	0,21	0,51	-0,13	0,15	0,12	0,11	0,10	-0,05	-0,03	-0,02	0,00	-0,02	0,02	-0,17	0,01	-0,03	-0,03	0,02	0,03	0,13	-0,30	-0,55		0,79	-0,88	-0,32	0,37	
H'	-0,01	-0,05	-0,09	0,00	0,33	-0,13	0,12	0,05	0,02	0,01	-0,09	-0,11	0,07	-0,12	0,00	0,09	-0,11	0,04	-0,01	-0,02	0,04	0,08	0,06	0,33	-0,08	0,79		-0,96	-0,31	0,80	
Dom	-0,10	-0,05	0,06	-0,05	-0,41	0,14	-0,10	-0,07	-0,05	-0,05	0,06	0,03	-0,02	0,10	-0,02	-0,04	0,16	-0,03	0,02	0,03	-0,04	-0,06	-0,08	-0,13	0,20	-0,88	-0,96		0,35	-0,69	
AMBI	-0,24	-0,18	0,14	-0,20	-0,61	-0,07	-0,13	-0,09	-0,06	0,12	0,05	0,14	-0,25	0,21	0,12	-0,13	0,23	0,29	0,20	-0,02	0,31	0,08	-0,09	-0,09	0,01	-0,32	-0,31	0,35		-0,51	
M-AMBI	-0,16	-0,24	-0,14	-0,08	0,26	-0,01	0,15	0,01	-0,03	-0,15	-0,07	-0,28	0,27	-0,17	-0,06	0,18	-0,02	-0,20	-0,10	-0,02	-0,20	0,11	0,02	0,72	0,34	0,37	0,80	-0,69	-0,51		

Tabela 12: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações distantes à biorremediação no pré tratamento (DisPré). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.

	COT Sed	N Total Sed	P Total Sed	Fração Fina	Prof.	Temp	OD	Sal	Cond	Turb	Clor-a	E. coli	IQA	DBO	ORP	pH	COT Água	Nitrato	Fosfato	Amônia	N Total água	Nitrito	TDS	Riqueza	Densid	J	H'	Dom	AMBI	M-AMBI
COT Sed		0,33	0,11	0,54	0,25	-0,32	0,12	0,24	0,20	0,30	0,07	-0,06	-0,07	0,09	0,21	0,01	0,14	0,39	0,03	0,04	-0,09	0,06	0,30	0,04	0,08	-0,21	-0,07	0,14	-0,17	-0,17
N Total Sed	0,33		0,56	0,10	0,25	-0,05	0,03	0,16	0,02	0,29	0,40	-0,78	0,55	-0,10	0,67	-0,39	-0,60	0,85	0,59	-0,52	0,19	0,14	0,14	-0,12	0,37	-0,14	-0,22	0,30	-0,16	0,25
P Total Sed	0,11	0,56		-0,13	0,16	0,58	-0,27	-0,54	-0,62	-0,35	0,35	-0,64	0,56	-0,07	0,44	-0,22	-0,73	0,38	0,82	-0,71	0,38	0,13	-0,52	-0,22	0,66	-0,17	-0,33	0,36	-0,18	0,30
Fração Fina	0,54	0,10	-0,13		-0,10	-0,47	-0,01	0,38	0,33	0,41	0,13	0,16	-0,43	0,17	0,22	-0,26	0,38	0,13	-0,41	0,24	-0,09	-0,42	0,42	-0,16	-0,32	-0,21	-0,24	0,15	0,11	-0,45
Prof.	0,25	0,25	0,16	-0,10		-0,21	0,17	0,01	-0,03	-0,12	-0,07	-0,12	0,32	-0,28	-0,09	0,08	-0,02	0,18	0,08	-0,08	-0,15	0,35	0,00	-0,10	-0,09	-0,02	-0,07	0,14	-0,23	-0,07
Temp	-0,32	-0,05	0,58	-0,47	-0,21		-0,48	-0,83	-0,79	-0,72	-0,28	-0,22	0,35	-0,19	-0,11	0,11	-0,53	-0,23	0,60	-0,48	0,47	0,12	-0,80	-0,11	0,46	-0,09	-0,14	0,08	0,07	0,28
OD	0,12	0,03	-0,27	-0,01	0,17	-0,48		0,47	0,44	0,45	-0,01	-0,06	0,05	0,49	0,01	0,26	0,11	0,21	-0,20	0,05	-0,38	0,23	0,36	0,39	-0,04	-0,05	0,16	0,00	0,12	0,09
Sal	0,24	0,16	-0,54	0,38	0,01	-0,83	0,47		0,93	0,80	0,45	0,01	-0,29	0,22	0,30	-0,23	0,39	0,44	-0,44	0,39	-0,37	-0,04	0,97	0,21	-0,29	0,08	0,18	-0,15	0,10	-0,15
Cond	0,20	0,02	-0,62	0,33	-0,03	-0,79	0,44	0,93		0,78	0,31	0,12	-0,37	0,26	0,19	-0,12	0,45	0,29	-0,50	0,43	-0,35	-0,07	0,89	0,29	-0,33	0,11	0,26	-0,21	0,11	-0,10
Turb	0,30	0,29	-0,35	0,41	-0,12	-0,72	0,45	0,80	0,78		0,42	-0,09	-0,22	0,27	0,40	-0,24	0,21	0,44	-0,27	0,26	-0,30	-0,26	0,78	0,25	-0,14	-0,10	0,07	0,00	0,04	0,01
Clor-a	0,07	0,40	0,35	0,13	-0,07	-0,28	-0,01	0,45	0,31	0,42		-0,40	0,26	0,29	0,48	-0,20	-0,56	0,45	0,46	-0,12	0,06	-0,18	0,44	0,16	0,38	0,18	0,13	-0,04	-0,03	0,30
E. coli	-0,06	-0,78	-0,64	0,16	-0,12	-0,22	-0,06	0,01	0,12	-0,09	-0,40		-0,66	0,00	-0,70	0,38	0,75	-0,77	-0,78	0,67	-0,23	-0,30	0,03	0,02	-0,55	0,19	0,20	-0,29	0,18	-0,37
IQA	-0,07	0,55	0,56	-0,43	0,32	0,35	0,05	-0,29	-0,37	-0,22	0,26	-0,66		-0,42	0,35	-0,14	-0,76	0,48	0,68	-0,61	0,20	0,50	-0,32	-0,16	0,40	-0,05	-0,15	0,20	-0,13	0,36
DBO	0,09	-0,10	-0,07	0,17	-0,28	-0,19	0,49	0,22	0,26	0,27	0,29	0,00	-0,42		0,15	0,12	0,07	0,01	-0,11	0,01	-0,16	-0,15	0,18	0,38	0,14	-0,14	0,04	0,06	0,12	0,17
ORP	0,21	0,67	0,44	0,22	-0,09	-0,11	0,01	0,30	0,19	0,40	0,48	-0,70	0,35	0,15		-0,66	-0,53	0,77	0,44	-0,40	0,12	0,05	0,33	-0,02	0,43	-0,20	-0,24	0,25	-0,07	0,22
pH	0,01	-0,39	-0,22	-0,26	0,08	0,11	0,26	-0,23	-0,12	-0,24	-0,20	0,38	-0,14	0,12	-0,66		0,26	-0,39	-0,20	0,12	0,03	-0,06	-0,29	0,09	-0,14	0,09	0,11	0,03	0,05	-0,11
COT Água	0,14	-0,60	-0,73	0,38	-0,02	-0,53	0,11	0,39	0,45	0,21	-0,56	0,75	-0,76	0,07	-0,53	0,26		-0,48	-0,87	0,76	-0,43	-0,23	0,41	0,15	-0,63	0,09	0,24	-0,28	0,00	-0,43
Nitrato	0,39	0,85	0,38	0,13	0,18	-0,23	0,21	0,44	0,29	0,44	0,45	-0,77	0,48	0,01	0,77	-0,39	-0,48		0,48	-0,38	0,09	0,26	0,42	0,04	0,34	-0,07	-0,10	0,20	-0,10	0,23
Fosfato	0,03	0,59	0,82	-0,41	0,08	0,60	-0,20	-0,44	-0,50	-0,27	0,46	-0,78	0,68	-0,11	0,44	-0,20	-0,87	0,48		-0,69	0,31	0,27	-0,44	-0,10	0,70	-0,07	-0,13	0,15	-0,10	0,46
Amônia	0,04	-0,52	-0,71	0,24	-0,08	-0,48	0,05	0,39	0,43	0,26	-0,12	0,67	-0,61	0,01	-0,40	0,12	0,76	-0,38	-0,69		-0,44	-0,26	0,41	0,17	-0,52	0,20	0,29	-0,34	0,12	-0,29
N Total água	-0,09	0,19	0,38	-0,09	-0,15	0,47	-0,38	-0,37	-0,35	-0,30	0,06	-0,23	0,20	-0,16	0,12	0,03	-0,43	0,09	0,31	-0,44		-0,12	-0,41	0,03	0,33	-0,13	-0,15	0,22	0,01	0,09
Nitrito	0,06	0,14	0,13	-0,42	0,35	0,12	0,23	-0,04	-0,07	-0,26	-0,18	-0,30	0,50	-0,15	0,05	-0,06	-0,23	0,26	0,27	-0,26	-0,12		-0,04	0,13	0,08	0,06	0,14	-0,04	-0,05	0,29
TDS	0,30	0,14	-0,52	0,42	0,00	-0,80	0,36	0,97	0,89	0,78	0,44	0,03	-0,32	0,18	0,33	-0,29	0,41	0,42	-0,44	0,41	-0,41	-0,04		0,17	-0,31	0,05	0,15	-0,13	0,06	-0,16
Riqueza	0,04	-0,12	-0,22	-0,16	-0,10	-0,11	0,39	0,21	0,29	0,25	0,16	0,02	-0,16	0,38	-0,02	0,09	0,15	0,04	-0,10	0,17	0,03	0,13	0,17		0,21	-0,06	0,61	-0,39	-0,10	0,64
Densidade	0,08	0,37	0,66	-0,32	-0,09	0,46	-0,04	-0,29	-0,33	-0,14	0,38	-0,55	0,40	0,14	0,43	-0,14	-0,63	0,34	0,70	-0,52	0,33	0,08	-0,31	0,21		-0,24	-0,05	0,15	-0,35	0,48
J	-0,21	-0,14	-0,17	-0,21	-0,02	-0,09	-0,05	0,08	0,11	-0,10	0,18	0,19	-0,05	-0,14	-0,20	0,09	0,09	-0,07	-0,07	0,20	-0,13	0,06	0,05	-0,06	-0,24		0,73	-0,65	0,10	0,06
H'	-0,07	-0,22	-0,33	-0,24	-0,07	-0,14	0,16	0,18	0,26	0,07	0,13	0,20	-0,15	0,04	-0,24	0,11	0,24	-0,10	-0,13	0,29	-0,15	0,14	0,15	0,61	-0,05	0,73		-0,86	-0,06	0,47
Dom	0,14	0,30	0,36	0,15	0,14	0,08	0,00	-0,15	-0,21	0,00	-0,04	-0,29	0,20	0,06	0,25	0,03	-0,28	0,20	0,15	-0,34	0,22	-0,04	-0,13	-0,39	0,15	-0,65	-0,86		-0,08	-0,32
AMBI	-0,17	-0,16	-0,18	0,11	-0,23	0,07	0,12	0,10	0,11	0,04	-0,03	0,18	-0,13	0,12	-0,07	0,05	0,00	-0,10	-0,10	0,12	0,01	-0,05	0,06	-0,10	-0,35	0,10	-0,06	-0,08		-0,24
M-AMBI	-0,17	0,25	0,30	-0,45	-0,07	0,28	0,09	-0,15	-0,10	0,01	0,30	-0,37	0,36	0,17	0,22	-0,11	-0,43	0,23	0,46	-0,29	0,09	0,29	-0,16	0,64	0,48	0,06	0,47	-0,32	-0,24	

Tabela 13: Correlação de Spearman das variáveis físico-químicas e biológicas das estações distantes à biorremediação no pós-tratamento (DisPró). Valores significativos ($p < 0,05$) em negrito.

	COT Sed	N Total Sed	P Total Sed	Fração Fina	Prof.	Temp	OD	Sal	Cond	Turb	Clor-a	E. coli	IQA	DBO	ORP	pH	COT Água	Nitrato	Fosfato	Amônia	N Total água	Nitrito	TDS	Riqueza	Densi	J	H'	Dom	AMBI	M-AMBI
COT Sed		0,17	0,53	0,04	0,07	-0,03	0,41	-0,21	-0,21	0,21	0,15	0,27	-0,26	0,02	-0,33	0,50	0,29	0,00	-0,02	0,17	0,02	0,40	-0,19	-0,14	-0,10	-0,08	-0,13	0,11	-0,21	-0,10
N Total Sed	0,17		-0,04	0,35	0,55	-0,16	0,10	0,52	0,38	-0,42	0,02	-0,02	0,17	0,34	0,02	-0,10	-0,13	0,14	-0,03	-0,16	0,21	0,03	0,52	-0,22	-0,33	0,30	0,05	-0,07	-0,16	-0,06
P Total Sed	0,53	-0,04		-0,34	-0,03	-0,17	0,25	-0,16	-0,07	0,17	0,28	0,14	-0,20	-0,10	-0,15	0,38	0,58	0,31	0,10	-0,02	0,25	0,52	-0,14	0,06	0,10	-0,26	-0,14	0,16	-0,08	-0,03
Fração Fina (%)	0,04	0,35	-0,34		0,19	0,07	0,17	-0,08	-0,20	0,19	-0,13	0,04	-0,21	0,33	-0,12	0,16	0,02	-0,43	-0,03	0,17	-0,36	-0,05	-0,07	-0,52	-0,54	0,19	-0,30	0,24	-0,14	-0,36
Prof.	0,07	0,55	-0,03	0,19		-0,26	0,19	0,18	0,11	-0,27	-0,09	-0,14	0,36	-0,08	-0,27	0,08	-0,17	-0,29	-0,29	0,14	-0,31	-0,05	0,20	-0,11	-0,16	0,02	-0,04	0,04	-0,01	-0,14
Temp	-0,03	-0,16	-0,17	0,07	-0,26		-0,34	-0,36	-0,20	0,09	-0,25	0,08	0,20	-0,20	-0,19	0,03	-0,34	-0,23	0,16	0,33	-0,20	-0,21	-0,32	0,02	0,08	-0,06	-0,03	0,00	-0,07	0,09
OD	0,41	0,10	0,25	0,17	0,19	-0,34		-0,25	-0,42	0,22	0,11	0,16	-0,32	0,26	-0,40	0,78	0,38	-0,24	-0,34	0,00	-0,21	0,19	-0,28	-0,15	-0,21	0,07	-0,09	0,08	-0,06	-0,14
Sal	-0,21	0,52	-0,16	-0,08	0,18	-0,36	-0,25		0,81	-0,53	-0,13	-0,04	0,02	0,03	0,36	-0,53	-0,21	0,06	0,33	0,04	0,06	0,01	0,96	-0,10	-0,14	0,17	0,06	-0,06	0,02	-0,07
Cond	-0,21	0,38	-0,07	-0,20	0,11	-0,20	-0,42	0,81		-0,51	-0,09	-0,01	0,14	-0,03	0,23	-0,62	-0,45	0,12	0,37	0,02	0,13	0,01	0,81	0,00	0,03	0,01	0,04	-0,03	0,01	-0,04
Turb	0,21	-0,42	0,17	0,19	-0,27	0,09	0,22	-0,53	-0,51		0,01	0,18	-0,55	0,12	-0,10	0,44	0,46	-0,18	-0,11	0,10	-0,20	0,14	-0,48	-0,14	-0,10	-0,15	-0,21	0,19	0,04	-0,14
Clor-a	0,15	0,02	0,28	-0,13	-0,09	-0,25	0,11	-0,13	-0,09	0,01		-0,22	0,02	0,09	-0,23	0,13	0,10	0,11	-0,17	-0,16	0,12	0,23	-0,10	0,06	0,04	-0,01	0,08	-0,08	-0,03	0,06
E. coli	0,27	-0,02	0,14	0,04	-0,14	0,08	0,16	-0,04	-0,01	0,18	-0,22		-0,42	-0,12	-0,19	0,20	0,02	-0,15	0,11	0,19	-0,12	0,20	-0,03	0,02	-0,01	-0,07	-0,04	0,05	-0,12	0,02
IQA	-0,26	0,17	-0,20	-0,21	0,36	0,20	-0,32	0,02	0,14	-0,55	0,02	-0,42		-0,40	-0,02	-0,45	-0,50	0,15	-0,02	-0,09	0,15	-0,16	-0,05	0,22	0,26	0,00	0,18	-0,16	0,01	0,18
DBO	0,02	0,34	-0,10	0,33	-0,08	-0,20	0,26	0,03	-0,03	0,12	0,09	-0,12	-0,40		0,12	0,23	0,14	0,06	-0,15	-0,18	0,08	-0,06	0,06	-0,24	-0,26	0,14	-0,06	0,03	-0,02	-0,15
ORP	-0,33	0,02	-0,15	-0,12	-0,27	-0,19	-0,40	0,36	0,23	-0,10	-0,23	-0,19	-0,02	0,12		-0,50	0,24	0,40	0,17	-0,22	0,32	-0,22	0,33	0,05	0,03	0,08	0,08	-0,05	0,18	0,09
pH	0,50	-0,10	0,38	0,16	0,08	0,03	0,78	-0,53	-0,62	0,44	0,13	0,20	-0,45	0,23	-0,50		0,54	-0,28	-0,22	0,10	-0,28	0,19	-0,51	-0,17	-0,16	-0,05	-0,18	0,16	-0,06	-0,16
COT Água	0,29	-0,13	0,58	0,02	-0,17	-0,34	0,38	-0,21	-0,45	0,46	0,10	0,02	-0,50	0,14	0,24	0,54		0,17	0,03	0,01	0,02	0,33	-0,22	-0,11	-0,11	-0,14	-0,24	0,25	0,10	-0,09
Nitrato	0,00	0,14	0,31	-0,43	-0,29	-0,23	-0,24	0,06	0,12	-0,18	0,11	-0,15	0,15	0,06	0,40	-0,28	0,17		0,13	-0,31	0,95	0,00	0,02	0,25	0,31	-0,11	0,15	-0,11	-0,03	0,20
Fosfato	-0,02	-0,03	0,10	-0,03	-0,29	0,16	-0,34	0,33	0,37	-0,11	-0,17	0,11	-0,02	-0,15	0,17	-0,22	0,03	0,13		0,48	0,13	0,21	0,37	0,02	0,14	-0,14	-0,08	0,09	-0,11	-0,03
Amônia	0,17	-0,16	-0,02	0,17	0,14	0,33	0,00	0,04	0,02	0,10	-0,16	0,19	-0,09	-0,18	-0,22	0,10	0,01	-0,31	0,48		-0,16	0,12	0,09	-0,04	-0,03	-0,04	-0,09	0,08	-0,15	-0,05
N Total água	0,02	0,21	0,25	-0,36	-0,31	-0,20	-0,21	0,06	0,13	-0,20	0,12	-0,12	0,15	0,08	0,32	-0,28	0,02	0,95	0,13	-0,16		0,08	0,03	0,22	0,26	-0,04	0,18	-0,15	-0,08	0,21
Nitrito	0,40	0,03	0,52	-0,05	-0,05	-0,21	0,19	0,01	0,01	0,14	0,23	0,20	-0,16	-0,06	-0,22	0,19	0,33	0,00	0,21	0,12	0,08		0,02	0,01	-0,01	-0,07	-0,07	0,08	-0,12	-0,04
TDS	-0,19	0,52	-0,14	-0,07	0,20	-0,32	-0,28	0,96	0,81	-0,48	-0,10	-0,03	-0,05	0,06	0,33	-0,51	-0,22	0,02	0,37	0,09	0,03	0,02		-0,11	-0,13	0,13	0,02	-0,01	-0,01	-0,09
Riqueza	-0,14	-0,22	0,06	-0,52	-0,11	0,02	-0,15	-0,10	0,00	-0,14	0,06	0,02	0,22	-0,24	0,05	-0,17	-0,11	0,25	0,02	-0,04	0,22	0,01	-0,11		0,82	-0,17	0,58	-0,43	-0,10	0,87
Densidade	-0,10	-0,33	0,10	-0,54	-0,16	0,08	-0,21	-0,14	0,03	-0,10	0,04	-0,01	0,26	-0,26	0,03	-0,16	-0,11	0,31	0,14	-0,03	0,26	-0,01	-0,13	0,82		-0,39	0,29	-0,16	-0,19	0,63
J	-0,08	0,30	-0,26	0,19	0,02	-0,06	0,07	0,17	0,01	-0,15	-0,01	-0,07	0,00	0,14	0,08	-0,05	-0,14	-0,11	-0,14	-0,04	-0,04	-0,07	0,13	-0,17	-0,39		0,68	-0,80	0,21	0,21
H'	-0,13	0,05	-0,14	-0,30	-0,04	-0,03	-0,09	0,06	0,04	-0,21	0,08	-0,04	0,18	-0,06	0,08	-0,18	-0,24	0,15	-0,08	-0,09	0,18	-0,07	0,02	0,58	0,29	0,68		-0,97	0,04	0,80
Dom	0,11	-0,07	0,16	0,24	0,04	0,00	0,08	-0,06	-0,03	0,19	-0,08	0,05	-0,16	0,03	-0,05	0,16	0,25	-0,11	0,09	0,08	-0,15	0,08	-0,01	-0,43	-0,16	-0,80	-0,97		-0,08	-0,69
AMBI	-0,21	-0,16	-0,08	-0,14	-0,01	-0,07	-0,06	0,02	0,01	0,04	-0,03	-0,12	0,01	-0,02	0,18	-0,06	0,10	-0,03	-0,11	-0,15	-0,08	-0,12	-0,01	-0,10	-0,19	0,21	0,04	-0,08		-0,24
M-AMBI	-0,10	-0,06	-0,03	-0,36	-0,14	0,09	-0,14	-0,07	-0,04	-0,14	0,06	0,02	0,18	-0,15	0,09	-0,16	-0,09	0,20	-0,03	-0,05	0,21	-0,04	-0,09	0,87	0,63	0,21	0,80	-0,69	-0,24	

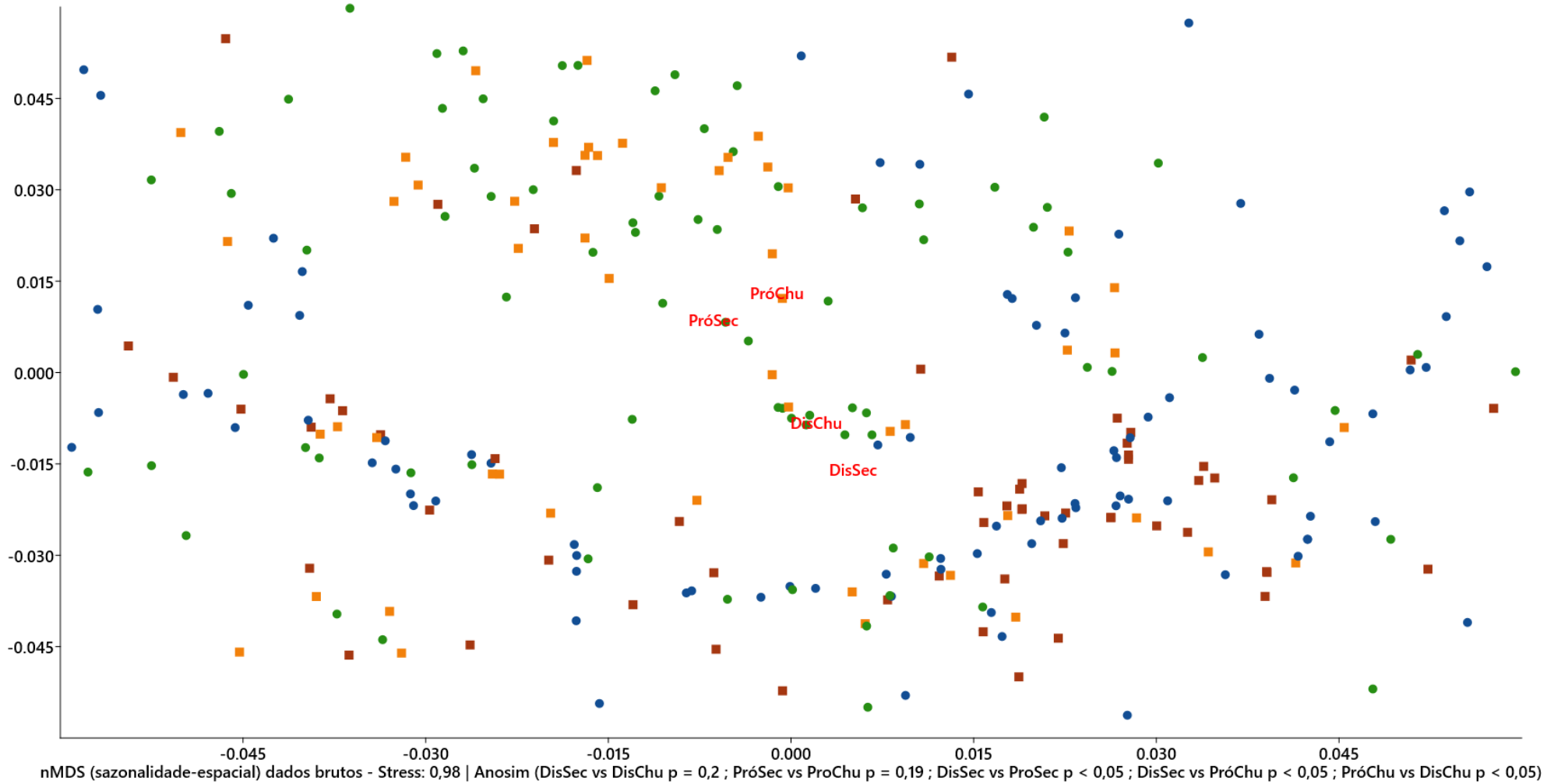


Figura 52: Ordenação do nMDS para os grupos espaço-temporais PróSec (quadrados laranjas), DisSec (quadrados marrons), ProChu (pontos verdes) e DisChu (pontos azuis).

