



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

DÉBORA ALISSANDRA DE ARAÚJO FRANÇA

**UTILIZAÇÃO DE METAZOÁRIOS INTERSTICIAIS COMO FERRAMENTA
BIOINDICADORA DE DIFERENTES IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS NA
ANTÁRTICA AUSTRALIANA**

Recife

2024

DÉBORA ALISSANDRA DE ARAÚJO FRANÇA

**UTILIZAÇÃO DE METAZOÁRIOS INTERSTICIAIS COMO FERRAMENTA
BIOINDICADORA DE DIFERENTES IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS NA
ANTÁRTICA AUSTRALIANA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Centro de Biociências, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Orientador: Prof. Dr. Giovanni Amadeu Paiva dos Santos

Coorientador: Prof. Dr. Jeroen Ingels

Recife

2024

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Franca, Debora Alissandra de Araujo.

Utilização de metazoários intersticiais como ferramenta bioindicadora de diferentes impactos antropogênicos na Antártica australiana / Debora Alissandra de Araujo Franca. - Recife, 2024.

89f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2024.

Orientação: Giovanni Amadeu Paiva dos Santos.

Coorientação: Jeroen Ingels.

1. Ambientes polares; 2. Ecossistema costeiros; 3. Poluição marinha. I. Santos, Giovanni Amadeu Paiva dos. II. Ingels, Jeroen. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

DÉBORA ALISSANDRA DE ARAÚJO FRANÇA

**UTILIZAÇÃO DE METAZOÁRIOS INTERSTICIAIS COMO FERRAMENTA
BIOINDICADORA DE DIFERENTES IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS NA
ANTÁRTICA AUSTRALIANA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Centro de Biociências, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Aprovado em: 25/07/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Thais Navajas Corbisier (Examinadora Externa)
Universidade de São Paulo - USP

Prof^a. Dr^a. Paula Braga Gomes de Perez (Examinadora Interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

Prof. Dr. André Morgado Esteves (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Prof^a. Dr^a. Patrícia Fernandes Neres (Suplente Externa)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Prof. Dr. Ralf Tarciso Silva Cordeiro (Suplente Interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

À minha família, amigos e a todos que, indiretamente ou diretamente, contribuíram para realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me guiar durante toda esta jornada. Sua presença constante me fortaleceu, especialmente nos momentos mais desafiadores, impedindo que a solidão me abatesse.

Minha profunda gratidão à minha família, meu alicerce inabalável. Aos meus pais, Adilson Luiz de França e Elaine Débora de Araújo Simplício França, e aos meus avós, Ailton Luiz de França e Aldenice Ponciano de França, por me inspirarem com tanto amor, incentivo e compreensão. Às minhas irmãs, Aline Alissandrine de Araújo França e Alice Alissandrelli de Araújo França, e às minhas primãs, Luane Cristina da Silva França e Lilian Cristina da Silva França, por serem meu porto seguro, oferecendo apoio profissional e pessoal incondicional. E à minha namorada, Mirela Mariana Araújo Cavalcante Lima, por seu cuidado constante, palavras de conforto, por suportar minhas angústias e permanecer ao meu lado nos momentos mais difíceis. Do fundo do meu coração, sou infinitamente grata por quem vocês são, por tê-los em minha vida e por tudo que fazem por mim.

A vida me presenteou com uma segunda família, que escolhi e que me acolheu de braços abertos: meus amigos. Agradeço à minha melhor amiga, Milena Martins Mota, e à sua filha, minha afilhada, Diana Martins Alves da Silva, por estarem sempre presentes, mesmo à distância, enchendo minha vida de alegria e mantendo minha sanidade mental. Estendo essa gratidão às minhas irmãs de coração, Raianne Amorim Cavalcante e Marcelo Ribeiro de Souza, por sua amizade, apoio e disposição em me ouvir, consolar e alegrar meus dias com as suas companhias e risadas contagiantes. E como poderia esquecer meus queridos Lacimme's matter, Renan Belém da Silva e Flávia Juliana Lobato de França? Além de grandes amigos, vocês foram meus coorientadores, coautores, conselheiros, confidentes e até coachings motivacionais! Espero um dia poder retribuir o apoio inestimável que me dedicaram. A todos vocês, meu amor eterno e a esperança de que nossa amizade se fortaleça com o tempo.

Agradeço a toda a equipe do laboratório LACIMME, especialmente à Aísha Ribeiro, Maria Gabriela e, claro, aos meus queridos Flávia e Renan (sim, vocês merecem ser mencionados novamente!), pela ajuda fundamental em etapas cruciais da minha dissertação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Giovanni Amadeu Paiva dos Santos, minha sincera e eterna gratidão por seus ensinamentos, paciência, orientação, compreensão e apoio nesses sete anos de parceria - desde o primeiro semestre da graduação até a finalização desta dissertação de mestrado.

I would also like to express my gratitude to my co-supervisor, Prof. Dr. Jeroen Ingels, who, despite the geographical distance, language barriers, and time zone differences, was always available to guide and support me throughout this research project. Thank you for your patience, understanding, valuable advice, and encouraging words.

Agradeço aos professores e coordenadores do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pelas aulas e debates enriquecedores que contribuíram significativamente para minha formação. E, por fim, mas não menos importante, sou grata também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo apoio financeiro durante a realização deste trabalho.

A todos, meu muito obrigada!

RESUMO

A crescente influência das ações antropogênicas no ambiente marinho global levanta preocupações sobre os ecossistemas únicos da Antártica. O isolamento e a adaptação a condições extremas podem tornar esses ecossistemas particularmente vulneráveis à poluição, apesar da limitada informação disponível sobre seus impactos. A partir disso, este estudo investigou a meiofauna e os nematoides na costa leste da Antártica, buscando relacionar a estrutura da comunidade com a poluição e outras variáveis ambientais. Para isso, dez locais foram amostrados, incluindo quatro áreas de referência (OB1, OB2, OB3 e McGrady) e seis locais com histórico de impacto humano (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). Os resultados revelaram uma diversidade, riqueza e equitabilidade significativamente maiores nas comunidades de meiofauna e nematoides dos locais de referência em comparação aos locais impactados, especialmente aqueles com altas concentrações de poluentes como metais, TPHs, PBDEs e PCBs. As comunidades nos locais de referência também indicaram maior maturidade ecológica, com dominância de organismos sensíveis e persistentes, enquanto os locais impactados apresentaram organismos colonizadores, característicos de ambientes sob estresse. Além da poluição por metais, os nutrientes e a granulometria se mostraram importantes fatores que influenciaram as comunidades da meiofauna e de nematoides. Os sedimentos mais finos, encontrados predominantemente em locais impactados, mostraram correlação com o acúmulo de compostos tóxicos. Em suma, este estudo destaca a vulnerabilidade dos ecossistemas antárticos à poluição e fornece evidências claras do impacto negativo da atividade humana na diversidade e estrutura da meiofauna.

Palavras-chave: ambientes polares, ecossistema costeiros, estação Casey, meiofauna, nematoides, poluição marinha.

ABSTRACT

The increasing influence of anthropogenic actions on the global marine environment raises concerns about Antarctica's unique ecosystems. Isolation and adaptation to extreme conditions can make these ecosystems particularly vulnerable to pollution, despite limited information available about their impacts. Based on this, this study investigated meiofauna and nematodes on the east coast of Antarctica, seeking to relate community structure to pollution and other environmental variables. To this end, ten sites were sampled, including four reference areas (OB1, OB2, OB3 and McGrady) and six sites with a history of human impact (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT and Shannon). The results revealed significantly greater diversity, richness and evenness in meiofauna and nematode communities at reference sites compared to impacted sites, especially those with high concentrations of pollutants such as metals, TPHs, PBDEs and PCBs. The communities in the reference sites also indicated greater ecological maturity, with a dominance of sensitive and persistent organisms, while the impacted sites presented colonizing organisms, characteristic of environments under stress. In addition to metal pollution, nutrients and particle size proved to be important factors that influenced meiofauna and nematode communities. The finer sediments, found predominantly in impacted sites, showed a correlation with the accumulation of toxic compounds. In summary, this study highlights the vulnerability of Antarctic ecosystems to pollution and provides clear evidence of the negative impact of human activity on meiofauna diversity and structure.

Keywords: Casey station, coastal ecosystem, marine pollution, meiofauna, nematodes, polar environments.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Enviado como apêndice A.

CAPÍTULO 2

Figura 1. Mapa de locais de amostragem ao redor da Estação Casey, Antártida Oriental. Círculos vermelhos (●) representam pontos de amostragem em locais impactados pertencentes à Baía de Newcomb, círculos verdes (●) em locais não impactados pertencentes à Baía de O'Brien e círculos amarelos (●) em locais não impactados pertencentes à Baía de Newcomb. A localização aproximada da Estação Casey é indicada pelo símbolo "X".....25

Figura 2. Lista de gêneros de nematoides divididos em quatro categorias de frequência de ocorrência: Constante (75.1–100%), Frequente (50.1–75%), Comum (25.1–50%) e Raro (0.1–25%), através do métodos de Bodin (1977), bem como seus respectivos valores de colonização-persistência (CP) e grupo trófico (GT). Os círculos verde e vermelho representam os locais de referência (OB1, OB2, OB3 e McGrady) e os locais impactados (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon), respectivamente. Valores dentro dos círculos e interseção indicam a quantidade de gêneros exclusivos e/ou compartilhados (S).32

Figura 3. Densidade e biomassa (A), Riqueza (B), índice de Shannon (C), índice de uniformidade (D) e índice de Hill (E) da meiofauna registrada em cada local (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). A linha horizontal sólida indica a mediana e a linha horizontal pontilhada indica a média. As caixas representam quartis superiores/inferiores. As linhas verticais que se estendem de cada caixa representam o valor mínimo e máximo. As cores indicam a perturbação, onde o vermelho (■) são os locais impactados, pertencentes à baía Newcomb, o amarelo (■) são os locais de referência pertencentes a baía de Newcomb e o verde (■) são os locais de referência pertencentes a baía de O'Brien.....35

Figura 4. Porcentagem de contribuição de diferentes grupos persistentes de colonizadores (% CP) e índice de maturidade ($MI \pm$ erro) (A) e porcentagem de contribuição de diferentes grupos tróficos (% GT) e índice de diversidade trófica ($ITD \pm$ erro) (B) em cada local (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon).36

Figura 5. Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) baseado na densidade de gêneros de nematóides (transformada para a 4ª raiz, usando Bray-Curtis e $\rho > 0,5$), com seu vetor (força e direção do efeito da variável no gráfico de ordenação) em locais (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). As cores indicam a perturbação, onde o vermelho (■) são os locais impactados, pertencentes à baía Newcomb, o amarelo (■) são os locais de referência pertencentes a baía de Newcomb e o verde (■) são os locais de referência pertencentes a baía de O'Brien.38

Figura 6. Gráficos de sombra das densidades padronizadas (ind./10 cm^2) dos táxons de nematoides nas localidades (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon).

Os táxons de nematoides representam aqueles que contribuíram para as principais diferenças entre os locais de referência e os impactados nas análises do SIMPER.41

Figura 7. Correlação entre a comunidade de nematoides e o grupo total de variáveis ambientais (DistLM) com seus vetores (força e direção do efeito da variável no gráfico de ordenação) nos 10 locais (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). As cores indicam a perturbação, onde o vermelho (■) são os locais impactados, pertencentes a baía de Newcomb, o amarelo (■) são os locais de referência pertencentes a baía de Newcomb e o verde (■) são os locais de referência pertencentes a baía de O'Brien.....44

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Enviado como apêndice A.

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Comparação entre os índices ecológicos calculados em todos os locais: Riqueza (S), Densidade (N), Biomassa, Índice de Shannon (H'), Índice de Hill (H₁, H₂, H_∞) e Equidade (J'), utilizando os resultados da PERMANOVA análise. O fator de análise foi a área (localização). Valores de P(perm) < 0,05 estão em negrito. O "df" indica o grau de liberdade, "MS" representa a média dos valores dos quadrados.33

Tabela 2. Resultados do EcoQ nos locais estudados (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon).37

Tabela 3. Comparação entre a comunidade de nematoides nos locais, utilizando os resultados da análise PERMANOVA. O fator de análise foi a área (local). Valores de P(perm) < 0,05 estão em negrito. O "df" indica graus de liberdade, "MS" significa quadrado e "res" significa resíduo. O (*) indica análise de contraste.38

Tabela 4. Resultados da análise de similaridade (SIMPER) utilizando dados de abundância, indicando os gêneros que contribuíram para a dissimilaridade na comunidade de nematóides dos locais de referência (OB1, OB3, OB3 e McGrady) e impactados (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT) e Shannon). Av. Abund., abundância média; Av. Sim., dissimilaridade média; Sim/SD, desvio padrão de dissimilaridade; Contrib%, percentual de contribuição; Cum.%, porcentagem acumulada.39

Tabela 5. Grupos de variáveis ambientais, selecionadas pela análise DistLM-BEST, que mais se correlacionam com a meiofauna. O procedimento BEST foi utilizado em matrizes de similaridade baseadas na densidade da meiofauna. "RSS", Soma Residual de Quadrados; "No. Vars", número de variáveis.43

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

<63µm	Silt-Clay
AST	Analytical Service Tasmania
ASU	Analytical Services Unit
BB	Brown Bay
BBIN	Brown Bay Inner (location)
BBMID	Brown Bay Middle (location)
BBOUT	Brown Bay Outer (location)
C. Sand	Coarse Sand
Cd	Cadmium
CP	Colonizer-Persistent
CRM	Certified Reference Material
Cu	Copper
dbRDA	Distance-based Redundancy Analysis
DistLM	Distance-Based Multivariate Linear Modeling
EcoQ	Environmental Quality Status
F. Sand	Fine Sand
Fe	Iron
FIA	Flow injection analysis
GT	Trophic Group
H	Hill Diversity Index
H'	Shannon-Wiener Index
IM	Maturity Index
ITD	Index of Trophic Diversity
J	Evenness Pielou Index
M. Sand	Medium Sand
MCG	McGrady (location)
N	Density
nMDS	non-Metric Multidimensional Scaling
NRCC	National Research Council Canada

OB	O'Brien Bay
OB1	O'Brien Bay 1 (location)
OB2	O'Brien Bay 2 (location)
OB3	O'Brien Bay 3 (location)
Pb	Lead
PBDE	Polybrominated Diphenyl Ether
PCA	Principal Component Analysis
PCB	Polychlorinated Biphenyl
PCO	Principal Coordinates Analysis
POP	Persistent Organic Pollutants
S	Richness
SH	Shannon location
SIMPER	Similarity Analysis
Sn	Tin
SQG	Sediment Quality Guideline
TEL	Threshold Effect Level
TOM	Total Organic Matter
TPH	Total Petroleum Hydrocarbon
V	Vanadium
V.C. Sand	Very Coarse Sand
V.F. Sand	Very Fine Sand
WH	Wharf (location)
WI	Wilkes (location)
Zn	Zinc

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS.....	20
2.1	Objetivo geral	20
2.2	Objetivos específicos	20
2.2.1	Capítulo 1 - Impact of different sources of anthropogenic pollution on the structure and distribution of Antarctica marine meiofauna communities	20
2.2.2	Capítulo 2 - Impactos antropogênicos em ambientes costeiros no leste antártico: uma avaliação da estrutura, diversidade e distribuição das comunidades de nematoides.....	20
3	CAPÍTULO 1 - IMPACT OF DIFFERENT SOURCES OF ANTHROPOGENIC POLLUTION ON THE STRUCTURE AND DISTRIBUTION OF ANTARCTICA MARINE MEIOFAUNA COMMUNITIES	21
4	CAPÍTULO 2 - IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS EM AMBIENTES COSTEIROS NO LESTE ANTÁRTICO: UMA AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA, DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DAS COMUNIDADES DE NEMATOIDES.....	22
4.1	Introdução	22
4.2	Metodologia	24
4.2.1	Amostragem e caracterização da área de estudo.....	24
4.2.2	Preparação e identificação da comunidade de nematoides	27
4.2.3	Variáveis ambientais	29
4.2.4	Análise de dados	30
4.3	Resultados.....	31
4.3.1	Comunidade de nematoides	31
4.3.1.1	<i>Densidade, biomassa e parâmetros de diversidade.....</i>	<i>31</i>
4.3.1.2	<i>Estrutura espacial.....</i>	<i>37</i>
4.3.2	Parâmetros ambientais	41
4.3.3	Correlação entre nematofauna e parâmetros ambientais.....	42
4.4	Discussão	44
4.4.1	Estrutura da comunidade de nematoides.....	44

4.4.2	Impactos antrópicos ao redor da Estação Casey	46
4.4.3	Influências ambientais e o papel dos nematoides como bioindicadores na qualidade ambiental da Antártica.....	46
4.5	Conclusão.....	52
5	CONCLUSÃO GERAL.....	53
6	REFERÊNCIAS.....	54
7	APÊNDICE A.....	66

1 INTRODUÇÃO

A influência das ações antrópicas no ambiente marinho, em escala global, estão cada vez mais evidentes (MCKINLEY; ACOTT; YATES, 2020). Dentre os impactos antrópicos mais comuns, o despejo de esgoto, descargas industriais e escoamento inadequado de resíduos, são umas das principais fontes de impactos de áreas costeiras, causando aumento no depósito de matéria orgânica na água, assim como, outras substâncias potencialmente tóxicas, como: hidrocarbonetos; metais pesados e poluentes orgânicos persistentes (POP's) (SCHRATZBERGER; INGELS, 2018). Esses poluentes são compostos capazes de provocar impactos sobre os seres vivos através de mudanças fisiológicas e metabólicas, ocasionando problemas em seu desenvolvimento e sobrevivência (LOUATI et al., 2014). A fim de compreender as consequências das ações humanas sobre o meio ambiente para mitigar seus impactos desde ecossistemas costeiros a profundos, a comunidade científica vem explorando novas áreas de pesquisa para encontrar organismos-modelo, onde dentre as diferentes categorias de organismos, a meiofauna se destaca positivamente (ZEPPILLI et al., 2015).

A meiofauna é composta por um conjunto de metazoários intersticiais com aproximadamente 30 filos (GIERE, 2009), que, juntos apresentam uma grande importância ecológica, pois os mesmos modificam propriedades físicas, químicas e biológicas dos sedimentos mediando processos e serviços ecossistêmicos ajudando na bioturbação, funcionabilidade ecossistêmica, decomposição de matéria orgânica, sendo também responsáveis por ciclagem de nutrientes além de serem importantes na cadeia trófica (Moens *et al.*, 2013; Schratzberger and Ingels, 2018). Esses organismos microscópicos formam a fauna mais fileticamente diversa da Terra e é nela onde encontram-se os nematoides. Esse grupo de animais é o componente mais frequentemente estudados da meiofauna, pela dominância em sedimentos marinhos, por serem cosmopolitas e apresentarem ciclo de vida rápido quando comparados à outros grupos (SCHRATZBERGER; INGELS, 2018). Esses animais possibilitam o entendimento de fatores como: pH; temperatura; matéria orgânica disponível; oxigênio dissolvido e bioindicadores de áreas impactadas (VANAVERBEKE et al., 2003), oferecendo diversas vantagens para o estudo de ecossistemas bentônicos marinhos de regiões tropicais a polares (RIDALL; INGELS, 2021; STARK et al., 2020).

A Antártica é o continente polar mais frio e seco do planeta, com condições ambientais extremas (baixas temperaturas com presença de camadas de gelo) (MCMINN; HODGSON, 1993).

Este ecossistema é considerado vital para o mundo servindo como regulador térmico pois controla as circulações atmosféricas e oceânicas, influencia o clima e, conseqüentemente, as condições de vida na Terra (MCMINN; HODGSON, 1993; WALTON, 2013). Devido as suas condições extremas e o isolamento suas alterações ecossistêmicas são amplificadas e o ambiente responde mais rápido do que qualquer área da Terra. Assim, um pequeno evento de poluição na Antártica pode ter maior significado do que ocorrências de magnitude semelhante em outras partes do mundo (BEER; EISENMAN; WAGNER, 2020; WALTON, 2013). Dada sua importância e “fragilidade” as pesquisas realizadas nesse ambiente têm recebido crescente atenção internacional devido as preocupações com o aumento das atividades humanas, poluição e seus impactos. Uma das principais fontes de impacto antrópico são as estações de pesquisa existentes, em muitas áreas costeiras, que foram continuamente ocupadas por mais de 50 anos, o que levou à contaminação do ambiente marinho e, conseqüentemente, dos seus ecossistemas bentônicos (STARK, 2000).

A estação de Casey, nas ilhas Windmill no leste da Antártica, é localizada em uma região permanentemente livre de gelo que representa uma área importante do ecossistema costeiro raso. Essa área possui uma variedade de habitats bentônicos, desde a costa exposta, parcialmente coberta de gelo e dominada por macroalgas, até áreas dominadas por comunidades de invertebrados, incluindo esponjas, vermes tubulares, equinodermos e outros invertebrados meiobentônicos (STARK, 2000; THOMPSON et al., 2007). Por ser uma estação de pesquisa ativa, se torna necessário o monitoramento para compreender as consequências ecológicas do impacto humano, como: esgoto; pequenos derramamentos de combustível e óleo; práticas anteriores de eliminação de resíduos e transporte, ocorridas em maior frequência em algumas áreas.

Com isso, testamos as disrupções ecossistêmicas geradas na área estudada pelos diferentes impactos antropogênicos, mapeando-o na base da teia trófica alimentar que reflete diretamente nos serviços ecossistêmicos. Para isto, utilizamos diferentes ferramentas biológicas a partir da fauna intersticial, tendo como hipótese que esta demonstrará diferenças em sua diversidade, funcionalidade, abundância e biomassa em respostas às ações antrópicas na Estação Casey, segregando as áreas estudadas e exibindo seu papel de indicação aos diferentes impactos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Investigar os impactos antropogênicos causados pelas diferentes poluições orgânicas e inorgânicas sobre a comunidade meiofaunística, através de estudo da perda funcional e dos serviços ecossistêmicos, na estação Casey, Antártica Australiana.

2.2 Objetivos específicos

2.2.1 Capítulo 1 - Impact of different sources of anthropogenic pollution on the structure and distribution of Antarctica marine meiofauna communities

Avaliar a correlação entre a estrutura da comunidade meiofaunística de 10 regiões (6 impactadas e 4 não impactadas) e seus respectivos parâmetros ambientais (granulometria e matéria orgânica, metais pesados, hidrocarbonetos totais de petróleo e demais poluentes orgânicos persistentes), tentando caracterizar o impacto sobre a funcionalidade e biodiversidade da meiofauna ao redor da Estação Casey, na Antártica Australiana.

2.2.2 Capítulo 2 - Impactos antropogênicos em ambientes costeiros no leste antártico: uma avaliação da estrutura, diversidade e distribuição das comunidades de nematoides.

Avaliar a correlação entre a estrutura da comunidade de nematoides de 10 regiões (6 impactadas e 4 não impactadas) e seus respectivos parâmetros ambientais (granulometria e matéria orgânica, metais pesados, hidrocarbonetos totais de petróleo e demais poluentes orgânicos persistentes), tentando caracterizar o impacto sobre a funcionalidade e biodiversidade da nematofauna ao redor da Estação Casey, na Antártica Australiana.

3 CAPÍTULO 1 - IMPACT OF DIFFERENT SOURCES OF ANTHROPOGENIC POLLUTION ON THE STRUCTURE AND DISTRIBUTION OF ANTARCTICA MARINE MEIOFAUNA COMMUNITIES

Ver apêndice A.

4 CAPÍTULO 2 - IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS EM AMBIENTES COSTEIROS NO LESTE ANTÁRTICO: UMA AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA, DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DAS COMUNIDADES DE NEMATOIDES.

Resumo

A influência humana nos ecossistemas marinhos da Antártica é uma preocupação crescente, apesar da informação disponível limitada. Neste estudo avaliamos o papel do impacto antrópico na estrutura de comunidades de nematoides e estabelecemos conhecimento básico das estruturas de comunidades de nematoides de vida livre ao redor da estação Casey, no leste da Antártica. Para isso, as amostras de sedimentos foram coletadas de seis locais representando áreas impactadas pelas atividades humanas (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon) e quatro áreas de referência sem impacto aparente (OB1, OB2, OB3 e McGrady). As comunidades de nematoides diferiram significativamente entre os locais, correlacionando-se não apenas com maiores concentrações de poluentes (metais e poluentes orgânicos persistentes) nos locais impactados, mas também com sedimentos mais finos associados a maior presença de conteúdo orgânico. A redução de parâmetros taxonômicos, de diversidade e funcionais, bem como a dominância de gêneros oportunistas e as baixas classificações do estado de Qualidade Ecológica (EcoQ) nos locais impactados sugerem um ambiente estressado por enriquecimento orgânico, possivelmente ligado a atividades antropogênicas. Os resultados reforçam o valor dos nematoides marinhos como bioindicadores e contribuem para a compreensão do impacto da poluição na biodiversidade desses organismos em ecossistemas costeiros antárticos.

Palavras-chave: ecossistemas costeiros, poluição marinha, atividades humanas, bioindicador.

4.1 Introdução

O ecossistema antártico, frequentemente considerado um continente prístino, tem sido cada vez mais impactado pelas atividades humanas (HUGHES et al., 2011; PLANET, 2020). A poluição antropogênica proveniente de atividades científicas, turismo e pesca representa uma ameaça crescente, particularmente aos ecossistemas marinhos (ARONSON et al., 2011). As principais fontes de contaminação são os despejos de esgoto, destinação inadequada de resíduos e o próprio transporte marítimo que, por sua vez, contribuem para o aumento da deposição de matéria orgânica nas águas, além de introduzir substâncias potencialmente tóxicas, como hidrocarbonetos, metais pesados e poluentes orgânicos persistentes (POPs) (ARONSON et al., 2011; MCKINLEY;

ACOTT; YATES, 2020). Esses poluentes podem causar alterações fisiológicas e metabólicas na fauna marinha (LOUATI et al., 2014), se decantar e se acumular nos sedimentos marinhos, impactando diretamente os organismos bentônicos (REYNOLDSON, 1987).

Embora reconheçamos os habitats bentônicos costeiros como um dos maiores receptores de poluição marinha (ONYENA et al., 2023), o conhecimento sobre os impactos antrópicos na Antártica ainda é incipiente, especialmente no leste do continente. Essa lacuna é preocupante, visto que eventos de poluição na Antártica podem ter impactos mais severos do que em outras partes do mundo, devido às condições extremas e isolamento destes ambientes (BEER; EISENMAN; WAGNER, 2020; WALTON, 2013). Os habitats costeiros de águas rasas da Antártica, com destaque para as comunidades bentônicas adaptadas a esse ambiente singular, são particularmente vulneráveis e essenciais para a estabilidade ecossistêmica (CLARK et al., 2015).

A Estação Casey, localizada nas Ilhas Windmill, no leste da Antártica, oferece um cenário singular para investigar esses impactos. Situada em uma área permanentemente livre de gelo, a região apresenta uma variedade de habitats bentônicos, desde costas dominadas por macroalgas até áreas com predomínio de comunidades de invertebrados (STARK, 2000; THOMPSON et al., 2007). A intensa atividade científica na Estação Casey torna a monitorização ambiental crucial para compreender as consequências da presença humana nesse ecossistema (STARK et al., 2020). Obter informações sobre as distribuições espaciais das comunidades bentônicas e entender suas respostas a perturbações antropogênicas, bem como sua capacidade de recuperação, são cruciais para uma gestão ambiental eficaz (SCHRATZBERGER; INGELS, 2018; ZEPELLI et al., 2015).

Nesse contexto, os nematoides marinhos emergem como organismos-chave para a avaliação da saúde ambiental. Sua posição na cadeia alimentar, papel nos processos ecossistêmicos bentônicos, alta abundância, diversidade, ciclo de vida rápido e baixa motilidade os tornam excelentes indicadores de impacto ambiental (RIDALL; INGELS, 2021). Além disso, a análise da diversidade trófica (WIESER, 1953) e das estratégias de vida (BONGERS, 1990; BONGERS; ALKEMADE; YEATES, 1991) desses nematoides contribuem para o fornecimento de informações valiosas sobre a qualidade do ambiente e os efeitos da poluição marinha costeira.

Diante disso, este estudo tem como objetivo investigar as comunidades de nematoides em sedimentos marinhos de dez locais ao redor da Estação Casey, abrangendo diferentes níveis e tipos de poluição, incluindo áreas consideradas prístinas. Ao analisar a estrutura dessas comunidades, o estudo visa fornecer informações relevantes sobre a saúde do ecossistema antártico em um contexto

de crescente pressão ambiental, hipotetizando que as (I) variáveis ambientais e (II) concentrações de poluentes se correlacionam significativamente com a variação espacial da estrutura da comunidade de nematoides.

4.2 Metodologia

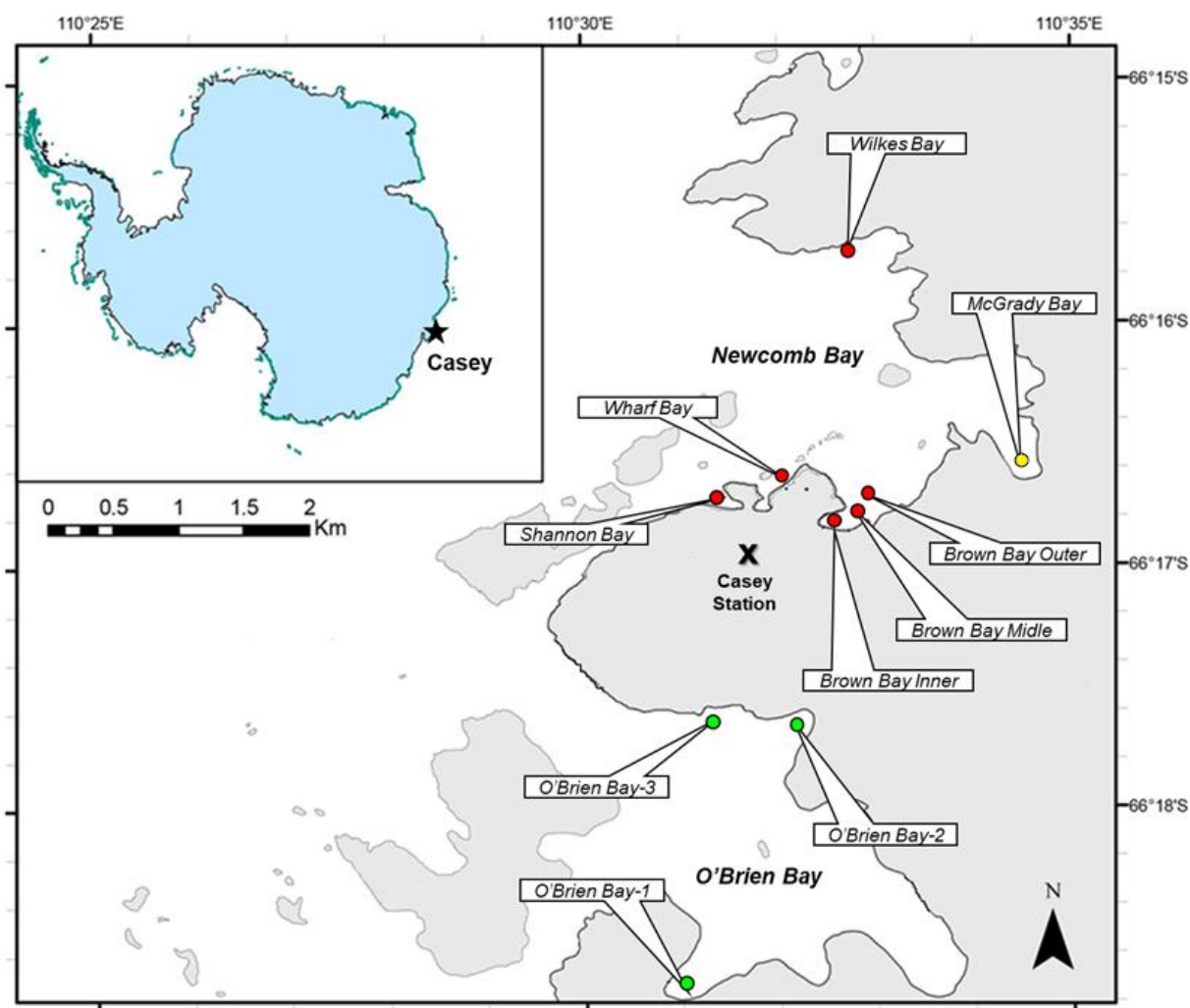
4.2.1 Amostragem e caracterização da área de estudo

Este estudo utilizou a mesma amostragem e desenho hierárquico aninhado de três escalas espaciais descrito em França et al. (2024) para a coleta de amostras, onde: (1) locais, separados por km; (2) áreas, dentro de cada local, a 100m de distância; e (3) pontos, dentro de cada área, a 10m de distância. Amostras replicadas de sedimento foram coletadas em cada ponto por mergulhadores usando seringas modificadas (60mL) com um tubo de 28 mm de diâmetro na ponta. As seringas eram inseridas 10cm no sedimento, extraídas e tampadas.

Os dados foram coletados nos mesmos pontos e período de coleta descrito em França et al. (2024), no período entre janeiro e fevereiro de 2015, em dez locais ao redor da Estação Casey, sob licenças da Divisão Antártica Australiana (projetos AAS 4127, 4180, 4633), dentro dos programas de Proteção Ambiental do Tratado Antártico e de Recursos Vivos Marinhos Antárticos. Quatro locais foram classificados como não perturbados: O'Brien Bay (locais 1, 2 e 3) e McGrady Cove. Os seis restantes foram classificados como perturbados: Wharf, Wilkes, Brown's Bay e Shannon (Figura 1).

A Estação Casey está situada a 66°17'S, 110°32'E na Península Bailey, nas Ilhas Windmill, Leste da Antártica (Figura 1). O ambiente marinho bentônico raso (<50m) próximo à costa em Casey é heterogêneo em termos de sedimentos, que abrangem vários tamanhos de grãos, cascalhos, pedras, pedregulhos e rochas (STARK; RIDDLE; SIMPSON, 2003). Todos os locais exibem regimes de gelo marinho relativamente semelhantes, embora exista uma variação local considerável na duração do degelo. A batimetria dentro das duas grandes baías (Newcomb e O'Brien) é comparável, apresentando bacias profundas atingindo profundidades de 90m e pequenas baías ao longo das bordas atingindo profundidades máximas de 25 a 30m, onde as amostras foram coletadas. Apesar do conhecimento limitado sobre os padrões oceanográficos no local, todas as baías neste estudo experimentam regimes de marés e oceanográficos semelhantes.

Figura 1. Mapa de locais de amostragem ao redor da Estação Casey, Antártida Oriental. Círculos vermelhos (●) representam pontos de amostragem em locais impactados pertencentes à Baía de Newcomb, círculos verdes (●) em locais não impactados pertencentes à Baía de O'Brien e círculos amarelos (●) em locais não impactados pertencentes à Baía de Newcomb. A localização aproximada da Estação Casey é indicada pelo símbolo "X".



O'Brien Bay (OB) é uma baía localizada vários quilômetros ao sul da estação Casey e, visualmente, parece não ser afetada por atividades humanas ou contaminação direta; no entanto, tem sido objeto de diversas investigações científicas (Figura 1) (STARK et al., 2023; STARK; RIDDLE; SIMPSON, 2003). Dentro desta baía, identificamos os locais O'Brien Bay-1 (OB1), O'Brien Bay-2 (OB2) e O'Brien Bay-3 (OB3), que servem como locais de referência. OB1 desce suavemente desde a costa sul (5m de profundidade) até ao limite exterior da baía (20–25m), apresentando um fundo marinho relativamente plano composto por sedimentos intercalados com manchas de rocha, matacão e grandes blocos rochosos. Em contraste, OB2 e OB3 exibem perfis

mais íngremes com uma série de terraços submarinos que abrigam um mosaico variável de habitats que vão desde rocha e cascalho até matacões e pedregulhos intercalados com manchas de sedimentos (STARK et al., 2023).

A baía de McGrady (MCG) representa outro local não afetado por atividades humanas diretas ou contaminação, localizado no sudeste da grande baía de Newcomb. É uma pequena baía rodeada por encostas rochosas íngremes e falésias de gelo e, devido à ausência de atividades antropogênicas diretas, McGrady também serve como local de referência. Além de McGrady Bay, os demais locais (Brown Bay, Wilkes Bay, Wharf Bay e Shannon Bay) também estão localizados na baía de Newcomb.

A baía de Brown (BB) constitui uma pequena área contaminada com metais e hidrocarbonetos originários do antigo lixão Casey ativo de 1965 a 1986 (Thala Valley), situado em terra no canto sudoeste da baía de Newcomb (STARK et al., 2003; STARK; SNAPE; RIDDLE, 2006). BB apresenta uma batimetria rasa, levemente inclinada e foi amostrada em três pontos delineados pela distância da costa: interior da baía de Brown (BBIN), o ponto mais próximo do antigo lixão de Casey, localizado a aproximadamente 30m da costa em profundidades de 5–8m; meio da baía de Brown (BBMID), posicionada a cerca de 150m da costa em profundidades de 12–15m; e exterior da baía de Brown (BBOUT), o local mais distante da fonte de impacto, situado a aproximadamente 300m da costa, em profundidades de 15 a 20 m. O BB geralmente permanece livre de gelo marinho por um a dois meses por ano, normalmente entre janeiro e março. Durante o verão, um riacho de água derretida flui através do Vale Thala. Antes da remediação do local em 2004, esse riacho transportava detritos, partículas e contaminantes dissolvidos para a baía. Consequentemente, uma variedade de itens de detritos pode ser encontrada no fundo do mar dentro da baía.

Semelhante ao BB, Wilkes (WI) está localizada nas proximidades de uma área associada à descarte de resíduos, oriunda da primeira estação de pesquisa construída na área das Ilhas Windmill pelos Estados Unidos em 1957 e posteriormente abandonada em 1969 (STARK et al., 2020; STARK; RIDDLE; SIMPSON, 2003). A estação de WI, posicionada no lado norte da Baía de Newcomb, na Península Clark, apresentava um depósito de resíduos terrestre situado a aproximadamente 100 metros da costa. Durante o verão, a água do degelo flui através do local de descarte de resíduos para o ambiente marinho próximo da costa, embora não exista nenhum fluxo

de degelo definido ou canais permanentes (STARK et al., 2023). A amostragem em WI foi realizada a aproximadamente 30m da costa, em profundidades de 12-15m.

A baía de Wharf (WH) serve como uma pequena plataforma para carregamento de carga, lançamento de pequenas embarcações e reabastecimento de combustível, apresentando uma instalação de armazenamento de combustível a partir da qual ocorreram vários derramamentos acidentais, incluindo o maior em 1990 (STARK; RIDDLE; SIMPSON, 2003).

A baía de Shannon (SH) representa uma pequena baía cercada por falésias de gelo nas proximidades do emissário de esgoto ativo da Estação Casey. Na linha de água, uma encosta íngreme com grandes blocos rochosos estende-se até uma profundidade de cerca de 15m, abaixo da qual um substrato de areia lamacenta relativamente homogêneo se estende até uma profundidade de 25m (STARK, 2000). Embora o efluente de esgoto geralmente passe por tratamento secundário, durante os períodos de pico de vazão, ele pode desviar da estação de tratamento (STARK; RIDDLE; SIMPSON, 2003). Este efluente é descarregado através de uma tubulação localizada a 30m da borda da falésia, onde existe um grande buraco de fusão, que se estende até o leito rochoso e fornece um canal para o efluente entrar na baía

4.2.2 Preparação e identificação da comunidade de nematoides

As amostras de sedimentos coletadas foram transportadas para os laboratórios da Casey Station, onde foram preservadas com formaldeído a 4%. Posteriormente, as amostras conservadas foram lavadas e passadas em peneira com abertura de malha de 500µm para retirada da fração sedimentar mais grossa e da macrofauna. Posteriormente, foi realizado outro processo de peneiramento com abertura de malha de 32 µm para reter a fração lamacenta da amostra. Os nematóides foram extraídos do sedimento lamacento usando uma técnica modificada de centrifugação e decantação, conforme descrito por Heip et al. (1985) e Pfannkuche & Thiel (1988) empregando uma solução de Ludox em água destilada com gravidade específica de 1,18 (WITTHÖFT-MÜHLMANN et al., 2005). Após a extração, as amostras foram tratadas com formalina 4% e Rosa Bengala 1% para preservar e corar os nematóides, respectivamente.

Para identificação, todos os nematoides retidos na peneira de 32µm foram contados em estereomicroscópio, sendo reservados aproximadamente 150 desses animais, de cada amostra, para fixação em lâmina e posterior identificação e medição da biomassa dos primeiros 100 indivíduos (HIGGINS; THIEL, 1988). Para fixação desses indivíduos, eles passaram pelo processo de diafanização, seguindo a metodologia de De Grise (1969), aplicando três soluções: I - Composto

por 99% de formol e 1% de glicerina, em repouso por 24 horas; II- solução composta por álcool 95% e glicerina 5%, permanecendo 8 horas a 40°C; III- composto por álcool 50% e glicerina 50%, adicionado após oito horas da solução II. Por fim, os indivíduos foram transferidos para lâminas permanentes com glicerina 100%, permitindo uma melhor visualização e conservação.

A identificação dos nematóides foi baseada na chave pictórica em nível de gênero segundo Platt e Warwick (1983; 1988), Warwick e Clarke (1998) e dados existentes em nemys.ugent.be (banco de dados internacional de nematóides). Após a identificação, os gêneros foram classificados de acordo com a frequência de ocorrência por local baseada em Bodin (1977): Constante (75,1–100%), Frequente (50,1–75%), Comum (25,1–50%) e Raro (menos de 25%). Seguindo a classificação modificada de Wieser (1953), os nematóides foram classificados de acordo com a morfologia oral e colocados em grupos tróficos: 1A (detritívoros seletivos); 1B (detritívoros não seletivos); 2A (raspadores de substrato); 2B (predadores/onívoros). Para compreensão da diversidade trófica foi calculado o Índice de Diversidade Trófica (HEIP; VINCX; VRANKEN, 1985), $ITD = \Sigma \theta^2$ em que θ é a contribuição da densidade de cada grupo para a densidade total do nematóide, variando de 0,25 conforme a maior diversidade trófica (cada uma das quatro guildas tróficas representa 25% da densidade do nematóide), a 1,0 menor diversidade trófica (uma guilda trófica é responsável por 100% da densidade do nematóide).

Os gêneros de nematóides foram atribuídos à uma escala CP de acordo com seu potencial de colonizar ou persistir em um determinado habitat, com base em “Colonizadores” (C; organismos com alta tolerância a condições subversivas) e “Persistentes” (P; baixa tolerância). Os CP’s são classificados como: CP1 (com alta taxa de reprodução, vida curta e dauerlarvas); CP2 (alta taxa de reprodução e curta vida útil); CP3 (vida útil curta e sensível a perturbações); CP4 (vida útil e sensibilidade a distúrbios maiores); CP5 (baixa taxa de reprodução, com ciclo de desenvolvimento mais longo e sensibilidade a poluentes). O Índice de Maturidade (MI) (BONGERS, 1990; BONGERS; ALKEMADE; YEATES, 1991) é calculado a partir da média ponderada dos valores individuais de Colonização Persistente (CP), como $MI = \sum_{i=1}^n \frac{v(i)}{f(i)}$, onde $v(i)$ é o valor CP do táxon e $f(i)$ é a frequência desse táxon, será utilizado para investigar a estratégia de vida dos indivíduos. Assim, o índice de maturidade é expresso com o valor CP, variando de 1 (colonizadores extremos) a 5 (persistentes extremos) (BONGERS; BONGERS, 1998; BONGERS; FERRIS, 1999).

Por fim, a biomassa dos nematóides foram calculadas usando a fórmula de Andrassy (1956), levando a valores de peso úmido em $\mu\text{g}/10\text{ cm}^2$. Para calcular a biomassa total de nematóides a biomassa média foi calculada para cada gênero de nematóide e multiplicada pela sua densidade em cada réplica.

4.2.3 Variáveis ambientais

Assim como a amostragem e os locais estudados, a análise sedimentar e características abióticas do sedimento foram baseadas no trabalho de França et al. (2024), onde as amostras foram coletadas utilizando um amostrador de 5cm de diâmetro, atingindo profundidade de até 10cm no sedimento. Os amostradores foram congelados a -20°C até a análise. Amostras de sedimentos congelados de cada amostrador foram subamostradas dos 5 cm superiores e homogeneizadas para análises separadas de tamanho de grão, conteúdo de matéria orgânica, nutrientes e concentrações de poluentes associados aos impactos locais (i.e., metais, hidrocarbonetos totais de petróleo e poluentes orgânicos persistentes).

Para análise granulométrica, as amostras de sedimento foram secas a 40°C e depois peneiradas mecanicamente para medir a distribuição geral do tamanho: cascalho ($>2\text{mm}$), areia ($2\text{mm} - 63\mu\text{m}$) e lama ($<63\mu\text{m}$). A determinação precisa do tamanho de partícula por difração a laser foi realizada em uma subamostra de material $<2\text{ mm}$ usando um analisador Mastersizer 3000 equipado com uma unidade automatizada de dispersão úmida Hydro LV. Dados de distribuição de volume foram usados para calcular classes de tamanho padrão de Wentworth, variando de argila ($<2\mu\text{m}$) a areia muito grossa ($1,00\text{--}2,00\text{mm}$).

A matéria orgânica total (TOM, % peso seco) foi determinada gravimetricamente por perda por ignição (LOI) seguindo o método descrito por Heiri et al. (2001). O sedimento úmido homogeneizado (1-10 g) foi seco a 105°C durante a noite em cadinho de porcelana para determinação da fração de matéria seca (DMF), depois inflamado a 550°C por quatro horas em estufa para oxidação do material orgânico e pesado. novamente para medir a perda de massa.

Os nutrientes extraíveis com água foram medidos apenas nas amostras de sedimentos. Uma subamostra úmida de 5g da seção central de 0–1 cm foi extraída com água deionizada (1:5 p/v) por 1h, centrifugada e o sobrenadante filtrado através de uma membrana de $0,45\mu\text{m}$. A análise por injeção em fluxo (FIA) dos extratos foi realizada no Analytical Service Tasmania (AST) usando procedimentos baseados em métodos colorimétricos padrão da APHA.

Para análise de metais, os elementos foram extraídos de sedimentos utilizando ácido clorídrico diluído (1M) durante quatro horas, método de extração parcial (seletivo) comumente empregado para identificar sedimentos contaminados (Snape et al., 2004). Este método visa amplamente metais em fases lábeis de sedimentos (por exemplo, carbonatos, óxidos de Fe e Mn, sulfetos, orgânicos), onde é mais provável que residam metais antropogênicos. Todas as extrações empregaram digestão ácida 1M de 1:10 p/v (sedimento úmido) ou 1:20 p/v (sedimento seco) de uma subamostra de 2 a 5g de sedimento homogeneizado em temperatura ambiente. Após centrifugação e/ou filtração a 0,45µm, o extrato foi analisado por ICP-MS ou ICP-AES. Em todos os conjuntos de dados, o controle de qualidade foi facilitado pela extração e análise de dois materiais de referência certificados (CRMs) de sedimentos marinhos: MESS-2/3 e PACS-2 (National Research Council Canada, NRCC).

Análises de hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH) e dos poluentes orgânicos persistentes éteres difenílicos polibromados (PBDEs) e bifenilos policlorados (PCBs) em amostras de sedimentos foram conduzidas pela Unidade de Serviços Analíticos (ASU), Queen's University, Kingston, Ontário, Canadá. Os hidrocarbonetos foram extraídos de 5 a 10g de sedimento úmido com solvente e depois, após concentração e limpeza, determinados por cromatografia gasosa com detecção por ionização de chama (GC-FID). PBDEs e PCBs foram extraídos de 1–5g de sedimento seco ao ar com diclorometano e concentrados por evaporação. Os extratos foram limpos por cromatografia de permeação em gel seguida de silicato de magnésio ativado. A análise dos congêneres mais comuns de PBDE foi realizada por cromatografia gasosa com espectroscopia de massa em tandem (GC/MS/MS), enquanto os PCBs totais foram determinados por cromatografia gasosa com detecção por captura de elétrons (GC-ECD).

4.2.4 Análise de dados

Os dados de densidade e biomassa de nematóides foram transformados utilizando a raiz quarta e uma matriz de similaridade foi calculada utilizando o índice de Bray-Curtis. Para visualizar padrões de similaridade, os dados foram ordenados usando uma técnica de escala multidimensional não métrica (nMDS). A diversidade da meiofauna foi calculada e definida utilizando os seguintes índices: Riqueza (S), Shannon Wiener (H') e Diversidade Hill (H1, H2 e H ∞), Pielou (J). Para testar as hipóteses foi aplicada uma ANOVA permutacional (PERMANOVA) e para avaliar a homogeneidade entre os dados e os locais estudados (OB1, 2 e 3, Mcgrady, Wharf, Wilkes, BBIN, MID e OUT, e Shannon), um PERMDISP análise foi realizada.

Devido à diferença no número de amostras disponíveis para análises bióticas e abióticas, foi necessário excluir réplicas de amostras incompatíveis ao combinar os parâmetros da nematofauna com fatores ambientais e concentrações de poluentes. Além disso, foi aplicada regressão de modelagem linear multivariada baseada em distância (DistLM). O dbRDA foi realizado para obter a ordenação e visualização dos modelos ajustados (como DistLM), e os vetores plotados nos gráficos foram gerados usando a correlação de postos de Spearman.

Todos os dados abióticos foram normalizados antes de serem utilizados em análises de correlação. As análises multivariadas foram realizadas utilizando PRIMER v7 com o pacote PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008).

O status de qualidade ambiental (EcoQ) foi determinado para cada local, considerando o índice de diversidade de Shannon (H'), os gêneros IM, ITD, CP e Sensitive/Tolerant (>10%) como elementos de qualidade biológica, permitindo a classificação do Ecológico. Status de qualidade (EcoQ) da área de estudo em cinco classes: “ruim”, “pobre”, “moderado”, “bom” e “alto” (para detalhes ver, por exemplo, Moreno *et al.* (2011); Semprucci *et al.* (2015); Semprucci, Losi and Moreno (2015)).

4.3 Resultados

4.3.1 Comunidade de nematoides

4.3.1.1 Densidade, biomassa e parâmetros de diversidade

Foram identificados 98.207 indivíduos de nematoides, distribuídos em 52 gêneros (Figura 2). Sete desses gêneros estavam presentes em todos os locais (*Thalassomonhystera*, *Daptonema*, *Linhomoeus*, *Neochromadora*, *Halomonhystera*, *Chromadora* e *Microlaimus*). De acordo com a classificação da frequência de ocorrência, constatou-se que 12 gêneros foram constantes, três frequentes e 10 comuns, enquanto a maioria deles, 27 gêneros, foram classificados como raros (Figura 2). Aproximadamente 28% dos 46 gêneros nematóides dos locais de referência eram exclusivos, onde a maioria desses gêneros exclusivos apresentou estratégia de vida mais persistente (CP-3 e 4), enquanto o tipo oral predominante foram os alimentadores de epistrato (2A). Nos locais impactados, sete dos 42 gêneros registrados eram exclusivos, com cerca de 42% sendo colonizadores/oportunistas (CP-2) e alimentadores seletivos (1A) (Figura 2).

Figura 2. Lista de gêneros de nematoides divididos em quatro categorias de frequência de ocorrência: Constante (75.1–100%), Frequente (50.1–75%), Comum (25.1–50%) e Raro (0.1–25%), através do métodos de Bodin (1977), bem como seus respectivos valores de colonização-persistência (CP) e grupo trófico (GT). Os círculos verde e vermelho representam os locais de referência (OB1, OB2, OB3 e McGrady) e os locais impactados (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon), respectivamente. Valores dentro dos círculos e interseção indicam a quantidade de gêneros exclusivos e/ou compartilhados (S).

Constantes			Frequentes			Comuns			Raros		
Gênero	CP	GT	Gênero	CP	GT	Gênero	CP	GT	Gênero	CP	GT
  <i>Chromadora</i>	3	2A	  <i>Desmodora</i>	2	2A	  <i>Ascolaimus</i>	2	2A	 <i>Acanthonchus</i>	3	2A
  <i>Cyartonema</i>	3	1A	  <i>Desmolaimus</i>	2	1B	  <i>Deontolaimus</i>	3	2A	 <i>Cheironchus</i>	3	2B
  <i>Daptonema</i>	2	1B	  <i>Molgolaimus</i>	3	2A	  <i>Halalaimus</i>	4	1A	 <i>Comesa</i>	2	2A
  <i>Halomonhystera</i>	1	1B				  <i>Halichoanolaimus</i>	3	2B	 <i>Desmoscolex</i>	4	1A
  <i>Leptolaimus</i>	2	1B				  <i>Innocuonema</i>	3	2A	 <i>Endeolophos</i>	3	2A
  <i>Linhomoeus</i>	2	2A				  <i>Metadesmolaimus</i>	2	1B	 <i>Euchromadora</i>	3	2A
  <i>Microlaimus</i>	2	2A				  <i>Metalinhomoeus</i>	2	1B	 <i>Metacyatholaimus</i>	3	2A
  <i>Neochromadora</i>	2	2A				  <i>Morlaixia</i>	3	1A	 <i>Metasphaerolaimus</i>	3	2B
  <i>Odontophora</i>	2	2A				  <i>Steineria</i>	2	1B	 <i>Parasphaerolaimus</i>	3	2B
  <i>Prochromadorella</i>	2	2A				  <i>Theristus</i>	2	1B	 <i>Rhabdocoma</i>	4	1A
  <i>Sabatieria</i>	2	1B						 <i>Rhabdodemia</i>	4	2B	
  <i>Thalassomonhystera</i>	1	1B						 <i>Sphaerolaimus</i>	3	1B	
								 <i>Stephanolaimus</i>	4	2A	
								 <i>Aegialolaimus</i>	4	1A	
								 <i>Araeolaimus</i>	3	1A	
								 <i>Axonolaimus</i>	2	2A	
								 <i>Choniolaimus</i>	3	2B	
								 <i>Gomphonema</i>	2	1A	
								 <i>Metachromadora</i>	2	2A	
								 <i>Prochromadora</i>	3	2A	
								  <i>Acantholaimus</i>	3	2A	
								  <i>Amphimonhystera</i>	2	1B	
								  <i>Campylaimus</i>	3	1A	
								  <i>Chromadorella</i>	3	2A	
								  <i>Odontanticoma</i>	2	2A	
								  <i>Paralongicyatholaimus</i>	3	2A	
								  <i>Pselionema</i>	3	1A	

13

32

7

A riqueza de gêneros de nematoides diferiu entre os locais (Tabela 1), com no máximo 39 gêneros (média: 18.25 ± 2.80) no local de referência de OB (OB1) e no mínimo 15 gêneros (média: 6.50 ± 0.92 ; 7.62 ± 0.37) nos locais impactados de WI e BBIN (Figura 3B). A densidade de

nematóides (ind./10 cm²) também variou significativamente entre os locais (Tabela 1). A densidade média mais baixa de nematóides foi encontrada no local impactado de BBOU (631.86 ± 120.58 ind./10cm²), enquanto a mais alta foi encontrada no local de referência OB3 (3387.12 ± 930.91 ind./10cm²) (Figura 3A). É possível observar também uma diminuição na densidade de nematóides ao longo do gradiente de poluição em BB (IN, MID e OUT). Já a biomassa média total de nematóides foi significativamente maior nos locais de referência do que nos locais impactados variando de 155.41 ± 3.56 a 587.35 ± 1.08 µg/10 cm² com valores mais baixos registrados em WI e mais altos em OB3 (Figura 3A).

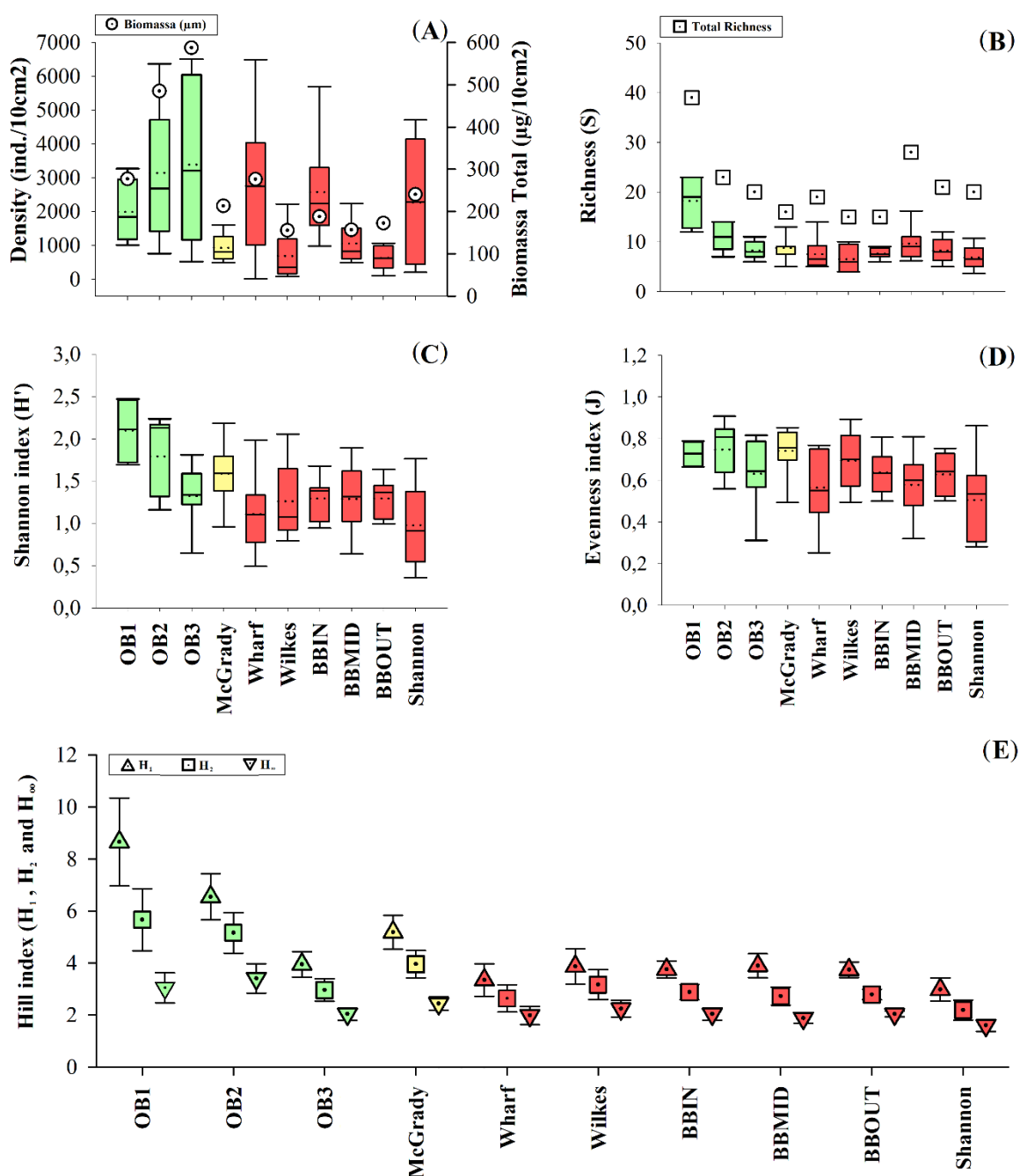
Tabela 1. Comparação entre os índices ecológicos calculados em todos os locais: Riqueza (S), Densidade (N), Biomassa, Índice de Shannon (H'), Índice de Hill (H₁, H₂, H_∞) e Equidade (J'), utilizando os resultados da PERMANOVA análise. O fator de análise foi a área (localização). Valores de P(perm) < 0,05 estão em negrito. O "df" indica o grau de liberdade, "MS" representa a média dos valores dos quadrados.

Density (N)				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	3.04	5.03	0.04
Location [Bay]	8	6.25	3.62	0.02
Site [Location [Bay]]	12	1.67	0.68	0.74
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	2.46	1.12	0.35
Residual	40	2.17		
Total	82			
Biomassa				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	11910.00	3.09	0.01
Location [Bay]	8	4005.00	3.73	0.01
Site [Location [Bay]]	12	1028.90	0.91	0.62
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	1093.20	1.23	0.06
Residual	40	886.83		
Total	82			
Richness (S)				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	197.96	5.07	0.04
Location [Bay]	8	40.99	4.95	0.01
Site [Location [Bay]]	12	7.92	1.36	0.23
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	5.78	0.71	0.76
Residual	40	8.06		
Total	82			
Shannon diversity index (H')				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)

Bay	1	3.01	6.69	0.02
Location [Bay]	8	0.46	3.54	0.02
Site [Location [Bay]]	12	0.12	0.97	0.50
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	0.13	0.73	0.78
Residual	40	0.18		
Total	82			
Evenness index - J'				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	0.12	2.50	0.14
Location [Bay]	8	5.23E-2	4.32	0.01
Site [Location [Bay]]	12	1.17	0.63	0.79
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	1.94	0.75	0.75
Residual	40	2.58		
Total	82			
Hill diversity index - H₁				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	5268.20	5.92	0.02
Location [Bay]	8	921.63	3.10	0.02
Site [Location [Bay]]	12	287.43	0.96	0.50
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	300.26	0.75	0.79
Residual	40	396.69		
Total	82			
Hill diversity index - H₂				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	4802.30	5.37	0.03
Location [Bay]	8	924.39	2.97	0.02
Site [Location [Bay]]	12	301.43	0.89	0.57
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	339.36	0.82	0.70
Residual	40	411.50		
Total	82			
Hill diversity index - H_∞				
Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	2874.80	5.20	0.03
Location [Bay]	8	568.65	2.55	0.05
Site [Location [Bay]]	12	216.87	0.91	0.55
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	239.39	0.76	0.76
Residual	40	312.89		
Total	82			

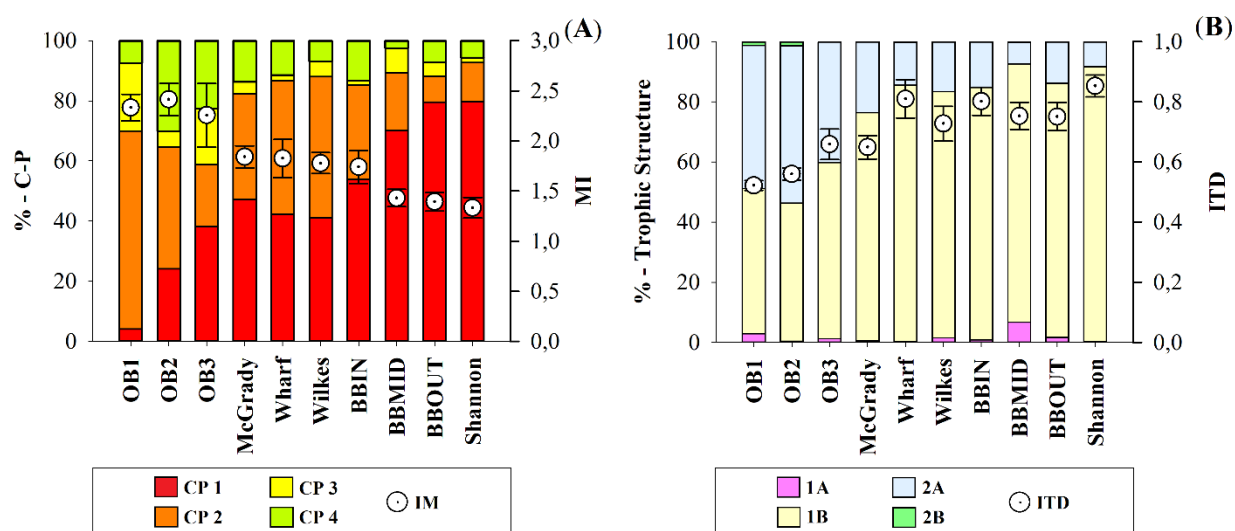
A diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade Pielou (J') diferiram significativamente entre os locais (Tabela 1), com os maiores valores encontrados nos locais de referência (Figura 3C e D). Os padrões dos índices de Hill (S, H₁, H₂ e H_∞) corresponderam aos resultados observados no índice de Pielou e na diversidade de Shannon, indicando que os locais impactados abrigavam comunidades menos diversas e menos uniformes (Figura 3E). Estes índices demonstram que as comunidades de nematofauna têm uma composição diferente nos diferentes locais.

Figura 3. Densidade e biomassa (A), Riqueza (B), índice de Shannon (C), índice de uniformidade (D) e índice de Hill (E) da meiofauna registrada em cada local (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). A linha horizontal sólida indica a mediana e a linha horizontal pontilhada indica a média. As caixas representam quartis superiores/inferiores. As linhas verticais que se estendem de cada caixa representam o valor mínimo e máximo. As cores indicam a perturbação, onde o vermelho (■) são os locais impactados, pertencentes à baía Newcomb, o amarelo (■) são os locais de referência pertencentes a baía de Newcomb e o verde (■) são os locais de referência pertencentes a baía de O'Brien.



O Índice de Maturidade e as classes CP revelaram diferenças significativas entre os locais ($p \leq 0.01$) com valores mais baixos do Índice de Maturidade em locais impactados, enquanto houve valores mais elevados nos locais de OB (Figura 4A). Da mesma forma, no que diz respeito às classes CP, as classes 1 e 2, em conjunto, revelaram valores mais elevados nos locais impactados e mais baixos nos locais de OB, com CP 1 dominando os locais BBs e SH. Em contraste, os valores de CP 3 e 4, juntos, revelaram resultados opostos, sendo maiores nos locais de referência e menores nos locais impactados.

Figura 4. Porcentagem de contribuição de diferentes grupos persistentes de colonizadores (% CP) e índice de maturidade (MI $\pm$ erro) (A) e porcentagem de contribuição de diferentes grupos tróficos (% GT) e índice de diversidade trófica (ITD $\pm$ erro) (B) em cada local (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon).



O índice de diversidade trófica (ITD), mostrado na Figura 4B, foi mais baixo nos locais de referência do que nos locais impactados. Em todos os locais, as comunidades de nematóides foram dominadas, em termos de abundância relativa, por alimentadores de depósitos não seletivos (1B) e alimentadores de crescimento épico (2A). No entanto, nos locais impactados os nematóides 1B representaram 82-91% da estrutura trófica total encontrada, enquanto nos locais de referência pertencentes ao OB representaram 46-58%.

O resultado do estado médio de qualidade ecológica (EcoQ) dos locais, com base no cálculo dos índices de nematóides e no desenvolvimento de limiares específicos pré-determinados, variou de ruim, nos locais de referência, WH e WI, a ruim em BBs e SH (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados do EcoQ nos locais estudados (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOU e Shannon).

Nematode parameters:	High	Good	Moderate	Poor	Bad	Not available
Shannon index (H')			OB2	OB1 and OB3	MCG, WH, WI, BBs and SH	
Maturity index (MI)			OB3	OB1 and OB2	MCG, WH, WI, BBs and SH	
CP				OBs, MCG, WH, WI and BBs.	SH	
ITD				OBs, MCG, WH, WI and BBs	SH	
Sensitive/Tollerant genera	OB1			OBs, MCG, WH and WI	BBIN	BBMID, BBOU and SH
EcoQ Result				OBs, MCG, WH and WI	BBs and SH	

4.3.1.2 Estrutura espacial

A análise multivariada da composição da comunidade de nematóides revelou diferenças significativas na escala de localização, com variação significativa observada entre baías e locais. As ordenações nMDS apresentaram maior associação e menor dispersão entre os locais impactados em comparação aos locais OB (Figura 5). A estrutura da comunidade de nematóides pertencente ao MCG demonstrou distribuição intercalada entre os locais impactados e os locais de referência pertencentes ao OB. Os vetores de correlação de Spearman aplicados ao nMDS indicaram que a maioria dos vetores dos gêneros gerados ($p > 0.5$) exibiu correlação positiva com os locais de referência. Uma análise mais aprofundada da estrutura da comunidade foi conduzida usando PERMDISP, que testa diferenças na dispersão multivariada. E, apesar da variação entre os locais ($p = 0.02$), não foram encontradas diferenças significativas na dispersão multivariada das comunidades de nematoides entre as baías ($p = 0.09$) e os locais impactados ($p = 0.50$).

As comparações da nematofauna resultantes das análises PERMANOVA revelaram que todos os locais impactados eram significativamente diferentes dos locais de referência (Tabela 3). No entanto, a comunidade de nematoides de MCG apresentou semelhança tanto com os locais de referência quanto com os impactados. O SIMPER revelou que *Neochromadora*, *Linhomoeus*,

Thalassomonhystera, *Leptolaimus* e *Halomonhystera* foram os cinco gêneros de nematoides que apresentaram maior contribuição para distinguir locais impactados e de referência entre si (Tabela 4). Porém, destes gêneros, a maioria, com exceção de *Thalassomonhystera* e *Halomonhystera*, apresentou maior abundância nos locais de referência.

Figura 5. Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) baseado na densidade de gêneros de nematóides (transformada para a 4ª raiz, usando Bray-Curtis e $\rho > 0,5$), com seu vetor (força e direção do efeito da variável no gráfico de ordenação) em locais (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). As cores indicam a perturbação, onde o vermelho (■) são os locais impactados, pertencentes à baía Newcomb, o amarelo (■) são os locais de referência pertencentes a baía de Newcomb e o verde (■) são os locais de referência pertencentes a baía de O'Brien.

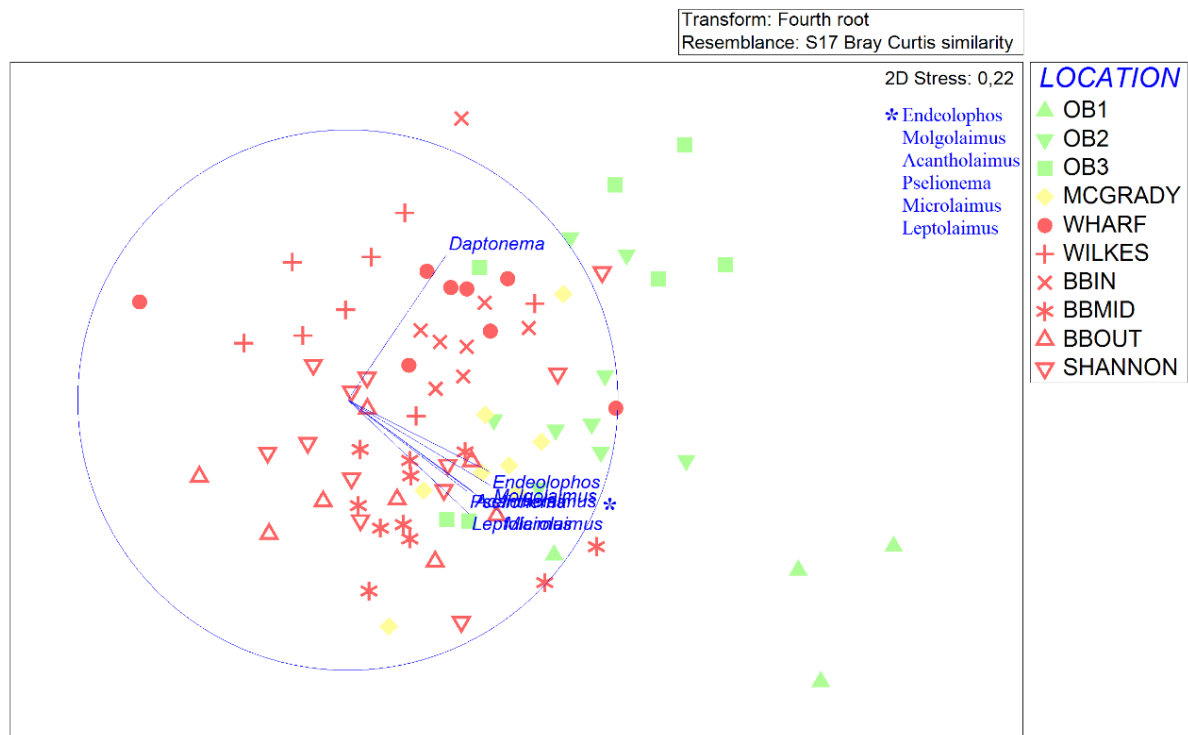


Tabela 3. Comparação entre a comunidade de nematoides nos locais, utilizando os resultados da análise PERMANOVA. O fator de análise foi a área (local). Valores de $P(\text{perm}) < 0,05$ estão em negrito. O “df” indica graus de liberdade, “MS” significa quadrado e “res” significa resíduo. O (*) indica análise de contraste.

Meiofauna Structure				
Source	PERMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bay	1	11318.00	3.12	0.01
Location [Bay]	8	3773.60	3.70	0.01

Site [Location [Bay]]	12	979.16	0.92	0.64
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	1054.40	1.25	0.05
Residual	40	842.88		
Total	82			

Source	PEMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Location	9	4611.90	4.51	0.01
O'Briens vs McGrady*	1	3083.30	2.65	0.08
Mcgrady vs Impacted locations*	1	2516.50	2.03	0.11
Reference locations vs Wharf*	1	3675.20	3.10	0.02
Reference locations vs Wilkes*	1	6507.70	4.13	0.02
Reference locations vs BBIN*	1	6576.00	6.68	0.02
Reference locations vs BBMID*	1	7579.40	7.58	0.01
Reference locations vs BBOUT*	1	6895.70	5.60	0.01
Reference locations vs Shannon*	1	6610.40	5.11	0.01
Residual	40	842.88		
Total	82			

Tabela 4. Resultados da análise de similaridade (SIMPER) utilizando dados de abundância, indicando os gêneros que contribuíram para a dissimilaridade na comunidade de nematóides dos locais de referência (OB1, OB3, OB3 e McGrady) e impactados (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT) e Shannon). Av. Abund., abundância média; Av. Sim., dissimilaridade média; Sim/SD, desvio padrão de dissimilaridade; Contrib%, percentual de contribuição; Cum.%, porcentagem acumulada.

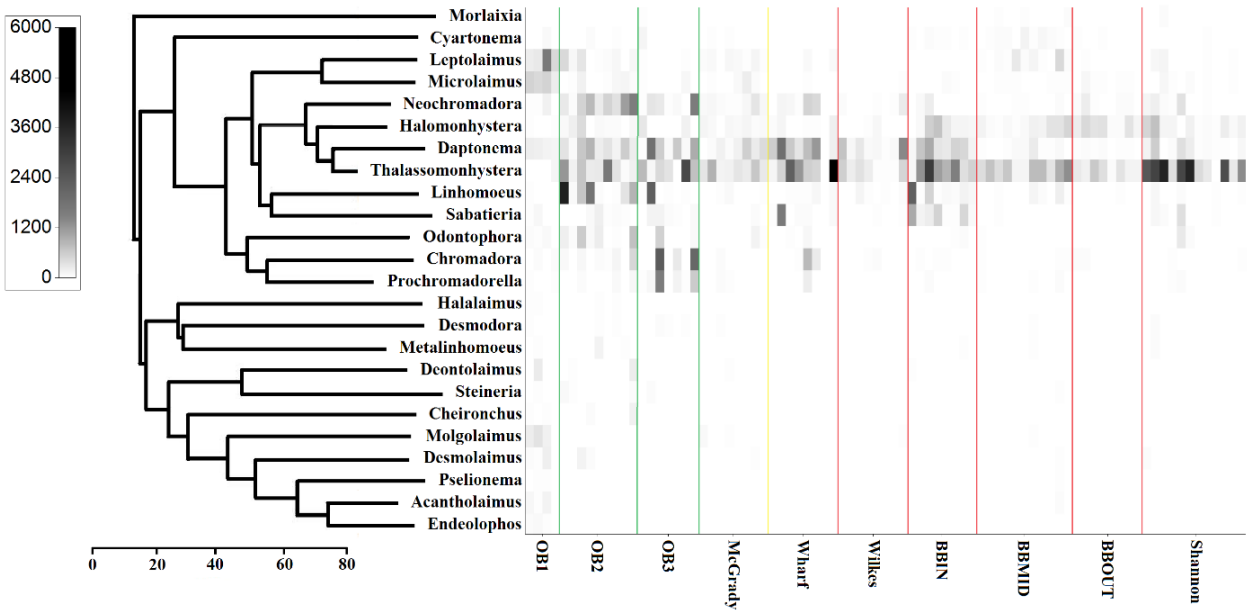
Similarity Percentages - species contributions					
Group Reference locations					
Average similarity: 50.31					
Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Daptonema</i>	3.84	9.57	2.43	19.02	19.02
<i>Thalassomonhystera</i>	3.79	9.19	1.45	18.27	37.29
<i>Neochromadora</i>	3.45	8.06	2.21	16.03	53.32
<i>Leptolaimus</i>	2.35	4.02	0.95	7.99	61.31
<i>Halomonhystera</i>	1.97	3.50	0.77	6.96	68.27
<i>Microlaimus</i>	1.96	2.88	0.78	5.72	74.00
<i>Odontophora</i>	1.97	2.70	0.86	5.38	79.37
<i>Linhomoeus</i>	2.15	2.49	0.63	4.94	84.31
<i>Sabatieria</i>	1.48	2.15	0.65	4.28	88.59

<i>Chromadora</i>	1.82		2.12	0.64	4.22	92.81
Group Impacted locations						
Average similarity: 53.41						
Species	Av.Abund		Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Thalassomonhystera</i>	4.79		17.83	3.17	33.38	33.38
<i>Daptonema</i>	3.20		11.05	2.22	20.69	54.06
<i>Halomonhystera</i>	2.81		9.06	1.43	16.96	71.03
<i>Neochromadora</i>	1.62		3.56	0.77	6.67	77.69
<i>Linhomoeus</i>	1.62		3.38	0.77	6.33	84.02
<i>Sabatieria</i>	1.33		1.80	0.50	3.36	87.38
<i>Leptolaimus</i>	1.10		1.75	0.51	3.27	90.66
Group Reference locations vs Impacted locations						
Average similarity: 52.77						
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Neochromadora</i>	3.45	1.62	4.22	1.38	8.00	8.00
<i>Linhomoeus</i>	2.15	1.62	3.89	1.12	7.36	15.37
<i>Thalassomonhystera</i>	3.79	4.79	3.72	1.20	7.04	22.41
<i>Leptolaimus</i>	2.35	1.10	3.61	1.33	6.84	29.25
<i>Halomonhystera</i>	1.97	2.81	3.38	1.21	6.40	35.65
<i>Chromadora</i>	1.82	0.98	3.23	1.06	6.11	41.76
<i>Odontophora</i>	1.97	0.48	3.21	1.27	6.07	47.84
<i>Daptonema</i>	3.84	3.20	3.18	1.22	6.03	53.86
<i>Microlaimus</i>	1.96	0.98	3.15	1.25	5.97	59.83
<i>Sabatieria</i>	1.48	1.33	3.07	1.15	5.82	65.65
<i>Prochromadorella</i>	1.53	0.44	2.81	0.96	5.32	70.97
<i>Cyarttonema</i>	0.52	0.78	1.82	0.82	3.46	74.43
<i>Desmodora</i>	0.67	0.08	1.33	0.67	2.53	76.96
<i>Molgolaimus</i>	0.65	0.13	1.21	0.56	2.30	79.26
<i>Desmolaimus</i>	0.59	0.15	1.03	0.57	1.95	81.21
<i>Steineria</i>	0.44	0.04	0.72	0.47	1.37	82.58
<i>Deontolaimus</i>	0.42	0.07	0.72	0.44	1.36	83.94
<i>Metalinhomoeus</i>	0.27	0.12	0.60	0.40	1.15	85.09
<i>Cheironchus</i>	0.37	0.00	0.54	0.39	1.01	86.10
<i>Morlaxia</i>	0.07	0.23	0.54	0.39	1.01	87.12
<i>Halalaimus</i>	0.30	0.06	0.51	0.45	0.96	88.08
<i>Acantholaimus</i>	0.31	0.05	0.45	0.36	0.86	88.94
<i>Pselionema</i>	0.22	0.04	0.37	0.37	0.71	89.65

<i>Endeolophos</i>	0.29	0.00	0.37	0.34	0.70	90.35
--------------------	------	------	------	------	------	-------

Os locais perturbados exibiram densidades mais baixas para a maioria dos gêneros de nematoides, particularmente aqueles que contribuíram com pelo menos 1% para as estruturas comunitárias (exceto os mencionados acima e *Prochromadorella*), em comparação com os locais de referência (Figura 6). Esse padrão foi mais evidente em *Chromadora*, *Microaimus*, *Odontophora* e *Prochromadorella*, pois apresentaram reduções médias superiores a 90% nas abundâncias, nos locais de referência em relação aos impactados.

Figura 6. Gráficos de sombra das densidades padronizadas (ind./10 cm²) dos táxons de nematoides nas localidades (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). Os táxons de nematoides representam aqueles que contribuíram para as principais diferenças entre os locais de referência e os impactados nas análises do SIMPER.



4.3.2 Parâmetros ambientais

Os resultados da caracterização do sedimento foram previamente publicados por França et al. (2024), onde através da análise química dos sedimentos, revelou-se a presença de poluentes inorgânicos e orgânicos com concentrações variáveis entre os locais de estudo. A análise metais indicou que as concentrações totais variaram significativamente entre os locais (pseudo-F = 3.97; p = 0.03), com o menor valor registrado em WI (500.03mg/kg) e o maior em BBIN (10859.87mg/kg), sendo ferro (Fe) o mais abundante, representando 70-90% da concentração total.

O cádmio (Cd) foi ubíquo, enquanto outros metais como cobre (Cu), chumbo (Pb), vanádio (V) e zinco (Zn) apresentaram concentrações mais elevadas em locais impactados de BB (principalmente BBIN) e SH.

Entre os poluentes orgânicos, os TPHs mostraram a maior concentração média em BBIN (241.43 mg/kg) e abaixo do limite de detecção em OB1, OB2, WH e WI. Os PBDEs foram detectados em todos os locais, variando de 1.35ng/kg em OB3 a 23.09 ng/kg em SH, e os PCBs foram encontrados apenas em locais impactados, com a maior concentração em BBIN (252.25ng/kg). Destes, apenas TPHs e PCBs apresentaram diferenças significativas entre os locais ($p \leq 0.01$).

A caracterização dos sedimentos também incluiu análise de matéria orgânica total (TOM), nutrientes e granulometria, com variações significativas observadas ($p \leq 0.03$), destacando concentrações maiores de TOM e nutrientes em OB3 e MCG. Já a granulometria variou de argila a areia, com maior fração areia na maioria dos locais de referência OB, com exceção de OB3, em relação aos locais impactados

4.3.3 Correlação entre nematofauna e parâmetros ambientais

Nos testes marginais, as únicas variáveis ambientais isoladas que não apresentaram correlações significativas com a variação da comunidade de nematóides foram: areias mais grossas, amônia, fosfato, ferro e TPHs (Tabela 5). Os resultados da análise multivariada do DistLM-Best sobre a relação entre todas as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade dos nematoides revelaram que os tamanhos de sedimentos de areia média, muito fina e silte-argila, juntamente com nitrito e PCB Total foram as cinco variáveis que melhor explicaram (juntas, 38.6%) a variação na estrutura da comunidade de nematoides (Tabela 5). O modelo gráfico dbRDA baseado no modelo DistLM explica 58% da variação ajustada e 42% da variação total (Figura 7). Os vetores dbRDA demonstraram que o primeiro eixo está relacionado à maioria das variáveis ambientais, contribuindo para a variação e distinção entre diferentes grupos. Há uma tendência de separação entre as localidades pertencentes ao OB1 e 2, correlacionadas negativamente com maiores concentrações de poluentes, correlacionado positivamente com sedimentos mais grossos. Em contraste, os locais pertencentes ao BB e SH correlacionaram de forma oposta a essas variáveis, e positivamente a sedimentos mais finos e alguns nutrientes. O MCG também possui sedimentos finos como a maioria dos locais da Baía de Newcomb, este local não possui altas concentrações de poluentes como outros locais de referência, formando um grupo mais separado (Figura 7).

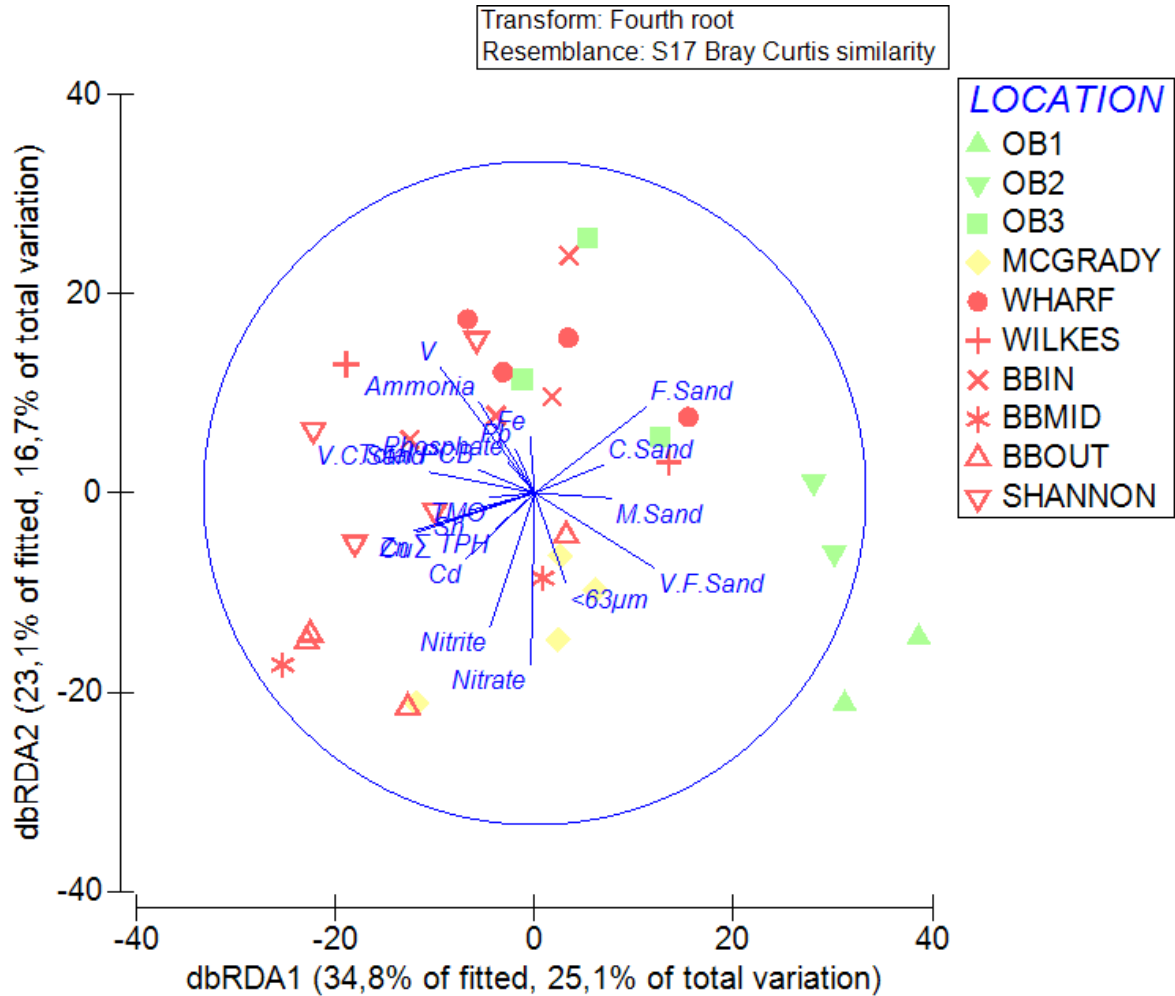
Tabela 5. Grupos de variáveis ambientais, selecionadas pela análise DistLM-BEST, que mais se correlacionam com a meiofauna. O procedimento BEST foi utilizado em matrizes de similaridade baseadas na densidade da meiofauna. “RSS”, Soma Residual de Quadrados; “No. Vars”, número de variáveis.

MARGINAL TEST				
Variables	SS (trace)	Pseudo-F	P	Prop.
V. F. Sand	3410.30	3.30	0.01	0.10
F. Sand	3811.40	3.70	0.01	0.11
M. Sand	3253.70	3.13	0.01	9.75
C. Sand	519.06	0.45	0.88	1.55
V.C. Sand	766.32	0.68	0.66	2.29
< 63µm	3572.30	3.48	0.01	0.10
TMO	2473.90	2.32	0.02	7.42
Ammonia	1947.70	1.79	0.08	5.84
Nitrate	2698.20	2.55	0.01	8.09
Nitrite	4547.50	4.58	0.01	0.13
Phosphate	1781.00	1.63	0.10	5.34
Cd	2631.90	2.48	0.02	7.89
Cu	3061.70	2.93	0.01	9.18
Fe	1816.80	1.67	0.10	5.44
Pb	2227.10	2.07	0.04	6.67
Sn	2652.30	2.50	0.02	7.95
V	2808.20	2.66	0.01	8.42
Zn	2850.30	2.71	0.03	8.54
∑ TPH	1819.40	1.67	0.10	5.45
Total PCB	2164.80	2.01	0.05	6.49

BEST RESULT FOR EACH NUMBER OF VARIABLES				
Environmental Variables Total Group				
R ²	RSS	No. Vars	Variable Selection	
0.13	28794	1	Nitrite	
0.19	26743	2	F. Sand; Sn	
0.27	24028	3	F. Sand; Nitrate; Sn	
0.33	22200	4	V. F. Sand; M. Sand; < 63µm; Total PCB	
0.38	20463	5	V. F. Sand; M. Sand; < 63µm; Nitrite; Total PCB	
0.43	18838	6	V. F. Sand; M. Sand; < 63µm; Ammonia; Nitrite; Total PCB	
0.47	17554	7	V. F. Sand; M. Sand; < 63µm; Ammonia; Nitrite; Fe; Total PCB	
0.50	16501	8	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; < 63µm; Ammonia; Nitrite; Fe; Total PCB	
0.53	15514	9	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; < 63µm; Ammonia; Nitrite; Fe; Pb; Zn	
0.55	14677	10	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; < 63µm; Ammonia; Nitrite; Fe; V; Zn; Total PCB	
0.58	13933	11	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrite; Fe; V; Zn; Total PCB	
0.60	13186	12	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrite; Fe; V; Zn; Total PCB	
0.62	12437	13	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrite; Fe; V; Zn; ∑ TPH; Total PCB	
0.64	11754	14	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; C. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrite; Fe; V; Zn; ∑ TPH; Total PCB	
0.66	11168	15	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; C. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrite; Cd; Fe; V; Zn; ∑ TPH; Total PCB	

0.67	10670	16	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; C. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrite; Phosphate; Cd; Fe; V; Zn; Σ TPH; Total PCB
0.69	10151	17	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; C. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrate; Nitrite; Phosphate; Cd; Fe; V; Zn; Σ TPH; Total PCB
0.70	9784	18	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; C. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrate; Nitrite; Phosphate; Cd; Cu; Fe; V; Zn; Σ TPH; Total PCB
0.71	9384	19	V. F. Sand; F. Sand; M. Sand; C. Sand; V. C. Sand; < 63µm; TMO; Ammonia; Nitrate; Nitrite; Phosphate; Cd; Fe; Sn; V; Zn; Σ TPH; Total PCB
0.72	9285	20	All

Figura 7. Correlação entre a comunidade de nematoides e o grupo total de variáveis ambientais (DistLM) com seus vetores (força e direção do efeito da variável no gráfico de ordenação) nos 10 locais (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT e Shannon). As cores indicam a perturbação, onde o vermelho (■) são os locais impactados, pertencentes a baía de Newcomb, o amarelo (■) são os locais de referência pertencentes a baía de Newcomb e o verde (■) são os locais de referência pertencentes a baía de O'Brien.



4.4 Discussão

4.4.1 Estrutura da comunidade de nematoides

Este estudo revelou densidades de nematofauna (1943.85 ind./10 cm²) inferiores às aquelas reportadas para a maioria das regiões de águas rasas da Antártica, incluindo estudos prévios na Estação Casey (GHELLER; CORBISIER, 2022; STARK et al., 2020). É importante notar, no entanto, que a maioria dos estudos se concentra na Península Antártica, especialmente na Ilha King George, onde densidades de até 11366 ind./10 cm² foram registradas (GHELLER; CORBISIER, 2022). As condições ambientais favoráveis na Ilha King George, como maior produtividade primária e temperaturas mais altas da água do mar no verão, provavelmente contribuem para essas densidades elevadas (STARK et al., 2019, 2020). A localização de Casey, mais próxima ao sul, sujeita a períodos mais longos de cobertura de gelo marinho, resulta em menor produtividade e disponibilidade de alimentos, o que pode explicar as densidades mais baixas observadas neste estudo (STARK et al., 2020).

Embora a abundância de nematoides em águas rasas da Antártica tenha sido bem documentada, a diversidade de nematoides recebeu menos atenção. Este estudo identificou 52 gêneros de nematoides em locais ao redor de Casey, número consistente com outros estudos em sedimentos antárticos de águas rasas (GHELLER; CORBISIER, 2022; STARK et al., 2020). Este número é superior aos 38 gêneros relatados anteriormente na Estação Casey (STARK et al., 2020), aproximando-se dos valores encontrados em Martel Inlet, Ilha King George (58 gêneros) e Ilha Signy (49 gêneros) (DE SKOWRONSKI; CORBISIER, 2002; LEE et al., 2001a). No entanto, comparações diretas entre estudos devem ser feitas com cautela, pois fatores como esforço amostral, profundidade e variáveis ambientais podem influenciar a riqueza de gêneros (GHELLER; CORBISIER, 2022). Portanto, é necessário um maior conhecimento sobre a diversidade de nematoides observada em Casey para determinar se representam os ecossistemas de águas rasas da Antártica.

Observou-se uma variação espacial significativa nas comunidades de nematoides, principalmente entre locais separados por milhares de metros. Embora alguma variação tenha ocorrido em escalas espaciais menores (~100m e ~10m) essas diferenças não foram significativas, contrastando com estudos anteriores que mostraram variação significativa em todas as escalas estudo (STARK et al., 2020). A análise nMDS revelou estruturas de comunidades relativamente distintas, principalmente entre locais de referência pertencentes a OB e locais impactados na Baía de Newcomb, destacando a influência das condições ambientais na meiofauna estudo (STARK et

al., 2020). Além disso, o padrão de variação na estrutura da comunidade em relação aos locais impactados e de referência sugere um certo grau de impacto antropogênico.

4.4.2 Impactos antrópicos ao redor da Estação Casey

Os locais ao redor da Estação Casey, no leste antártico, estão sujeitos a vários distúrbios antrópicos decorrentes de práticas inadequadas históricas e atividades contínuas. Análises de sedimentos revelaram concentrações significativas de poluentes em locais diretamente impactados, excedendo, em alguns casos, as diretrizes internacionais de qualidade de sedimentos, como metais e PCBs (STARK et al., 2023).

Há padrões de contaminação distintos, principalmente perto do local de eliminação de resíduos (BB), onde as concentrações de poluentes superam os demais locais ao redor de Casey, ainda que se assemelhem aos níveis encontrados em outras baías costeiras da Antártica, como a baía Winter Quarters na Estação McMurdo (KENNICUTT et al., 2010). O local próximo ao emissário de águas residuais em operação (SH) apresenta níveis de poluição similares aos da baía de Brown. Já os locais WH e WI, próximos à plataforma de carregamento de carga e a antigos pontos de descarte de resíduos, respectivamente, exibem concentrações menores de contaminantes, mais próximos aos locais de referência de OB (OB1, OB2 e OB3) e de Newcomb (MCG).

Apesar de não apresentar fontes diretas de poluição, o MCG possui sedimentos mais finos e está próximo à baía de Brown, na baía de Newcomb, o que sugere a possibilidade de recebimento de compostos orgânicos e inorgânicos, resultando em níveis baixos de perturbação. A baía de Newcomb apresenta as maiores concentrações de contaminantes, o que pode ser atribuído à ocupação humana contínua desde 1957, resultando em poluição generalizada (STARK et al., 2023).

4.4.3 Influências ambientais e o papel dos nematoides como bioindicadores na qualidade ambiental da Antártica

Os efeitos da poluição antropogênica alteram não apenas as características físicas e químicas do sedimento, mas também impactam significativamente a fauna bentônica. A análise da nematofauna, utilizando parâmetros como abundância, diversidade e atributos funcionais dos gêneros, em conjunto com sua variação espacial em relação aos dados ambientais, emerge como uma ferramenta essencial para a compreensão das respostas ecológicas aos impactos antropogênicos crônicos (BIANCHELLI et al., 2018; SCHRATZBERGER; WARR; ROGERS, 2007)

A fragilidade do ecossistema bentônico antártico é evidenciada pelas disparidades nesses parâmetros, comparando locais sob influência humana com áreas preservadas. Estudos demonstram uma correlação negativa entre a estrutura da comunidade de nematoides, frequentemente caracterizada por baixa abundância geral, e a presença de estressores antropogênicos. Enriquecimento orgânico (LIU et al., 2011; SCHRATZBERGER; WARWICK, 1998), poluição por metais pesados, hidrocarbonetos e outros poluentes orgânicos persistentes (LOSI et al., 2021; MORENO; ALBERTELLI; FABIANO, 2009) são alguns dos fatores que contribuem para essa relação. Contudo, é crucial reconhecer que, em situações específicas (e.g.: ambientes com predominância de nematoides tolerantes e generalistas), esses fatores de estresse podem resultar em um aumento na abundância de nematoides (RIDALL; INGELS, 2021). No entanto, para a diversidade taxonômica, áreas submetidas a elevado estresse antropogênico os valores são significativamente menor em comparação à de áreas menos impactadas (LOSI et al., 2021; RIDALL; INGELS, 2021).

Corroborando essas descobertas, este estudo revelou que os locais com os menores valores de densidade, riqueza, diversidade e uniformidade de nematoides se encontram na Baía de Newcomb, reconhecidamente impactada pela atividade humana. Em contraste, os locais de referência na Baía de O'Brien, exibiram consistentemente os maiores valores desses parâmetros, indicando uma comunidade bentônica mais diversa e resiliente, capaz de abrigar tanto táxons sensíveis quanto tolerantes a poluentes.

As diferenças na composição de gêneros de nematoides entre os locais estudados apontam para o estresse presente nos ambientes bentônicos impactados. Estudos demonstram uma forte relação entre a diversidade funcional, medida pela escala CP, e a presença de poluentes (DA SILVA et al., 2022; HUA et al., 2023; RIDALL; INGELS, 2023). Áreas impactadas tendem a apresentar dominância de gêneros tolerantes à poluição, enquanto áreas preservadas exibem maior diversidade, com prevalência de gêneros sensíveis (BONGERS; ALKEMADE; YEATES, 1991; PLATT; SHAW; LAMBSHEAD, 1984). Da mesma forma, os efeitos das concentrações de poluentes nos locais impactados foram observados na dominância de organismos colonizadores. A alta proporção ($\geq 85\%$) de nematoides oportunistas (CP1 e CP2) nos locais perturbados pelas atividades antrópicas denuncia o estresse nesses ambientes (BONGERS; ALKEMADE; YEATES, 1991). Em contraste, os locais de referência na Baía de O'Brien apresentaram maior contribuição de organismos com estratégia de vida persistente ($\geq 30\%$), em comparação com os locais da Baía

de Newcomb (<20%), indicando menor nível de estresse nesses ambientes (BONGERS; ALKEMADE; YEATES, 1991).

O Índice de Maturidade, que considera as cinco classes CP presentes no ambiente (BONGERS; BONGERS, 1998), é frequentemente utilizado para avaliar a qualidade ambiental (BALSAMO et al., 2012; MORENO et al., 2011; SEMPRUCCI; BALSAMO; FRONTALINI, 2014). Valores mais altos de IM, como observado nos locais de referência, indicam maior qualidade ambiental (BONGERS; ALKEMADE; YEATES, 1991; SEMPRUCCI; BALSAMO; SANDULLI, 2016b). Evidências indicam que o IM diminuiu em resposta à poluição por esgoto, descarte de resíduos e petróleo (RIDALL; INGELS, 2021), padrão consistente com os resultados do presente estudo, onde os locais impactados apresentaram valores médios de IM abaixo de 2.0, enquanto os locais da Baía de O'Brien, acima desse valor.

Apesar do conhecimento sobre as respostas ecológicas das comunidades de nematoides em ecossistemas marinhos rasos da Antártica ainda ser incipiente, especialmente no leste do continente, os valores de IM encontrados em Casey são comparáveis aos relatados em um experimento de mesocosmos que investigou os efeitos de hidrocarbonetos em sedimentos marinhos sobre comunidades de nematoides e copépodes (STARK et al., 2017). Nesse estudo, os valores de IM nos grupos controle variaram de 2.3 a 2.6 ao longo de cinco anos e as reduções nos valores de IM observadas nas comunidades de nematoides expostas ao contaminante indicaram perturbações no ambiente. Resultados semelhantes foram encontrados na Ilha King George, onde o IM foi de 2.2 em áreas com atividades humanas e 2.5 em áreas imaculadas (GHELLER; CORBISIER, 2022). Na Ilha Signy, durante um estudo de recolonização após impacto físico, o IM foi de 2.1, sem alterações significativas ao longo do tempo (LEE et al., 2001b).

Embora os valores totais de IM encontrados sejam menores do que aqueles frequentemente observados, em ambientes marinhos com pouca ou nenhuma perturbação, em outras partes do mundo, os autores sugerem que esses valores baixos e estáveis em áreas preservadas da Antártica sejam resultado da adaptação da comunidade a regiões de características ambientais consideradas extremas, como baixas temperaturas e presença de gelo (GHELLER; CORBISIER, 2022).

A estrutura trófica da comunidade de nematoides neste estudo foi predominantemente composta por alimentadores de depósitos não seletivos e de epistrato, representando juntos 93% a 100% da nematofauna. Nos locais de referência da Baía de O'Brien, a proporção desses dois grupos

tróficos foi mais equilibrada, sugerindo maior competição pelo mesmo nicho. Em contraste, nos locais impactados e em MCG, os nematoides 1B dominaram com mais de 76% das comunidades.

A diversidade trófica tende a ser mais baixa quando todos os tipos de alimentação estão igualmente presentes e neste estudo, os valores de ITD foram mais altos nos locais impactados. Isso ocorre porque o impacto crônico causado por ações humanas pode causar enriquecimento orgânico, incluindo poluentes, o que favorece a abundância de gêneros 1B, como *Halomonhystera* e *Thalassomonhystera* - alguns dos organismos dominantes nesses locais. Esses gêneros são frequentemente mencionados como tolerantes e oportunistas em condições perturbadas, como as causadas por alterações físicas e químicas (MEVENKAMP et al., 2017; RIDALL; INGELS, 2021). A dominância de organismos oportunistas (CP1 e 2) e alimentadores de depósitos não seletivos (1B) evidencia o impacto antropogênico comprovado anteriormente (STARK et al., 2023).

Estudos prévios realizados ao redor de Casey também observaram mudanças significativas na composição da comunidade de nematoides entre áreas impactadas e não impactadas (STARK et al., 2020). No entanto, os gêneros dominantes observados anteriormente, i.e. *Monhystera*, *Daptonema*, *Neochromadora*, *Odontophora* e *Halalaimus*, diferem parcialmente dos encontrados no presente estudo, onde apenas *Daptonema* e *Neochromadora* se mantiveram entre os mais abundantes juntamente com *Thalassomonhystera*, *Linhomoeus* e *Halomonhystera*.

É importante salientar que a similaridade na distribuição e alta contribuição dos gêneros *Monhystera* e *Halomonhystera* pode ser explicada pela identificação de alguns indivíduos, pertencentes ao gênero *Halomonhystera*, como *Monhystera*. Esta confusão taxonômica também justificaria a ausência de *Halomonhystera* na pesquisa anterior e de *Monhystera* no presente estudo. Essa constatação é corroborada pelo fato de que, das 214 espécies originalmente descritas para o gênero *Monhystera*, apenas 32 são atualmente aceitas. Essa redução foi devida a reclassificação da maioria das espécies, por sinonímia ou realocação para outros gêneros, incluindo três espécies marinhas encontradas em ecossistemas antárticos de *Monhystera* para: *Halomonhystera antarctica* (Cobb, 1914) Andrassy, 2006; *Halomonhystera uniformis* (Cobb, 1914) Andrassy, 2006; e *Halomonhystera disjuncta* (Bastian, 1865) Andrassy, 2006. Atualmente, a maioria das espécies de *Monhystera* aceitas são encontradas em ambientes dulciaquícolas, com apenas cinco espécies marinhas. Em contraste, o gênero *Halomonhystera* é composto predominantemente por nematoides marinhos, com mais de 25% das espécies aceitas presentes na Antártica (GUILINI et al., 2016).

As diferenças observadas também podem ser resultado da poluição crônica, capaz de modificar a estrutura da comunidade de nematoides ao longo do tempo, considerando o intervalo entre as amostragens de aproximadamente dez anos nestes estudos. Entretanto, é importante destacar que a comparação entre os estudos deve ser feita com cautela, pois os resultados são influenciados pelo esforço amostral. O presente estudo possui mais pontos de coleta em comparação ao anterior, o que limita a identificação de gêneros específicos associados a locais poluídos ou de controle, especialmente considerando a necessidade de mais estudos no leste da Antártica. No entanto, a análise dos gêneros raros fornece evidências da diferença entre os locais. Dos 52 gêneros registrados, 11 ocorreram apenas em locais de referência, quatro apenas em locais impactados e 37 ocorreram em ambos os tipos de ambiente.

A complexidade dos ambientes naturais, como o sistema das baías de O'Brien e Newcomb, pode obscurecer padrões de diversidade funcional em resposta a estressores específicos de cada local, como observado principalmente nos locais de referência. Diversos fatores ambientais característicos de cada local, além do histórico de contaminação e atividades antrópicas, as características hidrodinâmicas e locais, interagem e influenciam a estrutura das comunidades de nematoides (RIDALL; INGELS, 2021; SEMPRUCCI; BALSAMO, 2012). Portanto, a análise conjunta de múltiplas variáveis ambientais é essencial para uma avaliação abrangente da saúde ambiental.

Outras variáveis que também contribuem na variação da estrutura e distribuição das comunidades de nematoides em locais com a mesma condição de estresse são as propriedades granulométricas do sedimento, conteúdo de matéria orgânica e nutrientes (i.e.: nitrito e nitrato) (SEMPRUCCI; BALSAMO, 2012). Observou-se uma correlação negativa entre a estrutura da comunidade de nematoides e a presença de sedimentos muito finos e frações silte-argila, predominantes em áreas mais poluídas. Essa relação, já relatada em outros estudos (DA SILVA et al., 2022; HUA et al., 2023; LOSI et al., 2013), indica que a maior proporção de grãos finos e silte-argilas em áreas com maiores concentrações de poluentes contribui para o acúmulo de matéria orgânica e, conseqüentemente, de poluentes. A adsorção de contaminantes químicos a partículas orgânicas e grãos de sedimentos mais finos afeta diretamente os animais bentônicos, como os nematoides, por meio da ingestão ou contato direto (DA SILVA et al., 2022; DE ARRUDA-SANTOS et al., 2018; STOGIANNIDIS; LAANE, 2014). O tamanho do grão, portanto,

desempenha um papel crucial na heterogeneidade das comunidades de nematoides, influenciando sua abundância, distribuição e diversidade (COULL, 1999).

A maior concentração média de TOM e nutrientes neste estudo foi encontrada em OB3, sugerindo maior produção primária em comparação com outras localidades. Essa maior disponibilidade de recursos explica as maiores densidades de nematoides, com contribuições relevantes de gêneros 1B e oportunistas tolerantes a enriquecimento orgânico, como *Daptonema* e *Thalassomonhystera*. Os locais mais impactados, exceto BBIN e aqueles na Baía de Newcomb, também apresentaram valores médios elevados de nutrientes, o que pode ter influenciado a estrutura da nematofauna. É importante ressaltar que os efeitos dos nutrientes na nematofauna variam dependendo da concentração e composição, sendo que altas concentrações podem indicar impactos antrópicos (RANDALL; TSUI, 2002). Neste estudo, o nitrito e o nitrato foram os nutrientes mais abundantes nos locais impactados, o que levanta um alerta, visto que podem apresentar efeitos tóxicos interativos com outros poluentes. Um exemplo é o aumento da toxicidade do fenantreno em exposição ao nitrito (SHAILAJA; RODRIGUES, 2003).

A estrutura da comunidade de nematoides no local de referência MCG, na Baía de Newcomb, também se assemelha à dos locais impactados, sugerindo algum nível de impacto antrópico, mesmo sem fonte direta de poluição. Essa similaridade é observada nos valores de densidade, biomassa, diversidade, estrutura trófica e maturidade ecológica. A presença de grãos de sedimentos mais finos e a proximidade com a Baía de Brown, na própria Baía de Newcomb, sugerem uma rota potencial para o influxo de compostos orgânicos e inorgânicos, resultando em níveis de perturbação, ainda que relativamente baixos. Vale ressaltar que a Baía de Newcomb apresenta concentrações de poluentes mais elevadas devido à ocupação humana contínua desde 1957, o que pode ter levado à poluição generalizada (STARK et al., 2023).

A hipótese de impacto antrópico generalizado na Baía de Newcomb é reforçada pelos resultados do índice EcoQ. Os locais de referência na Baía de O'Brien apresentaram qualidade ambiental moderada a pobre, enquanto os locais na Baía de Newcomb variaram de pobre a ruim, indicando um gradiente de degradação ambiental. A utilização de indicadores como o EcoQ, que considera múltiplos parâmetros ecológicos, são cruciais para uma análise integrada a fim de compreender as nuances da resposta dos nematoides à poluição (SEMPRUCCI; BALSAMO; SANDULLI, 2016b, 2016a).

4.5 Conclusão

As comunidades de nematóides dos locais ao redor da estação Casey são em grande parte moldadas pelos distúrbios antrópicos. Os locais mostraram-se heterogêneos com relação à composição da comunidade de nematoides, além de apresentarem alguns padrões que sugerem efeitos diretos da poluição (i.e.: metais e poluentes orgânicos persistentes) associadas ao tamanho dos grãos dos sedimentos e aos nutrientes sobre a distribuição dos organismos nos locais.

Os locais de referência pertencentes a baía de OB que, além de apresentar maior biomassa e riqueza de gêneros de nematoides, possuiu a maioria dos gêneros exclusivos e classificados como raros. Já nos locais impactados, principalmente aqueles próximos aos descartes de resíduos (WI e BBIN), houve um severo decréscimo tanto na riqueza, quanto na diversidade e uniformidade na comunidade de nematoides destes ambientes. Quanto a avaliação da qualidade ambiental, a funcionalidade e a estratégia de vida dos nematoides apresentaram o mesmo padrão, com maiores valores do índice de maturidade, diversidade trófica e qualidade ambiental (EcoQ) nos locais de referência, em relação aos locais impactados.

Por fim, os nematoides se provaram como ferramentas adequadas para avaliação da qualidade ambiental, devido às notórias alterações na distribuição, diversidade e funcionalidade da comunidade de nematoides frente aos diferentes tipos e níveis de poluição. Estas descobertas, por sua vez, enfatizam a necessidade de minimizar o influxo de contaminantes químicos nos ecossistemas marinhos, particularmente em regiões ecologicamente sensíveis como a Antártica.

5 CONCLUSÃO GERAL

Através da presente pesquisa, foi possível evidenciar como as características ambientais e poluição antrópica por metais, hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH) e outros poluentes orgânicos persistentes (POPs) afetaram a distribuição dos organismos intersticiais estudados, ou seja, a comunidade da meiofauna e de nematoides. A granulometria do sedimento também se destaca como um fator determinante na distribuição desses organismos. Em geral, as comunidades se mostraram sensíveis aos diferentes tipos e níveis de poluição, reduzindo os índices de diversidade em locais diretamente associados com aumento da concentração dos poluentes, principalmente os metais pesados. Locais impactados por poluentes, especialmente aqueles com maiores concentrações de poluentes, apresentaram menor riqueza, diversidade e uniformidade de das comunidades de meiofauna e nematoides, contrastando com áreas menos impactadas, onde as comunidades se mostraram mais diversa e funcionalmente mais complexa.

Esses resultados reforçam a utilidade da meiofauna, assim como a nematofauna, como indicadores eficazes da qualidade ambiental em ecossistemas marinhos, especialmente em regiões sensíveis como a Antártica. A sensibilidade demonstrada por esses organismos reforça a necessidade urgente de minimizar o impacto da atividade humana nesses ambientes, visando a conservação da biodiversidade e a proteção desses ecossistemas únicos.

6 REFERÊNCIAS

- ALVES, R. N. et al. Toxicity of effluents from gasoline stations oil-water separators to early life stages of zebrafish *Danio rerio*. **Chemosphere**, v. 178, p. 224–230, 2017.
- AMORRI, J. et al. Assessing Metallic Pollution Using Taxonomic Diversity of Offshore Meiobenthic Copepods. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 23, 1 dez. 2022.
- ANDERSON, M.; GORLEY, R.; CLARKE, K. P. for PRIMER: guide to software and statistical methods. **Primer-e, Plymouth, UK**, p. 32, 2008.
- ANDRASSY, I. Die rauminhalts-und gewichtsbestimmung der fadenwürmer (Nematoden). **Acta Zoologica Hungarica**, v. 2, p. 1–5, 1956.
- ANTARCTIC STATION CATALOGUE. **Council of Managers of National Antarctic Programs. COMNAP Secretariat**, 2017.
- ARONSON, R. B. et al. **Anthropogenic impacts on marine ecosystems in Antarctica. Annals of the New York Academy of Sciences** Blackwell Publishing Inc., , 2011.
- BALSAMO, M. et al. Meiofauna as a tool for marine ecosystem biomonitoring. **Marine ecosystems**, v. 4, p. 77–104, 2012.
- BEER, E.; EISENMAN, I.; WAGNER, T. J. W. Polar Amplification Due to Enhanced Heat Flux Across the Halocline. **Geophysical Research Letters**, v. 47, n. 4, 28 fev. 2020.
- BIANCHELLI, S. et al. Nematode biodiversity and benthic trophic state are simple tools for the assessment of the environmental quality in coastal marine ecosystems. **Ecological indicators**, v. 95, p. 270–287, 2018.
- BODIN, P. Les peuplements de Copépodes Harpacticoides (Crustacea) des sédiments meubles de la zone intertidale des côtes Charentaises (Atlantique). 1977.
- BONGERS, T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. **Oecologia**, v. 83, n. 1, p. 14–19, maio 1990.
- BONGERS, T.; ALKEMADE, R.; YEATES, G. W. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. **Marine Ecology Progress Series**, v. 76, n. 2, p. 135–142, 1991.
- BONGERS, T.; BONGERS, M. Functional diversity of nematodes. **Applied Soil Ecology**, v. 10, n. 3, p. 239–251, 1998.
- BONGERS, T.; FERRIS, H. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. **Trends in Ecology & Evolution**, p. 224–228, 1999.

- BRINKE, M. et al. Using meiofauna to assess pollutants in freshwater sediments: a microcosm study with cadmium. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 2, p. 427–438, 2011.
- BRYAN, G. W.; LANGSTON, W. J. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. **Environmental pollution**, v. 76, n. 2, p. 89–131, 1992.
- CLARK, G. F. et al. Vulnerability of Antarctic shallow invertebrate-dominated ecosystems. **Austral Ecology**, v. 40, n. 4, p. 482–491, 2015.
- CORBISIER, T. N. et al. **Influence of Sediment Quality on the Benthic Communities of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica**. Annual Activity Report INCT/APA, , 2014.
- CORINALDESI, C. et al. Organic enrichment can increase the impact of microplastics on meiofaunal assemblages in tropical beach systems. **Environmental Pollution**, v. 292, p. 118415, 2022.
- COULL, B. C. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. **Australian Journal of Ecology**, v. 24, n. 4, p. 327–343, 1999.
- COULL, B. C.; CHANDLER, G. T. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. **Oceanography and Marine Biology**, v. 30, p. 191–271, 1992.
- COVACI, A. et al. Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour. **Environment International**, v. 37, n. 2, p. 532–556, fev. 2011.
- DA SILVA, J. R. M. C. et al. **Occurrence and distribution of legacy and emerging pollutants including plastic debris in Antarctica: Sources, distribution and impact on marine biodiversity**. **Marine Pollution Bulletin** Elsevier Ltd, , 1 jan. 2023.
- DA SILVA, R. B. et al. Effects of PAHs on meiofauna from three estuaries with different levels of urbanization in the South Atlantic. **PeerJ**, v. 10, p. e14407, 2022.
- DAMASIO, B. V. et al. Impacts of hydrodynamics and pollutants on foraminiferal fauna distribution in the Santos Estuary (SE Brazil). **Journal of Sedimentary Environments**, v. 5, p. 61–86, 2020.
- DANOVARO, R. et al. Sustainable impact of mussel farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): evidence from biochemical, microbial and meiofaunal indicators. **Marine pollution bulletin**, v. 49, n. 4, p. 325–333, 2004a.

- DANOVARO, R. et al. Meiofauna. In Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. **Biologia Marina Mediterranea**, v. 11, p. 55–97, 2004b.
- DAUVIN, J.-C. Evolution à Long terme (1978–1986) des populations d'Amphipodes des sables fins de la pierre noire (baie de morlaix, manche occidentale) après la catastrophe de l'Amoco Cadiz. **Marine Environmental Research**, v. 21, n. 4, p. 247–273, 1987.
- DAUVIN, J.-C. **The Fine Sand Abra alba Community of the Bay of Morlaix Twenty Years after the Amoco Cadiz Oil Spill** *Marine Pollution Bulletin*. [s.l.: s.n.].
- DAUVIN, J.-C. et al. Polychaete/amphipod ratios: An approach to validating simple benthic indicators. **Ecological indicators**, v. 63, p. 89–99, 2016.
- DE ARRUDA-SANTOS, R. H. et al. Sources and distribution of aromatic hydrocarbons in a tropical marine protected area estuary under influence of sugarcane cultivation. **Science of the total environment**, v. 624, p. 935–944, 2018.
- DE SKOWRONSKI, R. S.; CORBISIER, T. N. Meiofauna distribution in Martel Inlet, King George Island (Antarctica): sediment features versus food availability. **Polar Biology**, v. 25, p. 126–134, 2002.
- EGRES, A. G. et al. Functional response of tropical estuarine benthic assemblages to perturbation by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Ecological indicators**, v. 96, p. 229–240, 2019.
- EVANS, K. M.; GILL, R. A.; ROBOTHAM, P. W. J. The PAH and organic content of sediment particle size fractions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 51, p. 13–31, 1990.
- FAIR, P. A.; HOUDE, M. Environmental endocrine-disrupting chemicals and their effects in marine mammals. In: **Environmental Contaminants and Endocrine Health**. [s.l.] Elsevier, 2023. p. 283–306.
- FRANÇA, D.A.A. et al. Impact of Different Sources of Anthropogenic Pollution on the Structure and Distribution of Antarctic Marine Meiofauna Communities. **Diversity**, v. 16, n. 8, p. 464, 2024.
- FRASCHETTI, S. et al. Structural and functional response of meiofauna rocky assemblages to sewage pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 5, p. 540–548, 2006.
- GHELLER, P. F.; CORBISIER, T. N. Monitoring the anthropogenic impacts in Admiralty Bay using meiofauna community as indicators (King George Island, Antarctica). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, p. e20210616, 2022.
- GIERE, O. Meibenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments. **Springer**

Science & Business Media, 2009.

GREEN, G. et al. Hydrocarbon and coprostanol levels in seawater, sea-ice algae and sediments near Davis station in eastern Antarctica: A regional survey and preliminary results for a field fuel spill experiment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 25, n. 9–12, p. 293–302, jan. 1992.

GUILINI, K. et al. **NeMys: world database of free-living marine nematodes**. Disponível em: <<http://nemys.ugent.be/>>.

HALE, R. C. et al. Antarctic research bases: local sources of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. **Environmental science & technology**, v. 42, n. 5, p. 1452–1457, 2008.

HEIP, C. H. R.; VINCX, M.; VRANKEN, G. The ecology of marine nematodes. **Oceanography and Marine Biology**, 1985.

HEIRI, O.; LOTTER, A. F.; LEMCKE, G. **Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results** *Journal of Paleolimnology*. [s.l.: s.n.].

HIGGINS, R. P.; THIEL, H. Introduction to the study of meiofauna. 1988.

HONG, J.-H. et al. The community structure of meiofauna in Marian cove, King George island, Antarctica. **Ocean and Polar Research**, v. 33, n. 3, p. 265–280, 2011.

HUA, E. et al. Bioassessment of environmental quality based on taxonomic and functional traits of marine nematodes in the Bohai Sea, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 190, p. 114884, 2023.

HUGHES, K. A. et al. Untouched Antarctica: Mapping a finite and diminishing environmental resource. **Antarctic Science**, v. 23, n. 6, p. 537–548, 2011.

INGELS, J. et al. Nematode diversity and its relation to the quantity and quality of sedimentary organic matter in the deep Nazaré Canyon, Western Iberian Margin. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 56, n. 9, p. 1521–1539, 2009.

INGELS, J. et al. Polar Meiofauna—Antipoles or Parallels? In: **New Horizons in Meiobenthos Research: Profiles, Patterns and Potentials**. [s.l.] Springer International Publishing, 2023. p. 285–327.

INGELS, J.; ZEPPILLI, D.; GIERE, O. Meiofauna—Adapted to Life at the Limits. In: **New Horizons in Meiobenthos Research: Profiles, Patterns and Potentials**. [s.l.] Springer,

2023. p. 363–400.
- JACOB, S.; KENNEDY, J. P. Synthesis, characterization and properties of octa-arm polyisobutylene-based star polymers. **Polymer Synthesis/Polymer-Polymer Complexation**, p. 1–38, 1999.
- JANAKIRAMAN, A. et al. Ecological restoration assessment of Adyar creek and estuary using meiofaunal communities as ecological indicators for aquatic pollution. **Regional Studies in Marine Science**, v. 9, p. 135–144, 2017.
- KANG, T.; YOO, K.-C.; KIM, D. Meiofauna and Nematode Community Composition in Maxwell Bay, King George Island, Antarctica. **Ocean Science Journal**, v. 57, n. 4, p. 672–679, 2022.
- KEFFORD, B. J. et al. Sensitivity of a large and representative sample of antarctic marine invertebrates to metals. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38(7), p. 1560–1568, 2019.
- KELLY, A. et al. Microplastic contamination in east Antarctic sea ice. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111130, maio 2020.
- KENNICUTT, M. C. et al. Temporal and spatial patterns of anthropogenic disturbance at McMurdo Station, Antarctica. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 3, 2010.
- KUCUKSEZGIN, F. et al. Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. **Environment international**, v. 32, n. 1, p. 41–51, 2006.
- LEE, H. et al. Meiofauna response to iceberg disturbance on the Antarctic continental shelf at Kapp Norvegia (Weddell Sea). **Polar Biology**, v. 24, p. 926–933, 2001a.
- LEE, H. et al. Recolonisation of meiofauna after catastrophic iceberg scouring in shallow Antarctic sediments. **Polar Biology**, v. 24, p. 918–925, 2001b.
- LENIHAN, H. S. Benthic marine pollution around McMurdo Station, Antarctica: A summary of findings. **Marine Pollution Bulletin**, v. 25, n. 9–12, p. 318–323, jan. 1992.
- LENIHAN, H. S. et al. Variation in marine benthic community composition allows discrimination of multiple stressors. **MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES**, v. 261, p. 63–73, 2003.
- LENIHAN, H. S.; OLIVER, J. S. Anthropogenic and natural disturbances to marine benthic communities in Antarctica. **Ecological Applications**, p. 311–326, 1995.

- LIU, X. S. et al. Marine meiobenthic and nematode community structure in Victoria Harbour, Hong Kong upon recovery from sewage pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 63, p. 318–325, 2011.
- LOSI, V. et al. The use of nematodes in assessing ecological conditions in shallow waters surrounding a Mediterranean harbour facility. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 209–221, 2013.
- LOSI, V. et al. Changes in taxonomic structure and functional traits of nematodes as tools in the assessment of port impact. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 260, p. 107524, 2021.
- LOUATI, H. et al. The roles of biological interactions and pollutant contamination in shaping microbial benthic community structure. **Chemosphere**, v. 93, n. 10, p. 2535–2546, 2013.
- LOUATI, H. et al. Biostimulation as an attractive technique to reduce phenanthrene toxicity for meiofauna and bacteria in lagoon sediment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 5, p. 3670–3679, mar. 2014.
- LYNN, D. H. Ciliophora. **e LS**, 2001.
- MACIEL, D. C. et al. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urbanized tropical estuary and adjacent shelf, Northeast of Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 101, n. 1, p. 429–433, 2015.
- MAJER, A. P. et al. Bioaccumulation of potentially toxic trace elements in benthic organisms of Admiralty Bay (King George Island, Antarctica). **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, n. 1–2, p. 321–325, 15 fev. 2014.
- MALHOTRA, N. et al. **Review of copper and copper nanoparticle toxicity in fish. Nanomaterials**MDPI AG, , 1 jun. 2020.
- MCKINLEY, E.; ACOTT, T.; YATES, K. L. Marine social sciences: Looking towards a sustainable future. **Environmental Science & Policy**, v. 108, p. 85–92, jun. 2020.
- MCMINN, A.; HODGSON, D. Summer phytoplankton succession in Ellis Fjord, eastern Antarctica. **Journal of Plankton Research**, v. 15, n. 8, p. 925–938, 1993.
- MEVENKAMP, L. et al. Hydrostatic pressure and temperature affect the tolerance of the free-living marine nematode *Halomonhystera disjuncta* to acute copper exposure. **Aquatic toxicology**, v. 192, p. 178–183, 2017.
- MOENS, T. et al. **Ecology of free-living marine nematodes**. [s.l.: s.n.].

- MORENO, M. et al. The use of meiofauna diversity as an indicator of pollution in harbours. **ICES Journal of Marine Science**, v. 65, n. 8, p. 1428–1435, 2008.
- MORENO, M. et al. The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems. **Ecological indicators**, v. 11, p. 328–336, 2011.
- MORENO, M.; ALBERTELLI, G.; FABIANO, M. Nematode response to metal, PAHs and organic enrichment in tourist marinas of the Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 1192–1201, 2009.
- NAHRGANG, J. et al. Seasonal variation in biomarkers in blue mussel (*Mytilus edulis*), Icelandic scallop (*Chlamys islandica*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*)—Implications for environmental monitoring in the Barents Sea. **Aquatic toxicology**, v. 127, p. 21–35, 2013.
- NIPPER, M.; SCOTT CARR, R. Recent advances in the use of meiofaunal polychaetes for ecotoxicological assessments. **Hydrobiologia**, v. 496, p. 347–353, 2003.
- NIXON, S. Marine eutrophication: a growing international problem. **Ambio**, 1990.
- OKEREAFOR, U. et al. **Toxic metal implications on agricultural soils, plants, animals, aquatic life and human health. International Journal of Environmental Research and Public Health** MDPI AG, , 1 abr. 2020.
- ONYENA, A. et al. Characterization of the molecular differential responses in marine benthic macroinvertebrates exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. **Aquatic Ecology**, v. 58, p. 263–288, 2023.
- PERTAMA, S.; KEDUA, P. dan Akhir, P.(2019). Water Quality Study Based on Meiofauna Abundance and Pollution Index in The Coastal Zone of Losari Beach, Makassar. **Jurnal Ilmu Lingkungan**, v. 17, n. 1, p. 172–180, 2019.
- PFANNKUCHE, O.; THIEL, H. Sample processing. **Introduction to the Study of Meiofauna**, v. 9, p. 134–145, 1988.
- PLANET, O. U. R. B. Antarctica : A mysterious continent filled with teeming life in need of our protection. p. 1–10, 2020.
- PLATT, HOWARD M. WARWICK, R. M. Freelifving marine nematodes. Part 1. British Enoplids. In: **Synopses of the British Fauna**. [s.l: s.n.].
- PLATT, HOWARD M. WARWICK, R. M. Freelifving marine nematodes: Part II. British Chromadorida. In: **Synopses of the British Fauna**. [s.l: s.n.].
- PLATT, H. M.; SHAW, K. M.; LAMBSHEAD, P. H. D. Nematode species abundance patterns

- and their use in the detection of environmental perturbations. **Hydrobiologia**, v. 118, p. 59–66, 1984.
- PUSCEDDU, A. et al. Effects of intensive mariculture on sediment biochemistry. **Ecological Applications**, v. 17, n. 5, p. 1366–1378, 2007.
- RANDALL, D. J.; TSUI, T. K. N. Ammonia toxicity in fish. **Marine pollution bulletin**, v. 45, n. 1–12, p. 17–23, 2002.
- REN XIANYUN, R. X.; PAN LUQING, P. L.; WANG LIN, W. L. The detoxification process, bioaccumulation and damage effect in juvenile white shrimp *Litopenaeus vannamei* exposed to chrysene. 2015.
- REYNOLDSON, T. B. Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. **Hydrobiologia**, v. 149, p. 53–66, 1987.
- RIDALL, A.; INGELS, J. Suitability of Free-Living Marine Nematodes as Bioindicators: Status and Future Considerations. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, n. July, p. 1–16, 2021.
- RIDALL, A.; INGELS, J. Nematode community structures in the presence of wastewater treatment plant discharge. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, p. 991, 2023.
- ROYER, A.; SHARMAN, T. Copper toxicity. 2020.
- RUIZ, F. et al. Marine and brackish-water ostracods as sentinels of anthropogenic impacts. **Earth-Science Reviews**, v. 72, n. 1–2, p. 89–111, 2005.
- SÄRING, F. et al. Sea-ice-related environmental drivers affect meiofauna and macrofauna communities differently at large scales (Southern Ocean, Antarctic). **Marine Ecology Progress Series**, v. 700, p. 13–37, 2022.
- SCHRATZBERGER, M.; INGELS, J. Meiofauna matters: The roles of meiofauna in benthic ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 502, p. 12–25, 2018.
- SCHRATZBERGER, M.; WARR, K.; ROGERS, S. I. Functional diversity of nematode communities in the southwestern North Sea. **Marine Environmental Research**, v. 63, p. 368–389, 2007.
- SCHRATZBERGER, M.; WARWICK, R. M. Effects of the intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 164, p. 83–94, 1998.

- SCOULLER, R. C. et al. Evaluation of geochemical methods for discrimination of metal contamination in Antarctic marine sediments: A case study from Casey Station. **Chemosphere**, v. 65, n. 2, p. 294–309, 2006.
- SEMPRUCCI, F. et al. Meiobenthos and free-living nematodes as tools for biomonitoring environments affected by riverine impact. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 1–19, 2015.
- SEMPRUCCI, F.; BALSAMO, M. Free-living marine nematodes as bioindicators: past, present and future perspectives. **Environmental Research Journal**, v. 6, p. 17–36, 2012.
- SEMPRUCCI, F.; BALSAMO, M.; FRONTALINI, F. SEMPRUCCI, Federica; BALSAMO, Maria; FRONTALINI, Fabrizio. The nematode assemblage of a coastal lagoon (Lake Varano, southern Italy): ecology and biodiversity patterns. **Scientia Marina**, v. 78, p. 579–588, 2014.
- SEMPRUCCI, F.; BALSAMO, M.; SANDULLI, R. Assessment of the ecological quality (EcoQ) of the Venice lagoon using the structure and biodiversity of the meiofaunal assemblages. **Ecological indicators**, v. 67, p. 451–457, 2016a.
- SEMPRUCCI, F.; BALSAMO, M.; SANDULLI, R. Assessment of the ecological quality (EcoQ) of the Venice lagoon using the structure and biodiversity of the meiofaunal assemblages. **Ecological indicators**, v. 67, p. 451–457, 2016b.
- SEMPRUCCI, F.; LOSI, V.; MORENO, M. A review of Italian research on free-living marine nematodes and the future perspectives on their use as Ecological Indicators (EcoInds). **Mediterranean Marine Science**, v. 16, p. 352–365, 2015.
- SEN GUPTA, B. K. et al. Effects of marine pollution on benthic foraminifera. **Modern foraminifera**, p. 217–235, 2003.
- SFILIGOJ, B. **Sensitivity of Antarctic marine invertebrates and microalgae to metal exposure**. Deakin University, , 2013.
- SHAILAJA, M. S. et al. Nitrogen transformations as inferred from the activities of key enzymes in the Arabian Sea oxygen minimum zone. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 53, n. 6, p. 960–970, 2006.
- SHAILAJA, M. S.; RODRIGUES, A. Nitrite-induced enhancement of toxicity of phenanthrene in fish and its implications for coastal waters. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 1107–1010, 2003.

- SNAPE, I. et al. Management and remediation of contaminated sites at Casey Station, Antarctica. **Polar record**, v. 37, n. 202, p. 199–214, 2001.
- SNAPE, I. et al. Characterisation of the dilute HCl extraction method for the identification of metal contamination in Antarctic marine sediments. **Chemosphere**, v. 57, n. 6, p. 491–504, 2004.
- STARK, J. S. The distribution and abundance of soft-sediment macrobenthos around Casey Station, East Antarctica. **Polar Biology**, v. 23, p. 840–850, 2000.
- STARK, J. S. et al. Human impacts in Antarctic marine soft-sediment assemblages: correlations between multivariate biological patterns and environmental variables at Casey Station. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, n. 3–4, p. 717–734, 2003.
- STARK, J. S. Patterns of higher taxon colonisation and development in sessile marine benthic assemblages at Casey Station, Antarctica, and their use in environmental monitoring. **Marine Ecology Progress Series**, v. 365, p. 77–89, 2008.
- STARK, J. S. et al. Physical, chemical, biological and ecotoxicological properties of wastewater discharged from Davis Station, Antarctica. **Cold Regions Science and Technology**, v. 113, p. 52–62, 2015.
- STARK, J. S. et al. The environmental impact of sewage and wastewater outfalls in Antarctica: An example from Davis station, East Antarctica. **Water research**, v. 105, p. 602–614, 2016.
- STARK, J. S. et al. The effects of hydrocarbons on meiofauna in marine sediments in Antarctica. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 496, p. 56–73, 2017.
- STARK, J. S. et al. Antarctic seas. In: **World seas: An environmental evaluation**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 1–44.
- STARK, J. S. et al. Diversity, abundance, spatial variation, and human impacts in marine meiobenthic nematode and copepod communities at Casey Station, East Antarctica. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 480, 2020.
- STARK, J. S. et al. Contamination of the marine environment by Antarctic research stations: Monitoring marine pollution at Casey station from 1997 to 2015. **Plos one**, v. 18, n. 8, p. e0288485, 2023.
- STARK, J. S.; KIM, S. L.; OLIVER, J. S. Anthropogenic disturbance and biodiversity of marine benthic communities in Antarctica: a regional comparison. **PloS one**, v. 9, n. 6, p. e98802,

- 2014.
- STARK, J. S.; RIDDLE, M. J.; SIMPSON, R. D. Human impacts in soft-sediment assemblages at Casey Station, East Antarctica: Spatial variation, taxonomic resolution and data transformation. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 287–304, 2003.
- STARK, J. S.; SNAPE, I.; RIDDLE, M. J. **Abandoned Antarctic waste disposal sites: monitoring remediation outcomes and limitations at Casey Station. Ecological Management & Restoration**Wiley Online Library, , 2006.
- STOGIANNIDIS, E.; LAANE, R. Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, p. 49–133, 2014.
- THOMPSON, B. A. W. et al. Contamination effects by a ‘conventional’ and a ‘biodegradable’ lubricant oil on infaunal recruitment to Antarctic sediments: a field experiment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 340, n. 2, p. 213–226, 2007.
- TOLOSA, I.; MESA-ALBERNAS, M.; ALONSO-HERNANDEZ, C. M. Inputs and sources of hydrocarbons in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 11, p. 1624–1634, 2009.
- VANAVERBEKE, J. et al. Nematode biomass spectra as descriptors of functional changes due to human and natural impact. **Marine Ecology Progress Series**, v. 249, p. 157–170, 2003.
- VANHOVE, S. et al. The metazoan meiofauna in its biogeochemical environment: the case of an Antarctic coastal sediment. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 78, n. 2, p. 411–434, 1998.
- VONDERHEIDE, A. P. et al. Polybrominated diphenyl ethers: causes for concern and knowledge gaps regarding environmental distribution, fate and toxicity. **Science of the Total Environment**, v. 400, n. 1–3, p. 425–436, 2008.
- WALTON, D. W. H. **Antarctica: global science from a frozen continent**. [s.l.] Cambridge University Press, 2013.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied ecology**, v. 35, p. 532–543, 1998.
- WIESER, W. Die Beziehungen zwischen Mundhohlengstalt , Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. **Arkiv for zoologi**, p. 439–484, 1953.

- WILD, S. et al. An Antarctic research station as a source of brominated and perfluorinated persistent organic pollutants to the local environment. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 1, p. 103–112, 2015.
- WITTHÖFT-MÜHLMANN, A.; TRAUNSPURGER, W.; ROTHHAUPT, K. O. Meiobenthic response to river-borne benthic particulate matter—a microcosm experiment. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 9, p. 1548–1559, 2005.
- XIAOSHOU, L. I. U. et al. A preliminary study of intertidal Meiofauna in Fildes Peninsula, Antarctica. **Chinese Journal of Polar Research**, v. 32, n. 3, p. 281, 2020.
- ZEPPILLI, D. et al. Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts? **Marine Biodiversity**, v. 45, n. 3, p. 505–535, 14 set. 2015.

7 APÊNDICE A

CAPÍTULO 1

Título: Impact of different sources of anthropogenic pollution on the structure and distribution of Antarctica marine meiofauna communities.

(Artigo publicado na revista Diversity – MDPI em Agosto de 2024)

Article

Impact of Different Sources of Anthropogenic Pollution on the Structure and Distribution of Antarctic Marine Meiofauna Communities

Débora A.A. França ^{1,*}, Jeroen Ingels ², Jonathan S. Stark ³, Renan B. da Silva ¹, Flávia J.L. de França ¹ and Giovanni A.P. dos Santos ^{1,*}

- ¹ Marine and Estuarine Meiofauna Invertebrate Cultivation Lab, Universidade Federal de Pernambuco, Recife 7851, Pernambuco, Brazil; renan.belem@ufpe.br (R.B.d.S.); flaviah.lobato@hotmail.com (F.J.d.F.)
² Coastal and Marine Lab, Florida State University, St Teresa, FL 32306, USA; jingels@fsu.edu
³ East Antarctic Monitoring Program, Australian Antarctic Division, Kingston 7050, Tasmania, Australia; jonny.stark@aad.gov.au
* Correspondence: debora.alissandra@gmail.com (D.A.F.); giopaiva@hotmail.com (G.A.d.S.)

Abstract: Human influence on Antarctic marine ecosystems is a growing concern, despite limited information being available. This study investigated the coastal meiofauna and environmental parameters of 10 locations, 4 of which served as reference points (OB1, OB2, OB3, and McGrady) and 6 which were impacted by different levels of human activity in the past and present (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOU, and Shannon) in East Antarctica. Environmental variables such as metals, total petroleum hydrocarbons (TPHs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polychlorinated biphenyls (PCBs), grain size, organic matter content, and nutrients were measured for analysis. Locations close to human activities showed higher concentrations of pollutants (metals, TPHs, PBDEs, PCBs) and greater variations in meiofauna diversity compared to the reference sites (OB1, OB2, OB3, and McGrady). In the area impacted by the Casey Station waste dump (Brown Bay), the meiofauna community at the location furthest from the pollution (BBOU) source exhibited greater diversity compared to the closest location (BBIN). In addition to metals and TPHs, particle size was also correlated with community patterns, with finer sediments associated with more impacted sites, facilitating the accumulation of toxic compounds. These results contribute to the understanding of the role and impact of pollutants on meiofauna biodiversity in Antarctic coastal ecosystems.

Keywords: coastal ecosystems; Casey Station; interstitial metazoans; marine pollution



Citation: França, D.A.A.; Ingels, J.; Stark, J.S.; da Silva, R.B.; de França, F.J.L.; dos Santos, G.A.P. Impact of Different Sources of Anthropogenic Pollution on the Structure and Distribution of Antarctic Marine Meiofauna Communities. *Diversity* **2024**, *16*, 464. <https://doi.org/10.3390/d16080464>

Academic Editor: Bert W. Hoeksema

Received: 27 June 2024

Revised: 20 July 2024

Accepted: 23 July 2024

Published: 2 August 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

The influence of anthropogenic actions on the marine environment on a global scale is increasingly evident [1]. Among the most common anthropogenic impacts, sewage dumping, industrial discharges, and inadequate waste disposal are some of the main sources of pollution in coastal areas, causing an increase in the deposition of organic matter in the water, as well as other potentially toxic substances, i.e., hydrocarbons, heavy metals, and persistent organic pollutants (POPs) [1,2]. These pollutants contain compounds capable of causing physiological and metabolic changes in organisms, potentially affecting their development and survival [3]. To understand the consequences of human actions on the marine environment and find ways to mitigate their impacts, the scientific community continues to explore new areas of research and consider model organisms that have the capacity to act as sentinels of their environments. Such groups are many and include the meiofauna, which contain many different groups of organisms that can inform us on the spatial and temporal patterns and dynamics of environmental change and ecological processes [4,5].

Meiofauna comprise a group with more than 25 phyla of interstitial microscopic metazoans that are of great ecological importance [5,6]. Meiofauna mediate diverse ecosystem

processes, such as food web dynamics, the reformulation of sediments through bioturbation, the burial and storage of organic matter, the recycling of nutrients, and the degradation and distribution of pollutants [5,7]. They modify the physical, chemical, and biological properties of sediments, enabling us to better understand the environment's abiotic characteristics and provide indications of their changes. Meiofauna have low motility, high diversity, relatively short generation times, direct benthic development, and ubiquitous distributions, offering several advantages for monitoring marine benthic ecosystems [5,8–10]. Throughout the literature, meiofauna are considered to be good indicators of different types of impacts and environmental change.

The Antarctic ecosystem as a whole is considered vital on a global scale, serving as a thermal regulator as it controls atmospheric and oceanic circulations, influencing the climate and, consequently, living conditions on Earth [11,12]. Due to its extreme conditions and isolation, its changes are often amplified and found to respond faster than any other area on Earth. Thus, a small pollution event in Antarctica may be more impactful in the region than occurrences of a similar magnitude in other parts of the world [11,13]. Given its importance and “fragility”, research carried out in this environment has received increasing international attention owing to concerns about the increase in human activities, pollution, and their impacts. One of the main sources of anthropogenic impact is the existing research stations in many Antarctic coastal areas, which have been continuously occupied for more than 50 years and have led to the contamination of the marine environment and its benthic ecosystems [14,15].

Casey Station, managed by the Australian Government, on the Windmill Islands in East Antarctica, is in a permanently ice-free area that represents an important area of the shallow coastal ecosystem. This area has a variety of benthic habitats, from exposed shorelines, partially ice-covered and dominated by macroalgae, to areas dominated by invertebrate communities, including sponges, tubeworms, echinoderms, and meiofauna [16,17]. As it is an active research station, monitoring is necessary to understand the ecological consequences of human activity and their impact. Casey is typical of many research stations established prior to the 1980s, and past activities that have caused impacts include the disposal of waste in landfill sites adjacent to the coast and fuel and oil spills. There are also ongoing activities common to all coastal stations, such as sewage and wastewater disposal and transportation, wharf activities, and construction.

In view of this, it is crucial to understand how these sensitive environments respond to pollution. While previous studies have investigated various aspects of these ecosystems, research focusing on meiofauna, a key component of benthic food webs, remains limited [18]. This study investigates the relationship between meiofauna community structure and environmental variables, including contaminant levels, in marine sediments from ten locations around Casey Station, encompassing a gradient of pollution impacts. We tested the hypotheses that both natural environmental factors and anthropogenic contaminant concentrations significantly influence the spatial variation observed in meiofauna community structure (composition, richness, and diversity) and ecological quality status (EcoQ) [19]. This research builds upon previous work in the region and aims to provide a more comprehensive understanding of the ecological responses of Antarctic benthic ecosystems to varying levels and types of pollution [20].

2. Materials and Methods

2.1. Sampling

Sampling was conducted using a nested hierarchical design encompassing three spatial scales: (1) locations, separated by kilometers; (2) within each location, two sites were typically established, approximately 100 m apart; and (3) within each site, there were at least two plots spaced roughly 10 m apart. Replicate samples were collected from each sampling plot for meiofauna and environmental analysis.

Sediment samples were obtained by divers utilizing modified 60 mL syringes, with the inlet end cut to create a small tube (internal diameter of 28 mm). These syringes were

inserted into the sediment to a depth of 10 cm, then extracted and capped at the lower end to retain the samples.

The sampling activities were conducted under permits issued by the Australian Antarctic Division (projects AAS 4127, 4180, 4633) under the auspices of the Antarctic Treaty Environmental Protection (ATEP) and Antarctic Marine Living Resources (AMLR) programs. Sampling took place between January and February 2015 at ten locations around Casey Station. Among these locations, four were selected as controls (directly undisturbed locations): O'Brien Bay (Sites 1, 2, and 3) and McGrady Cove. The remaining six locations were selected as impacted (directly disturbed locations): Wharf Bay, Wilkes Bay, Brown Bay (inner, middle, and outer), and Shannon Bay (Figure 1).

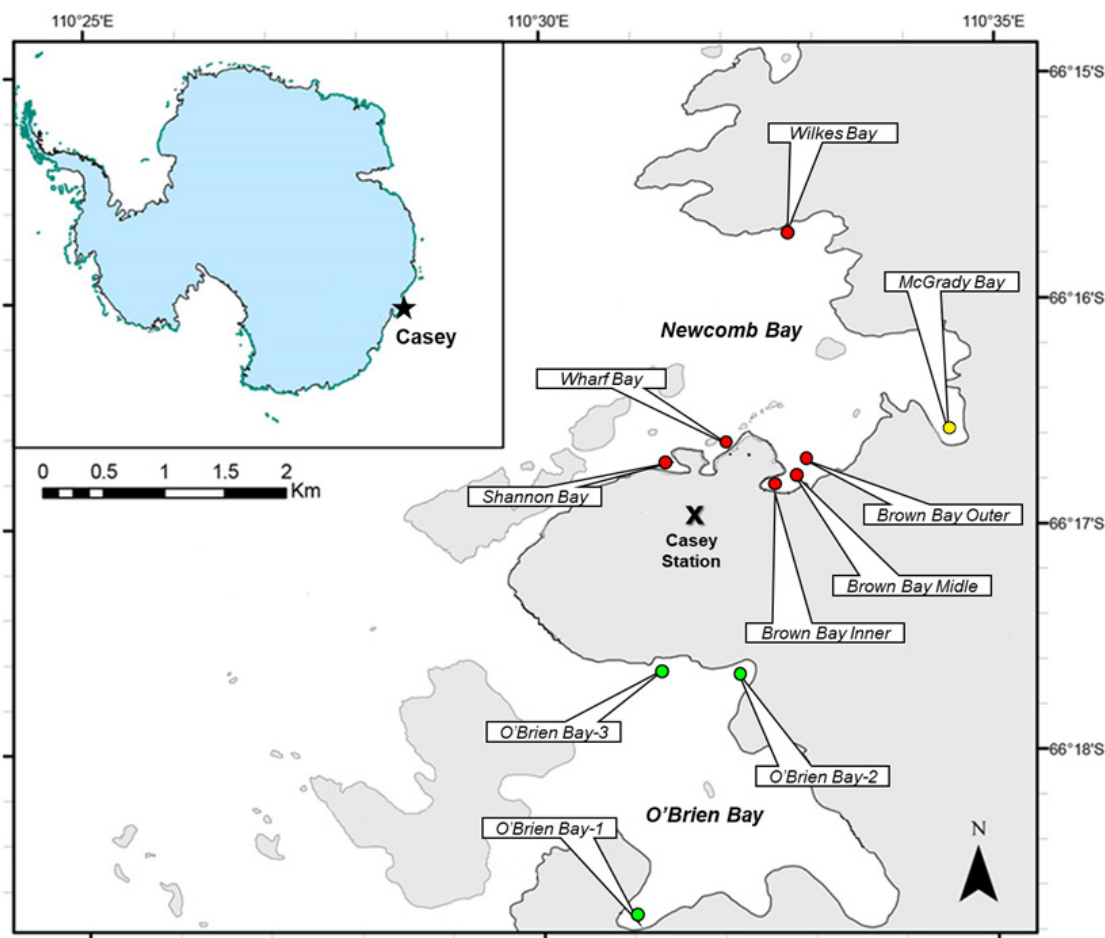


Figure 1. Map of sampling sites around Casey Station, East Antarctica. Red circles (●) represent sampling points in impacted locations belonging to Newcomb Bay, green circles (●) in non-impacted locations belonging to O'Brien Bay, and yellow circles (●) in non-impacted locations belonging to Newcomb Bay. The approximate location of Casey Station is indicated by the “star” symbol.

2.2. Study Area

Casey Station is situated at 66°17' S, 110°32' E on the Bailey Peninsula in the Windmill Islands, East Antarctica (Figure 1). The shallow benthic marine environment (<50 m) near the coast at Casey is heterogeneous in terms of sediments, which encompass various sizes of grains, gravels, stones, boulders, and bedrock [15]. All locations exhibit relatively similar sea ice regimes, although considerable local variation exists in the timing of ice breakup and the duration of open water periods. The bathymetry within the two large bays under study (Newcomb and O'Brien, see Figure 1) is comparable, featuring deep basins reaching depths of 90 m and small bays along the edges typically reaching maximum depths of 25 to 30 m, where the samples were collected. Despite limited knowledge about

the oceanographic patterns at the site, all bays in this study experience similar tidal and oceanographic regimes.

O'Brien Bay (OB) is a sizable bay located several kilometers south of Casey Station and appears visually unaffected by human activities or contamination; nevertheless, it has been the subject of several scientific investigations (Figure 1) [15,18]. Within this bay, we identify the locations O'Brien Bay 1 (OB1), O'Brien Bay 2 (OB2), and O'Brien Bay 3 (OB3), which serve as reference locations. OB1 slopes gently from the south coast (5 m depth) to the outer edge of the bay (20–25 m), featuring a relatively flat seabed composed of sediment interspersed with patches of rock, cobblestones, and large boulders. In contrast, OB2 and OB3 exhibit steeper profiles with a series of submarine terraces hosting a variable mosaic of habitats ranging from rock and gravel to cobblestones and boulders interspersed with sediment patches [15].

McGrady Cove (MCG) represents another location unaffected by direct human activities or contamination, located in the southeast of greater Newcomb Bay. It is a small bay encircled by steep rocky slopes and ice cliffs, and due to the absence of operational activities, McGrady also serves as a reference location. In addition to McGrady Bay, other locales within Newcomb Bay include Brown Bay, Wilkes Bay, Wharf Bay, and Shannon Bay.

Brown Bay (BB) constitutes a small inlet contaminated with metals and hydrocarbons originating from the former Casey dump (Thala Valley), active in 1965–1986, situated onshore in the southwest corner of Newcomb Bay [21,22]. BB features a shallow, gently sloping bathymetry and was sampled at three points delineated by distance from the coast: Brown Bay Interior (BBIN), the closest point to the former Casey dump, located approximately 30 m from the shore at depths of 5–8 m; Middle Brown Bay (BBMID), positioned around 150 m from shore at depths of 12–15 m; and Outer Brown Bay (BBOUT), the furthest location from the impact source, situated approximately 300 m from shore at depths of 15–20 m. BB generally remains free of sea ice for 1 to 2 months each year, typically between January and March. During summer, a meltwater stream flows through the Thala Valley. Prior to the remediation of the site in 2004, this stream carried debris, particles, and dissolved contaminants into the bay. Consequently, a variety of debris items can be found on the seabed within the bay.

Similar to BB, Wilkes (WI) is located in close proximity to an area associated with waste disposal, originating from the first research station constructed in the Windmill Islands area by the United States in 1957, and subsequently abandoned by Australia in 1969 [20,21]. The WI Station, positioned on the north side of Newcomb Bay on the Clark Peninsula, featured a land-based waste dump situated approximately 100 m from the shore. During summer, meltwater flows through the waste disposal site into the nearshore marine environment, although no defined melt flow or permanent channels exist [15]. Sampling at WI was conducted approximately 30 m from the coastline at depths of 12–15 m.

Wharf Bay (WH) is the location of the station wharf for cargo loading, small boat launching, and fuel refueling, featuring a fuel storage facility from which several accidental spills, have occurred [18].

Shannon Bay (SH) represents a small bay surrounded by ice cliffs in close proximity to the active sewage outfall of Casey Station. At the waterline, a steep slope with large boulders extends to a depth of about 15 m, below which a relatively homogeneous muddy sand substrate extends to a depth of 25 m [16]. While sewage effluent generally undergoes secondary treatment, during peak flow periods, it may bypass the treatment plant [18]. This effluent is discharged through a pipe located 30 m from the edge of the cliff, where a large melt hole exists, extending down to the bedrock and providing a conduit for the effluent to enter the bay.

2.3. Preparation and Identification of Meiofauna

A total of 83 samples were collected and were transported to the Casey Station laboratories, where they were preserved with 4% formaldehyde. Subsequently, the preserved samples underwent washing and were passed through a sieve with a 500 µm mesh opening

to remove the coarser sediment fraction and macrofauna. This was followed by another sieving process with a 32 µm mesh opening to retain the muddy fraction of the sample. Meiofauna were extracted from the muddy sediment using a modified centrifugation and decantation technique, as described by Heip et al. (1985) [23] and Pfannkuche and Thiel (1988) [24] employing a solution of Ludox in distilled water with a specific gravity of 1.18 [25]. After extraction, the samples were treated with 4% formalin and 1% Rose Bengal to preserve and stain the meiofauna, respectively. For identification purposes, all meiofauna individuals retained in the 32 µm mesh sieve were counted and classified into major taxonomic groups, ranging from order to phylum, using a stereomicroscope, following the methodology outlined by Higgins and Thiel (1988) [26].

2.4. Environmental Variables and Contaminants

To analyze the abiotic characteristics of the sediment, samples were collected using a 5 cm-diameter core sampler, reaching a depth of up to 10 cm in the sediment. Samplers were frozen at -20°C until analysis. Frozen sediment samples from each sampler were subsampled from the top 5 cm and homogenized for separate analyses of grain size, organic matter content, nutrients, and concentrations of pollutants associated with site impacts (i.e., metals, total petroleum hydrocarbons, and persistent organic pollutants), following the analytical methods detailed in Stark et al. (2023) [15].

For particle size analysis, 52 sediment samples were dried at 40°C and then mechanically sieved to measure the general size distribution: gravel ($>2\text{ mm}$), sand (2 mm – $63\text{ }\mu\text{m}$), and mud ($<63\text{ }\mu\text{m}$). Accurate particle size determination by laser diffraction was conducted on a subsample of material $<2\text{ mm}$ using a Mastersizer 3000 analyzer equipped with an automated Hydro LV wet dispersion unit. Volume distribution data were used to calculate standard Wentworth size classes, ranging from clay ($<2\text{ }\mu\text{m}$) to very coarse sand (1.00 – 2.00 mm).

The total organic matter (TOM, % dry weight) in 74 sediment samples was determined gravimetrically by loss on ignition (LOI) following the method described by Heiri et al. (2001) [27]. The homogenized wet sediment (1 – 10 g) was dried at 105°C overnight in a porcelain crucible to determine the dry matter fraction (DMF), then ignited at 550°C for four hours in an oven to oxidize the organic material and weighed again to measure the mass loss.

Water-extractable nutrients were measured in 74 sediment samples. A 5 g wet subsample from the central 0–1 cm section was extracted with deionized water ($1:5\text{ w/v}$) for 1 h, centrifuged, and the supernatant filtered through a $0.45\text{ }\mu\text{m}$ membrane. The flow injection analysis (FIA) of extracts was carried out at Analytical Service Tasmania (AST) using procedures based on the standard APHA colorimetric methods specified in Stark et al. (2023) [15].

For metal analysis, elements were extracted from 52 sediments samples using dilute hydrochloric acid (1 M) for four hours, a partial (selective) extraction method commonly employed to identify contaminated sediments [28]. This method broadly targets metals in labile phases of sediments (e.g., carbonates, Fe and Mn oxides, sulfides, organics), where anthropogenic metals are most likely to reside. All extractions employed a 1 M acid digestion of $1:10\text{ w/v}$ (wet sediment) or $1:20\text{ w/v}$ (dry sediment) of a 2 to 5 g subsample of sediment homogenized at room temperature. After centrifugation and/or filtration at $0.45\text{ }\mu\text{m}$, the extract was analyzed by ICP-MS or ICP-AES. In all datasets, quality control was facilitated by extracting and analyzing two certified reference materials (CRMs) from marine sediments: pair for duplicates MESS-2/3 ($3 \pm 4\%$) and PACS-2 ($0.8 \pm 0.8\%$) (National Research Council Canada, NRCC, Ottawa, ON, Canada); detailed in Stark et al. (2023) [15]. From these analyses, 28 metals were identified, which are as follows: Al, As, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, Tl, V, and Zn.

Analyses of total petroleum hydrocarbons (TPH) and the persistent organic pollutants polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediment samples were conducted by the Analytical Services Unit (ASU), Queen's University,

Kingston, Ontario, Canada. Hydrocarbons were extracted from 5 to 10 g of each of 51 wet sediment samples with solvent and then, after concentration and cleaning, determined by gas chromatography with flame ionization detection (GC-FID). PBDEs and PCBs were extracted from 1 to 5 g of each of 45 of air-dried sediment samples with dichloromethane and concentrated by evaporation. The extracts were cleaned by gel permeation chromatography followed by activated magnesium silicate. Analysis of the most common PBDE congeners was performed by gas chromatography with tandem mass spectroscopy (GC/MS/MS), while total PCBs were determined by gas chromatography with electron capture detection (GC-ECD).

2.5. Data Analysis

Meiofauna density data were transformed using the fourth root, and a similarity matrix was calculated using the Bray–Curtis index. To visualize similarity patterns, they were ordered using a non-metric multidimensional scaling (nMDS) technique. Meiofauna diversity was calculated and defined using the following indices: richness (S), Hill diversity (S , H_1 , H_2 and H_∞), Pielou (J) and Shannon–Wiener (H') [29]. H' was calculated using the formula below:

$$H = -\sum (P_i \times \log(P_i))$$

where $\sum$ = summation and P_i = the proportion of individual biomarkers found in functional group i .

To test hypotheses, a permutational ANOVA (PERMANOVA) was applied, and to assess homogeneity between the data and the studied locations (OB1, 2, and 3, Mcgrady, Wharf, Wilkes, BBIN, MID, and OUT, and Shannon), a PERMDISP analysis was performed.

The biotic and abiotic samples were obtained independently, leading to non-corresponding labels for statistical comparisons. Therefore, unpaired analyses were conducted because biotic and abiotic samples did not originate from the same cores. In cases where abiotic data was unavailable for certain sampling levels, corresponding meiofauna replicates were excluded, and vice versa, to ensure the integrity of the statistical analyses. This approach allowed for accurate comparisons by considering only the complete sets of data available for each specific sampling level. Additionally, distance-based multivariate linear modeling (DistLM) regression was applied. dbRDA was performed to obtain the ordering and visualization of the fitted models (such as DistLM), and the vectors plotted in the graphs were generated using Spearman's rank correlation.

All abiotic data were normalized before being used in correlation analyses and differences in environmental conditions were explored using Principal Component analysis (PCA). Multivariate analyses were conducted using PRIMER v7 with the PERMANOVA+ package.

The environmental quality status (EcoQ) was determined for each location, considering the total number (richness) of meiofaunal taxa proposed by Donovaro et al. (2004) [30], which defines environmental quality in the following classes: ≤ 4 taxa, bad; >4 and ≤ 8 taxa, poor; >8 and ≤ 12 taxa, moderate; >12 and ≤ 16 taxa, good; >16 taxa, high.

3. Results

3.1. Meiofauna Community

3.1.1. Density and Diversity Parameters

A total of 134,956 meiofauna individuals were identified, distributed across 15 major meiofauna taxa and 2 other groups: meiobenthic protozoa (Ciliophora) and crustacean larvae (Nauplii) (Table S1). Six of these taxa were present in all locations (Ciliophora, Copepoda, Nauplii, Nematoda, Ostracoda, and Turbellaria), while only two were exclusive to a single location—Kinorhyncha in OB2 and Syncarida in OB3, both lying within OB. Meiofauna richness showed greater variation within the impacted locations compared to the reference locations (Figure 2A). BBIN and OB1 had the overall lowest total richness with only 10 taxa. McGrady, Wilkes, and Shannon exhibited the lowest median and average meiofauna higher-taxa richness.

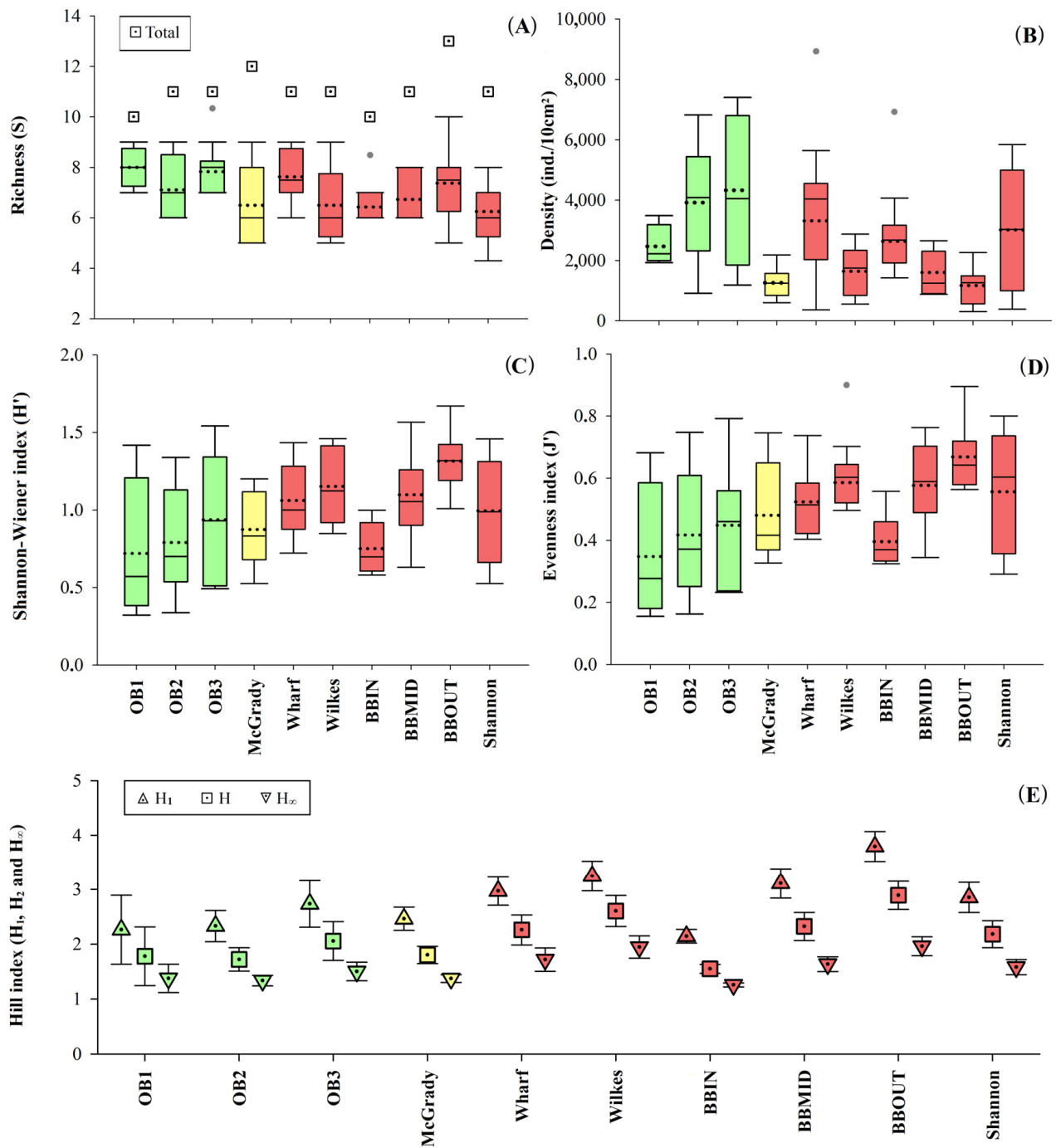


Figure 2. Richness (A), density (B), Shannon–Wiener index (C), evenness index (D) and Hill’s index (E) of meiofauna recorded at each location (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT, and Shannon). The solid horizontal line indicates the median and the dotted horizontal line indicates the mean. Boxes represent upper/lower quartiles. The vertical lines extending from each box represent the minimum and maximum value. The colors indicate the impacts in relation to locations, where red (■) are impacted locations, belonging to Newcomb Bay, yellow (■) is the reference location belonging to Newcomb Bay, and green (■) are reference locations belonging to O’Brien Bay. Circle-shaped symbols (●) indicate outliers.

The meiofauna density (ind./10 cm²) also varied significantly between locations (pseudo-F = 5.16; $p < 0.01$) and bays (pseudo-F = 4.41; $p = 0.04$) (Table S2). The average meiofauna density showed greater variation at the impacted locations, where the lowest average density was found; 1168.80 ind./10 cm² in BBOU. The highest meiofauna density (4328.60 ind./10 cm²) was found in OB3, a non-impacted location (Figure 2B). Still, in Figure 2B, it is possible to observe that across the BB gradient (IN, MID, OUT), meiofauna densities noticeably declined and richness increased proportionately.

The Shannon–Wiener diversity (H') differed significantly between localities and bays (Table S2), with values below 1.5 in all localities (Figure 2C). The Pielou evenness (J') differed only between the two large bays (Table S2), showing only small variations between locations (Figure 2D). However, for both indices, it was possible to observe an increasing oceanward gradient in BB, with the lowest values in BBIN and the highest values in BBOU (Figure 2). Note that the opposite trend was observed for densities. The patterns of the Hill indices (S , H_1 , H_2 , and H_∞) corresponded to the observations of the Pielou evenness index and the Shannon–Wiener diversity (H'), indicating the same gradient in Brown Bay (Figure 2E). The indices demonstrate that the meiofauna communities have a different make-up at the different locations. The average ecological quality (EcoQ) status of the locations, based on meiofauna richness, ranged from moderate ($S = 8$ –12), at the reference locations located in O’Brien Bay, OB1, and OB3, to poor ($S = 5$ –8) in OB3, MCG, and all other impacted locations within Newcomb Bay (Table 1).

Table 1. Mean values ($\pm$ SE) of richness of the locations (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOU, and Shannon) and the state of environmental quality (EcoQ) corresponding to the richness of each location.

Location	Med. ($\pm$ SE)	EcoQ
OB1	8.00 $\pm$ 0.40	Moderate
OB2	7.11 $\pm$ 0.42	Poor
OB3	8.28 $\pm$ 0.52	Moderate
McGrady	6.50 $\pm$ 0.56	Poor
Wharf	7.62 $\pm$ 0.37	Poor
Wilkes	6.50 $\pm$ 0.50	Poor
BBIN	6.75 $\pm$ 0.36	Poor
BBMID	6.72 $\pm$ 0.27	Poor
BBOU	7.37 $\pm$ 0.53	Poor
Shannon	6.25 $\pm$ 0.35	Poor

Among the taxa, Nematoda was the most abundant group in all locations (41–80%) and together with Copepoda, Ciliophora, Nauplii, and Turbellaria represented approximately 99% of the organisms identified (Figure 3).

3.1.2. Spatial Structure

A multivariate analysis of meiofauna community composition revealed significant differences at the location scale, with significant variation only observed among locations (Table 2). The nMDS ordinations showed a greater association and less dispersion between the impacted locations (BBIN, BBMID, BBOU, and SH) compared to the others (Figure 4). The Spearman correlation vectors applied to the nMDS indicated that most taxa exhibited a positive correlation with the reference locations belonging to OB (particularly OB1 and OB2) as well as WH. This is consistent with the observation of the highest meiofauna densities at these locations. Further analysis of community structure was conducted using PERMDISP, which tests for differences in multivariate dispersion. No significant differences in the multivariate dispersion for meiofauna communities among locations were found ($p = 0.19$).

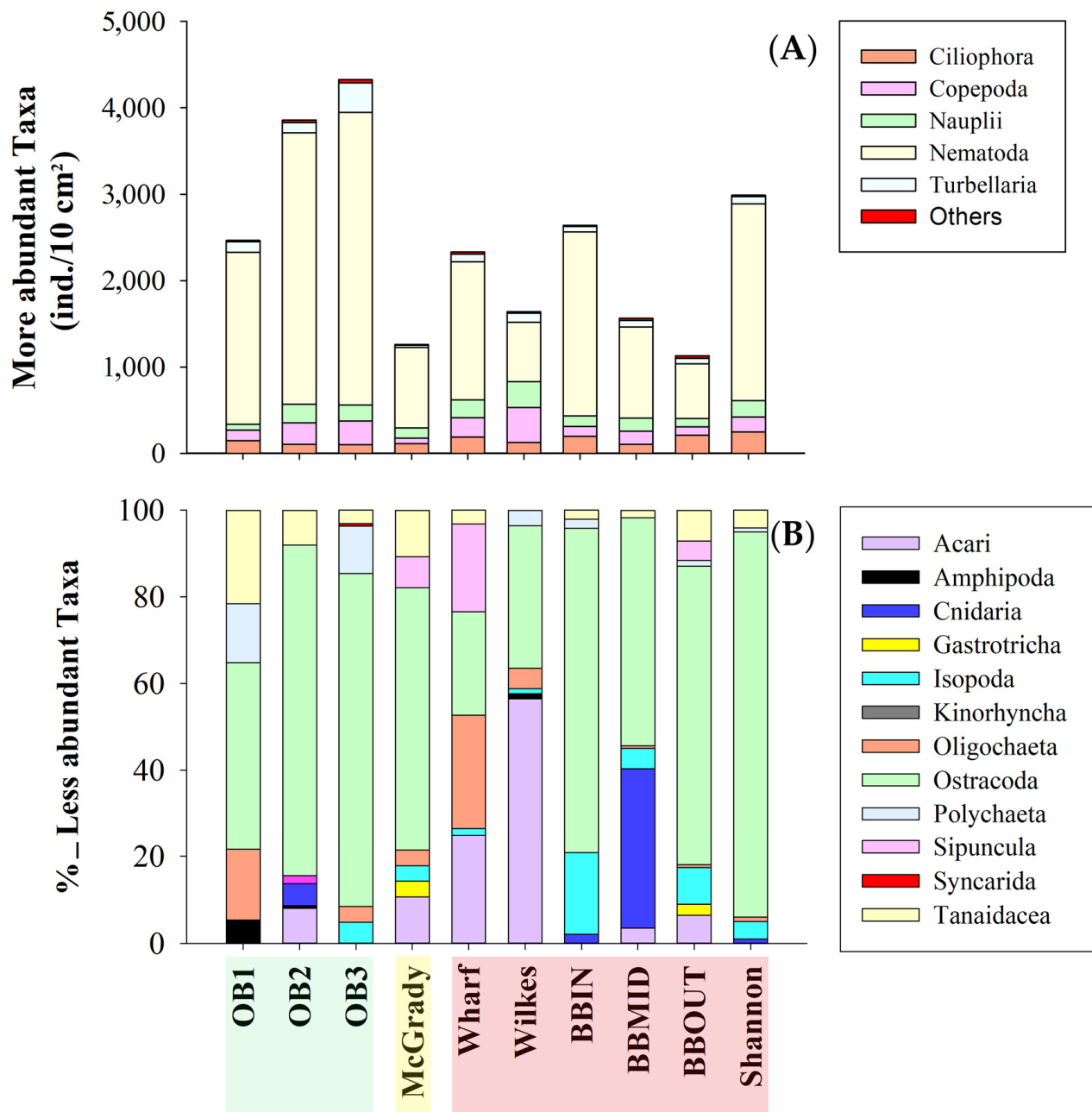


Figure 3. Proportion of the average composition of ciliophores and most abundant meiifauna taxa (A) and relative abundance (%) of the least abundant (<1%) meiifauna taxa (B) found at each location (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOU, and Shannon). The colors in locations indicate the impacts in relation to locations, where “light red” are impacted locations, belonging to Newcomb Bay, “light yellow” is the reference location belonging to Newcomb Bay, and “light green” are reference locations belonging to O’Brien Bay.

The meiifauna community comparisons resulting from PERMANOVA analyses revealed that most of the impacted locations were significantly different from the OB reference locations, except for WI and SH (Table 2). The more abundant taxa, as well as tanaidaceans and ostracods, exhibited sufficient variation to distinguish the impacted and reference locations from each other (SIMPER) (Table S3).

Table 2. Comparison between the meiofauna community in the locations, using the results of the PERMANOVA analysis. The analysis factor was the area (location). p (perm) values < 0.05 are in bold. The “df” indicates the degrees of freedom, “MS” the means square, and “res” the residual. The (*) indicates contrast analysis.

Meiofauna Structure				
Source	PERMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	p (perm)
Bay	1	1183.10	2.37	0.50
Location [Bay]	8	511.77	2.27	<0.01
Site [Location [Bay]]	12	217.47	0.99	0.51
Plot [Site [Location [Bay]]]	21	218.78	1.30	0.07
Residual	40	167.99		
Total	82			

Source	PERMANOVA Results			
	df	MS	Pseudo-F	p (perm)
Location	9	586.36	3.07	<0.01
O'Brien vs. McGrady *	1	1358.90	7.33	<0.01
O'Brien vs. Wharf *	1	517.46	2.35	0.03
O'Brien vs. Wilkes *	1	984.40	4.40	<0.01
O'Brien vs. BBIN *	1	494.36	2.96	0.01
O'Brien vs. BBMID *	1	658.11	3.75	<0.01
O'Brien vs. BBOUT *	1	1011.10	4.93	<0.01
O'Brien vs. Shannon *	1	573.25	2.76	0.02
Reference locations vs. Wharf *	1	698.49	2.91	0.01
Reference locations vs. Wilkes *	1	745.50	3.07	0.01
Reference locations vs. BBIN *	1	362.82	1.82	0.10
Reference locations vs. BBMID *	1	344.14	1.69	0.14
Reference locations vs. BBOUT *	1	631.75	2.76	0.02
Reference locations vs. Shannon	1	332.51	1.45	0.19
* Residual	73	190.73		
Total	82			

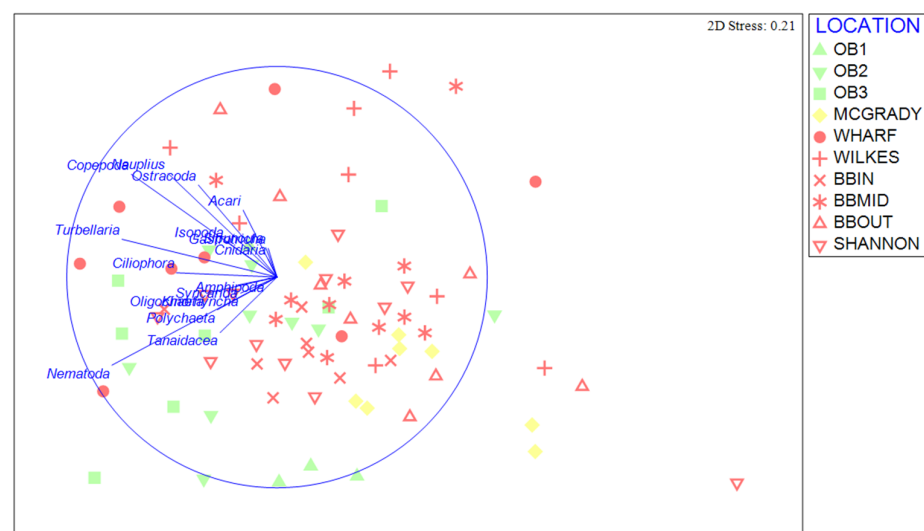


Figure 4. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) based on the density of meiofauna groups (transformed to the 4th root, using Bray–Curtis), with their vector (strength and direction of the variable’s effect on the ordination graph) at the locations (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT, and Shannon). The colors indicate the disturbance, where red (■) are impacted locations, belonging to Newcomb Bay, yellow (■) is the reference location belonging to Newcomb Bay, and green (■) are reference locations belonging to O Bay ‘Brien.

Most meiofauna groups, particularly those that were more abundant (except for ciliophores) exhibited lower densities in impacted locations in Brown Bay, compared to reference locations (Figure 5). This pattern was most evident in crustaceans (nauplii, copepods, ostracods, and tanaidaceans). Along the BB gradient (IN, MID, OUT), the mean densities of most of the most abundant meiofaunal groups (except ciliophores) were lower at BBOUT compared to BBIN, while the total mean density of the other taxa was higher at this site (Figure 5F). Most of these less abundant taxa, except cnidarians, followed this pattern of mean total density. Although the other less abundant taxa contribute less than 1%, changes in their densities between locations are observable. The taxa *Gastrotricha* and *Sipuncula* were present only in locations belonging to Newcomb Bay. In the impacted locations BB and SH, minimal or no pattern was evident in relation to the abundance of annelids (*Polychaeta* and *Oligochaeta*), and a greater absence of other taxa was observed in the location of BBIN (Figure 3B).

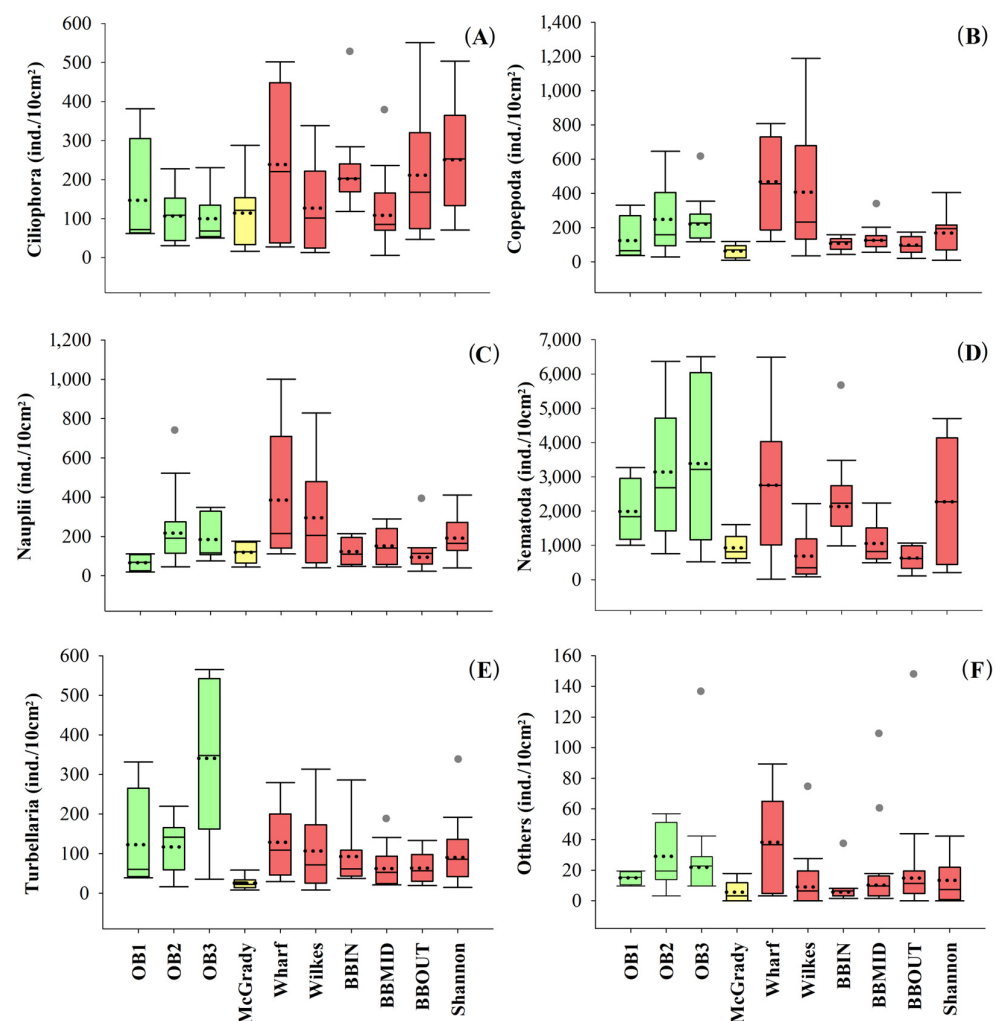


Figure 5. Density of ciliophores and most abundant meiofauna groups recorded at each location (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT, and Shannon). The solid horizontal line indicates the median and the dotted horizontal line indicates the mean. Boxes represent upper/lower quartiles. The vertical lines extending from each box represent the minimum and maximum value. The colors indicate the disturbance, where red (■) are impacted locations, belonging to Newcomb Bay, yellow (■) is the reference location belonging to Newcomb Bay, and green (■) are reference locations belonging to O'Brien Bay. The vertical lines extending from each box represent the minimum and maximum value. Star-shaped symbols (●) indicate outliers. (A) Ciliophora, (B) Copepoda, (C) Nauplii, (D) Nematoda, (E) Turbellaria, and (F) others taxa.

3.2. Environmental Variables and Contaminants Influences on Meiofauna Community

Regarding inorganic pollutants, out of the 28 metals identified, the 7 most significant metals in these areas and/or related to anthropogenic activities were analyzed [15] (Table S4). The total metal concentrations differed significantly between locations (pseudo- $F = 3.97$; $p = 0.03$), ranging from 500.03 mg/kg in WI to 10,859.87 mg/kg in BBIN. The highest individual metal concentration across all locations was reported for iron (Fe), contributing 70–90% of the total metal concentration. Most metals were common to all locations, except for tin (Sn), which was only detected in sediments from impacted locations. Additionally, consistent concentrations of cadmium (Cd) were present in most locations, while higher concentrations of lead (Pb), vanadium (V), and zinc (Zn) were found in the BB locations, primarily at BBIN. Moreover, higher copper (Cu) concentrations were observed at the SH and BB locations.

Among the persistent organic pollutants, total petroleum hydrocarbons (TPH), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), and polychlorinated biphenyls (PCBs) were identified, with TPHs and PCBs showing significant differences between study locations ($p \leq 0.01$). The highest average concentration of TPH was found in BBIN, at 241.43 mg/kg, while OB1, OB2, WH, and WI showed concentrations below the detection level (35 mg/kg) (Table S4). The average PBDE concentration ranged from 1.35 ng/kg in OB3 to 23.09 ng/kg in Shannon (Table S4). PCBs were only found in impacted locations, with a higher average concentration of 252.25 ng/kg in BBIN (Table S4).

Regarding the other environmental variables analyzed, the TOM and nutrients varied significantly between locations ($p \leq 0.03$), with the highest average concentrations at OB3 and MCG, and the lowest average concentrations at OB1, OB2, and BBIN (Table S4). The granulometry varied from clay to sand between the locations (pseudo- $F = 3.34$; $p < 0.01$), with sand fractions being more abundant at the OB reference locations, and the silt-clay fraction dominating the impacted locations and those located in Newcomb Bay (Figure 6).

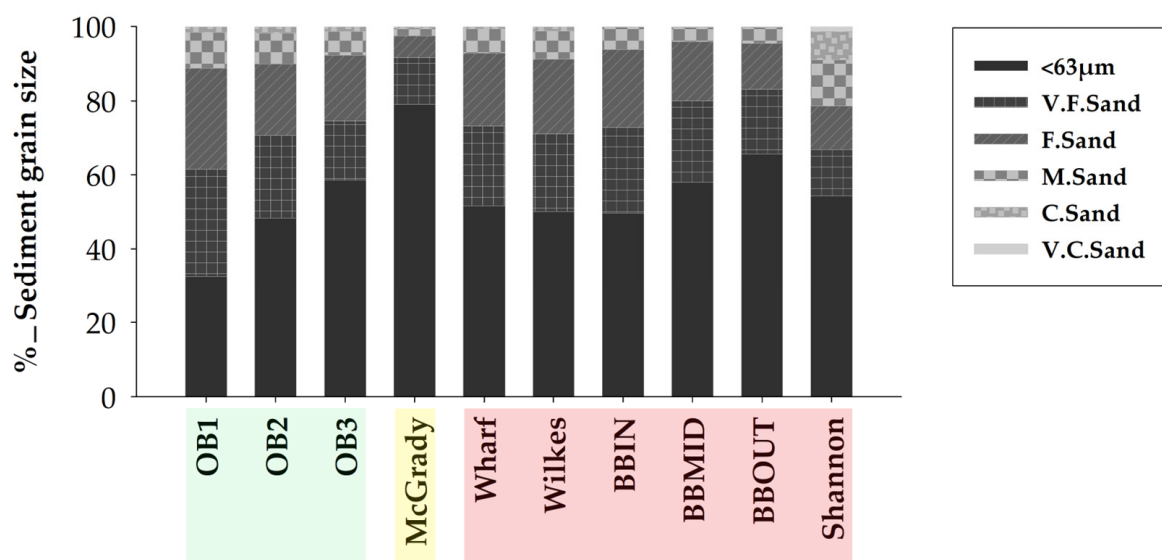


Figure 6. Proportion of average composition of sediment grain sizes found at each location (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT, and Shannon). The colors in locations indicate the impacts in relation to locations, where “light red” are impacted locations, belonging to Newcomb Bay, “light yellow” is the reference location belonging to Newcomb Bay, and “light green” are reference locations belonging to O’Brien Bay.

Multivariate analysis of sediment environmental variables, including grain size, TOM and contaminants concentrations (metals, TPHs, PBDEs, and PCBs), showed some differences between locations (Figure 7). In the PCA of all environmental variables, several patterns are noticeable. The BB locations distinguish themselves from all other locations

along the PC2 axis. In particular, BBIN is separated from all other locations and groups. Within the larger group spread out mostly along the PC1 axis, the OB reference locations are spread out from left to right over OB1, OB2, and OB3, in concordance with the increasing meiofauna along those stations. WH, WI, and MCG are more centralized in the PCA plot (Figure 7A).

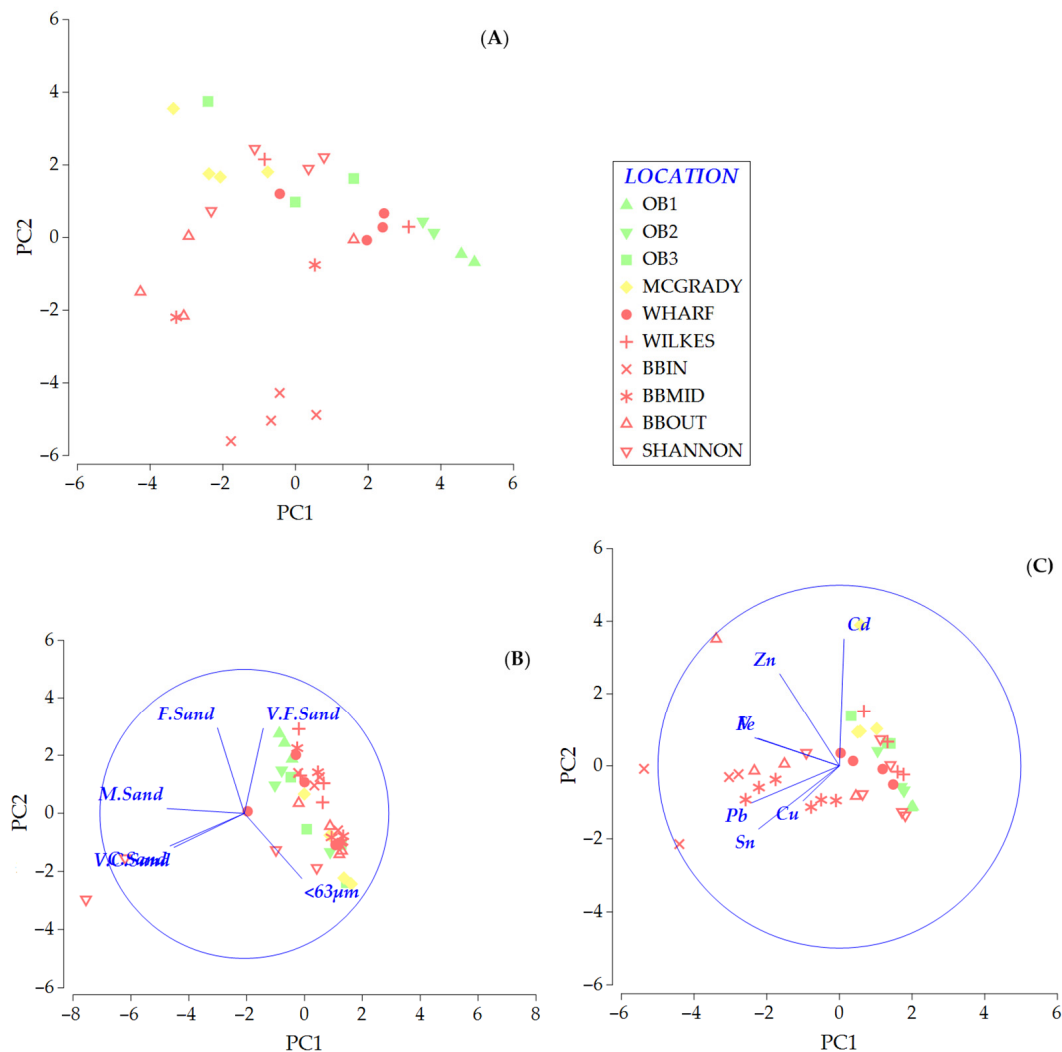


Figure 7. (A) PCA ordination of combined environmental variables; (B) PCA ordination of sediment grain size variables; (C) PCA ordination of metal concentrations in sediment. Vector plots indicate the direction and size of the correlation between PC axes and variables) at the 10 locations (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT and Shannon). The colors indicate the disturbance, where red (■) are impacted locations, belonging to Newcomb Bay, yellow (■) is the reference location belonging to Newcomb Bay, and green (■) are reference locations belonging to O'Brien Bay.

When separating the grain size and metal variables, these patterns changed slightly, with fewer differences between localities, particularly in grain size. A prevalence of smaller grains is observed in the locations, with a difference between <63 and V.F. sand in PC2, where the locations OB1, OB2, WH, WI, and BBIN are correlated with V.F. sand, while OB3, MCG, SH, BBMID, and OUT are correlated with <63 m (Figure 7B). For metal concentrations, the impacted locations of BB form a highly variable group on their own, and the rest of the locations form a grouping together (Figure 7B). Both sampling locations in BB (BBIN, BBMID, and BBOUT) were clearly separate from the other locations in the PCA ordination, with particularly high concentrations of tin, copper, and lead (Figure 7C).

Correlation between Meiofauna and Environmental Parameters

The results of the DistLM-Best multivariate analysis on the relationship between all environmental variables and the structure of the meiofauna revealed that M. sand, V. C. sand, TOM, ammonia, Cd, and Pb were the six variables that best explained (together, 35.7%) the variation in meiofauna community structure (Table S5). The dbRDA plot model based on the DistLM model explains 65% of the fitted and 46% of the total variation. The dbRDA vectors demonstrated that the second axis is related to most of the environmental variables, contributing to the variation and distinction between different groups. The OB locations tended to separate from the BB location in the dbRDA plot along gradients of pollutants, sediment grain size, and some nutrients. MCG, despite not being grouped with the other reference locations, does not have high concentrations of pollutants and forms an isolated group (Figure 8).

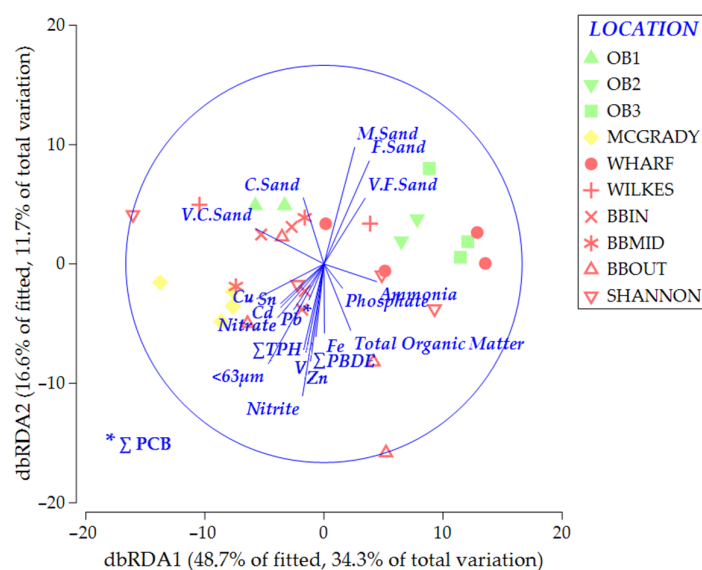


Figure 8. Correlation between the meiofauna community and the total environmental variable group (DistLM) with their vectors (strength and direction of the effect of the variable on the ordination chart) at the 10 locations (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOUT, and Shannon). The colors indicate the disturbance, where red (■) are impacted locations, belonging to Newcomb Bay, yellow (■) is the reference location belonging to Newcomb Bay, and green (■) are reference locations belonging to O’Brien Bay.

4. Discussion

This study presents the first comprehensive description of the spatial distribution, diversity, and relationship to environmental influences for benthic meiofaunal communities in coastal East Antarctica. Over the past two decades, meiofauna have emerged as reliable bioindicators of environmental quality due to their sensitivity to various anthropogenic stressors [4,31]. Consistent with prior research, our study also revealed significant differences in the structure of meiofauna communities across locations characterized by varying concentrations and types of chemical contaminants. Specifically, our findings align with documented classes of chemical contaminants in Antarctica since 1967, including heavy metals, hydrocarbons, and persistent organic pollutants (POPs) [32].

These pollutants have been previously detected in the marine benthic ecosystem of the Windmill Islands in East Antarctica [15,33,34]. The primary anthropogenic sources of these contaminants on the Antarctic continent stem from fishing activities, scientific and military presence, national research stations, and tourism, given its lack of permanent inhabitants [2,32]. However, the most significant contributor to local and long-term pollution is concentrated around the 75 Antarctic monitoring and research stations [35]. Many of these stations, such as Casey, are situated on ice-free coastal terrain and have

been continuously occupied for over 50 years, resulting in contamination of the marine environment and a consequent impact on its benthic ecosystems [15].

4.1. Benthic Contamination in East Antarctic Bays

The coastal environments of East Antarctica have been extensively studied at Casey and Davis stations, with pollution from these stations identified as a significant environmental concern [15,36–38]. Casey Station, in particular, is subject to various anthropogenic disturbances stemming from historical practices and ongoing activities. Sediment analysis reveals elevated pollutant concentrations at directly impacted sites compared to reference locations, with certain contaminants surpassing international sediment quality guidelines, notably metals and PCBs [15].

Distinct contamination patterns emerge, notably near the former waste disposal site, Brown Bay, where pollutant levels exceed those elsewhere around Casey. However, these concentrations are consistent with those observed in other Antarctic coastal bays adjacent to stations, such as Winter Quarters Bay at McMurdo Station [39]. Notably, the active wastewater outfall site (SH) exhibits similar pollution levels to Brown Bay, while the WH and WI locations show lower contaminant concentrations more akin to the reference locations (OB1, OB2, and OB3), or minimal pollution levels, as seen in MCG.

Although MCG lacks a direct pollution source, the presence of finer sediment grains and its proximity to Brown Bay within Newcomb Bay suggest a potential route for the influx of organic and inorganic compounds, resulting in relatively low disturbance levels. Notably, the pollutant concentrations are highest in Newcomb Bay, attributed to continuous human occupation since 1957, leading to widespread pollution [15].

4.2. Density, Biodiversity, and Spatial Variation in Meiofaunal Communities

The mean meiofauna densities reported in this study (2642 ind./10 cm²) are lower compared to most regions documented for Antarctic shallow waters [20,40]. However, it is important to note that many of these studies focus on the Antarctic Peninsula region, particularly bays on King George Island [40–45], where much higher meiofauna densities have been recorded, reaching up to 11,366 ind./10 cm² [40]. These elevated densities are likely due to favorable environmental conditions along King George Island's coast, such as greater primary productivity, reduced sea ice coverage, and higher summer seawater temperatures [20,46]. Given that Casey is located further south, it experiences longer periods of sea ice cover, resulting in lower productivity and reduced food availability for meiobenthos [20].

In terms of biodiversity, the study identified a total of 15 meiofauna taxa at Casey, along with two other ecologically distinct groups, ciliophores and nauplii larvae, with nematodes comprising up to 80% of the total abundance. Copepods were the second most abundant taxon. Similar findings have been reported in other studies focusing on Antarctic shallow waters, where rich meiofauna assemblages with up to 25 taxa have been observed, with nematodes often dominating communities at up to 95% of the total abundance [20,40,47]. For example, in Martel Inlet, King George Island, a total of 17 meiofauna taxa were recorded at depths of 20–30 m, with nematodes constituting over 80% of the community, followed by copepods [40].

Significant spatial variation in meiofauna communities was observed primarily between locations separated by thousands of meters. Although some community variation occurred, it was not significant at the site (hundreds of meters) and plot (tens of meters) scales, different to the previous outcomes documented in nematode and copepod communities that showed significant variation at the plot scale (10 m) and at the site scale (100 m), respectively [20]. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) ordination analysis indicated a tendency for distinctive community compositions between locations within the OB and Newcomb Bay, reaffirming the influence of environmental conditions on meiofauna communities [20]. Furthermore, the arrangement of variation in meiofauna community

structure at the MCG reference location relative to the impacted locations in Newcomb Bay and reference locations in OB suggests some level of anthropogenic impact.

4.3. Environmental Variables and Contaminant Influences on Meiofaunal Communities

The structure and distribution of meiofauna communities were strongly influenced by the granulometric properties of the sediment and certain nutrients, such as ammonia, included in the best explanatory models. Meiofauna diversity was negatively correlated with very fine sediment and silt-clay fractions, which were predominantly present in the most polluted areas. Conversely, reference locations belonging to OB showed more of the medium and larger grains, resulting in larger interstitial spaces and favoring meiofauna diversity. One of the biggest proportions of fine grains and silt-clays were recorded in areas with higher concentrations of pollutants, a relationship also reported by other authors [48–52]. A sediment with a higher proportion of fine grains presents, proportionally, a greater amount of organic matter, contributing to the accumulation of pollutants. These chemical pollutants have a high adsorption capacity for organic particles and finer sediment grains, directly affecting the meiofauna through ingestion or direct contact with contaminants [51,53,54]. Grain size plays a crucial role in the heterogeneity of meiofauna groups, influencing their abundance, distribution, and diversity [55], as observed on King George Island [56] and Signy Island [41] in Antarctica.

In addition to sediment grain-size properties, the organic matter content and certain nutrients also correlated strongly with meiofauna community patterns. The highest concentration of organic content in this study was found in OB3, suggesting greater primary production compared to other locations and consequently greater densities and diversity of meiofauna due to high food availability. Most directly impacted locations, except for BBIN and/or those in Newcomb Bay (MCG), also had high mean nutrient values, which could have influenced meiofauna structure. However, the effects of these nutrients on meiofauna can vary depending on concentration and composition, as high concentrations of certain nutrients in the marine environment may indicate anthropogenic impacts [57]. In this study, nitrite and nitrate were the most abundant nutrients in impacted locations (BBMID and BBOU), while ammonia and phosphate predominated in reference locations (OB3 and MCG). These nutrients can be released by plants and animals and produced through the decomposition of organic matter (such as hydrocarbons) [57,58], and in excess supply they can cause great stress in the marine environment due to hypoxia related to eutrophication [59]. Furthermore, some nutrient compounds have interactive toxic effects with other pollutants (e.g., hydrocarbons), such as enhancing the toxicity of phenanthrene exposed to nitrite [60].

Human impacts have also been correlated with differences in sedimentary meiofauna communities. Variations in meiofauna community structure (i.e., density and diversity) were observed between sediments with higher pollutant concentrations and those with lower concentrations. These differences were mainly attributed to higher concentrations of metals (e.g., lead) and TPHs at locations adjacent to the former Casey Station dump (BB) compared to other locations. Lead concentrations above the threshold effect limit (TEL) level were found at BB [15].

In BB, differences in the meiofauna community composition between the closest (BBIN) and furthest (BBOU) impact locations, even just a few hundred meters apart, were as significant as between other locations many kilometers apart. The meiofauna community in BBOU was more diverse, rich, and equitable compared to BBIN, demonstrating a clear impact gradient (see Figure 5). However, the meiofauna total densities at BBIN were higher than at BBMID and BBOU, predominantly driven by nematode densities. Even in polluted conditions, nematode densities may be high owing to reduced competition from other organisms more sensitive to pollution and the ability of certain nematode taxa to flourish in polluted conditions. The meiofauna communities at BBMID are more similar to those from BBOU compared to those from BBIN, which stand apart in terms of community structure. There is a clear pollution gradient of metals and TPHs with increasing distance

from Casey's old garbage dump, with BBIN being the most polluted and impacted location. The pressures of the pollution gradient are visible in the meiofauna community on a smaller scale (between directly impacted locations) and on a larger scale (when comparing impacted and reference areas). Around McMurdo Station, differences between macrofauna benthic communities along a steep spatial gradient of anthropogenic contamination, including metals and hydrocarbons, were also observed, with a reduction in faunal abundance and diversity at the most contaminated locations [61,62].

In addition to abandoned garbage dumps, sewage outfalls and effluent discharges are some of the main local anthropogenic sources of metals and TPHs in this environment [2,63]. The abundances of meiofaunal community groups at the location near the active effluent discharge from Casey Station (SH) were reduced, and gastrotrichs and sipunculids were absent at these locations while they were present at MCG, resulting in decreased richness compared to the reference locations. The reductions in these biological parameters highlight the impact of sewage discharge, despite containing lower levels of metals and TPHs than the BB locations, suggesting that sewage discharge and associated contaminants affect benthic ecosystems. Among these metals associated with sewage discharge, copper (Cu) stands out, with levels above the TEL at the BB locations and SH [15].

Despite having concentrations of metals lower than those found in BB and SH and concentrations of TPHs below detection limits, the meiofauna communities in other disturbed locations (WH and WI) were significantly different from the controls. They demonstrated a lower richness, diversity, evenness, and, in the case of WI, also a lower density compared to the reference locations. These results may indicate that even low concentrations of metals are sufficient to impact meiofauna [4,7]. Still in WI, it is possible to highlight the greater abundance of Halacaroida compared to other locations and the increase in the metal Cd from 2004 to 2014 observed by Stark et al. (2023) [15].

There has been considerable concern about the heavy metal and hydrocarbon contamination of marine ecosystems in Antarctica, due to their toxicity, biomagnification, and persistence in marine sediments [64]. The occurrence of metals and TPHs in the marine environment is common and can come from runoff from roads and station areas, from abandoned waste disposal locations, from sewage discharge, as well as from natural infiltrations and the degradation of organic matter [65].

Once within the marine ecosystem, these contaminants (heavy metals and hydrocarbons), they deposit and accumulate in sediments and become available for marine benthic communities. Studies have shown that heavy metals, such as lead and copper, affect marine benthic communities [66–68] and can cause toxic effects on Antarctic marine biota [69,70]. Lead is toxic and not essential to biological function and has shown to be harmful to several organisms [68]. Copper is also a potential toxicant when present at high levels [71,72]. Hydrocarbons have a high toxicity potential, which can cause various physiological, metabolic, and sensory problems in various animals, e.g., mollusks [73], crustaceans [74], and fish [75]. The effects of hydrocarbons on meiofauna are mainly related to the reduction in abundance, richness, and diversity [4,5]. These effects were shown to persist for periods of more than five years in a mesocosm experiment carried out in the OB region at Casey Station, suggesting that recovery of the structure and diversity of meiofauna communities may take decades [76].

Other stressors documented around Casey Station that could affect the region's meiofauna were identified in this study, such as persistent organic pollutants: polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) [16,20,77,78]. In this study, the persistent organic pollutant PCBs had higher concentrations in Brown Bay, like the metals and TPHs, where they were above the threshold effect limit (TEL) level. This suggests that indeed a mixed set of pollutants as analyzed in this study may be causing synergistic reductions in meiofauna diversity and abundance [79]. However, the persistent organic pollutant PBDEs correlated well with meiofauna communities from SH, adjacent to the discharge of Casey wastewater, and in BB with values that were significantly higher than any other location.

Although notably only the PBDEs were very high at SH, other pollutants (except perhaps arsenic) were not substantially elevated, yet the meiofauna community structure at SH exhibited a low diversity, similar to BBIN, the most-polluted and affected location. The toxicological effects of polybrominated diphenyl ethers associated with tumors, teratogenesis, and endocrine disruption may be a plausible explanation for the resulting impacted community patterns at SH [80]. However, still relatively little is known about its ecotoxicity and toxicity to Antarctic or polar species [63,81,82]. Wastewater is a known source of PBDEs to Antarctic marine environments [15,37,78]. High levels of persistent organic pollutants, including PBDEs, have been found in sewage sludge, and in sediment, fish, and invertebrate effluents near Antarctic sewage outfalls at Casey, Davis, and also at Ross Island [37,63,83].

While clear patterns related to disturbance were observed at the community level, the patterns for individual taxa in relation to disturbance were less clear. However, the absence or reduction in the abundances of sensitive taxa, especially some crustaceans (i.e., nauplii, amphipods, copepods, ostracods, and tanaidaceans), in places with high levels of metals and TPHs provides evidence of the potential effects of chemical disturbance in these environments. Copepods, nauplius larvae, ostracods, and tanaidaceans had lower abundances at the location with the highest level of pollution (BBIN) compared to the reference locations, while amphipods were absent. However, in macrofaunal samples at the BBIN, the abundance of gammarid amphipods was higher in BB and Shannon than at the reference sites [16]. These results indicate that the observed meiofauna and macrofauna communities respond with different specific sensitivities in relation to anthropogenic impacts.

In general, crustaceans form a particularly sensitive group, not only to the significant increase in organic matter but also to the increase in other types of pollution, including metals and hydrocarbons [84,85]. The sensitivity of copepods, ostracods, and tanaidaceans to these contaminants has also been documented in several biomonitoring studies [17,86,87], including in Antarctica, in places with different disturbances in Admiralty Bay, where there was a reduction in the abundance of these crustaceans and other sensitive taxa [40,88].

In addition to crustaceans, annelids (i.e., polychaetes and oligochaetes) were also more abundant in reference sediments compared to impacted locations. Crustaceans and macrofaunal annelids, mainly polychaetes, are often used as indicators of contamination and the presence of toxic substances in sediments. However, they seem less sensitive when compared to certain meiofaunal groups [89]. Although many species of polychaetes and oligochaetes are generally considered tolerant to pollution, sensitivity to different disturbances and chemical compounds, such as effluents and wastewater, heavy metals, and hydrocarbons, has been documented [89–91].

In general, these crustaceans and annelids from shallow-water coastal marine meiofauna are considered animals that may be sensitive to anthropogenic impacts due to their ecological role and susceptibility to environmental changes [92]. In Antarctica, these groups may show similar patterns of sensitivity to anthropogenic disturbances, given the pristine nature of the environment and the potential for rapid responses to changes in habitat quality. However, other studies also carried out in the coastal waters of East Antarctica have demonstrated high abundances of macrofauna crustaceans in BB [16,18]. Therefore, more research specifically using both faunal types in the assessment of the effects of Antarctic conditions is needed to fully understand the tolerance of these taxa in this unique ecosystem [93].

Unlike the patterns observed by previous taxa, ciliophores were more abundant in impacted locations, due to their high adaptability to aquatic environments contaminated with organic or inorganic particles in the sediment [94,95]. The phylum Ciliophora is one of the most ubiquitous groups of protozoa, with free-living and symbiotic species. Free-living forms can be found throughout the world, common in sediments or plankton of marine and freshwater habitats and in soils [96]. They are phagotrophs, organisms that eat available organic particles, and can adapt to contaminated environments, e.g., by forming cysts

on the walls of their body in anticipation of anaerobic conditions (lack of oxygen) in the aquatic environment [95].

4.4. Meiofauna as Environmental Indicators in Antarctica

The ecological quality classification, based on the total number (richness) of meiofaunal taxa proposed by Danovaro et al. (2004) [30], and modified according to the European Water Framework Directive (WFD), revealed a range from poor to moderate across the studied locations. A moderate prevalence of ecological quality was noted in reference locations with lower pollutant concentrations. With the exception of OB1 and OB3, classified as environments of moderate ecological quality, corroborating their designation as reference locations, all other sites, including the most polluted location (BBIN), were considered of poor quality.

The superior ecological quality in the O'Brien locations, particularly OB1, can be attributed to the low anthropogenic pollution level. Factors such as sedimentary structure, predominantly composed of larger grains, along with nutrient levels and lower concentrations of organic matter, contribute to a reduced accumulation of potentially toxic compounds, fostering better environmental conditions for meiofaunal survival and biodiversity [97].

In BB, a gradient of environmental impact and quality was observed in relation to the distance from the contamination source. The farthest location (BBOUT) exhibited a better environmental quality compared to closer sites (BBMID and BBIN). BBIN, the most polluted site, demonstrated the lowest abundance or absence of certain taxa (e.g., amphipods, oligochaetes, ostracods, and polychaetes), as well as lower values of environmental indices (e.g., richness, Hill index, Shannon–Wiener index, Pielou index) and EcoQ classification, despite having the highest overall meiofauna density.

Anthropogenic disturbance can alter meiofaunal abundance and diversity, although the direction of changes is not always consistent. Increases in meiofaunal abundance may represent a transient response of opportunistic individuals [98]. Previous studies have indicated that anthropogenic pollution can promote an increased abundance of meiofauna, particularly among opportunistic nematodes and other taxa tolerant of altered conditions [98,99]. Decreases in diversity indices and environmental classifications suggest environmental stress, with benthic fauna serving as a proxy for assessing environmental quality status [51,100,101].

Diversity indices, such as Hill's, are valuable for characterizing natural communities. Hill indices are dependent on taxonomic dominance, ranging from S , reflecting solely the number of taxa, to H_{∞} or "dominance index", inversely proportional to the most dominant genus [102]. Both higher-order (H_2 , H_{∞}) and lower-order (H_0 , H_1) Hill numbers indicate BBIN as the least diverse site compared to others. Comparing only within BB locations, the farthest location from the pollution point (BBOUT) exhibits greater diversity, important for communities with high and low dominance.

Indices like EcoQ are useful for comparing impacted and non-impacted areas [30,31]. EcoQ assessments through meiofauna have been applied in anthropically impacted coastal and estuarine environments in temperate and tropical climates [51,103,104].

The environmental index values in this study underscore the ecological impact in areas with higher concentrations of organic and inorganic pollutants. Lower environmental quality index values, compared to less disturbed areas, indicate meiofauna's utility in detecting changes in impacted areas, responding to various pollutions, including extreme environments like Antarctica [5,10,47,104].

5. Conclusions

Our study revealed significant heterogeneity in meiofauna community composition across the sampled locations, attributable to effects characterized by a diverse array of contaminants and sediment properties. The observed reduction in diversity indices, along with EcoQ (richness), particularly in the most disturbed sites, underscores the utility of

meiofauna as effective biomonitoring indicators for marine conservation, particularly concerning metals and hydrocarbons. These pollutants emerged as primary factors influencing meiofauna communities and likely contribute to biodiversity declines in polluted Antarctic marine ecosystems.

The analysis of sediment contamination delineated a pollution gradient across locations, with proximity to the pollution source correlating with higher contamination levels, while more distant sites exhibited a comparatively better environmental quality. Additionally, sediment grain size emerged as a significant determinant of meiofauna distribution, contributing to variations observed between locations. These findings underscore the imperative of minimizing chemical contaminant influx into marine ecosystems, particularly in ecologically sensitive regions like Antarctica, and offer insights into the ecological responses and potential recovery trajectories of historically contaminated environments.

The current meiofauna community composition in East Antarctica provides a baseline assessment of ecological quality against which future changes can be compared through monitoring. Further research into the interplay between sediment characteristics and contaminant effects on meiofauna communities is crucial to disentangle their complex individual and combined impacts on benthic ecosystems.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/d16080464/s1>. Table S1: Mean values ($\pm$ SE) of the meiofauna groups found at the locations (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOU, and Shannon); Table S2: Comparison between the ecological indices calculated at all locations: richness (S), density (N), Shannon–Wiener index (H'), Hill's index (H1, H2, H ∞), and evenness (J'), using the results of the PERMANOVA analysis. The analysis factor was the area (location). *p* (perm) values < 0.05 are in bold. The “df” indicates degree of freedom, “MS” represents the means of squares values; Table S3: Results of the similarity analysis (SIMPER) using abundance data, indicating the taxa that contributed to the dissimilarity in the nematode community of the reference (OB1, OB3, OB3, and McGrady) and impacted (Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOU) sites and Shannon). Abund med., average abundance; Diss Med., average dissimilarity; Diss/SD, standard deviation of dissimilarity; Contrib%, contribution percentage; Cum.%, cumulative percentage; Table S4: Mean values ($\pm$ SE) of the environmental variables found at the locations (OB1, OB2, OB3, McGrady, Wharf, Wilkes, BBIN, BBMID, BBOU, and Shannon); Table S5: The groups of environmental variables, selected by the DistLM-BEST analysis, which most correlate with meiofauna. The BEST procedure was used on similarity matrices based on meiofauna density. “RSS”, residual sum of squares; “No. Vars”, number of variables.

Author Contributions: Conceptualization, D.A.F., G.A.d.S., J.I. and J.S.S.; methodology, D.A.F., G.A.d.S., J.I. and J.S.S.; software, J.I.; validation, G.A.d.S., J.I. and J.S.S.; formal analysis, D.A.F., G.A.d.S., J.I., J.S.S. and R.B.d.S.; investigation, D.A.F., F.J.d.F., G.A.d.S., J.S.S., J.I. and R.B.d.S.; resources, G.A.d.S., J.I. and J.S.S.; data curation, D.A.F., G.A.d.S., J.I. and J.S.S.; writing—original draft preparation, D.A.F.; writing—review and editing, D.A.F., F.J.d.F., G.A.d.S., J.I., J.S.S. and R.B.d.S.; visualization, D.A.F.; supervision, G.A.d.S., J.I. and J.S.S.; project administration, D.A.F., G.A.d.S., J.I. and J.S.S.; funding acquisition, D.A.F. and J.S.S. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior—Brasil (CAPES)—Funding Code 001 and the Australian Antarctic Division (AAS projects 4127, 4180, and 4633).

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Contaminant data are available at doi:10.26179/tsw-jg85 and further data presented in this study or inquiries can be directed to the corresponding author/s.

Acknowledgments: The authors acknowledge the contributions of the dive teams and the entire Casey Station staff in 2014/2015 to this study, as well as to the Postgraduate Program in Animal Biology at the Federal University of Pernambuco.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript; or in the decision to publish the results.

References

- McKinley, E.; Acott, T.; Yates, K.L. Marine Social Sciences: Looking towards a Sustainable Future. *Environ. Sci. Policy* **2020**, *108*, 85–92. [\[CrossRef\]](#)
- Aronson, R.B.; Thatje, S.; McClintock, J.B.; Hughes, K.A. Anthropogenic Impacts on Marine Ecosystems in Antarctica. *Ann. N Y Acad. Sci.* **2011**, *1223*, 82–107. [\[CrossRef\]](#)
- Louati, H.; Said, O.B.; Soltani, A.; Got, P.; Cravo-Laureau, C.; Duran, R.; Aissa, P.; Pringault, O.; Mahmoudi, E. Biostimulation as an Attractive Technique to Reduce Phenanthrene Toxicity for Meiofauna and Bacteria in Lagoon Sediment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2014**, *21*, 3670–3679. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
- Zeppilli, D.; Sarrazin, J.; Leduc, D.; Arbizu, P.M.; Fontaneto, D.; Fontanier, C.; Gooday, A.J.; Kristensen, R.M.; Ivanenko, V.N.; Sørensen, M.V.; et al. Is the Meiofauna a Good Indicator for Climate Change and Anthropogenic Impacts? *Mar. Biodivers.* **2015**, *45*, 505–535. [\[CrossRef\]](#)
- Schratzberger, M.; Ingels, J. Meiofauna Matters: The Roles of Meiofauna in Benthic Ecosystems. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **2018**, *502*, 12–25. [\[CrossRef\]](#)
- Giere, O. *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*; Springer Science & Business Media: Berlin, Germany, 2009.
- Balsamo, M.; Semprucci, F.; Frontalini, F.; Coccioni, R. Meiofauna as a Tool for Marine Ecosystem Biomonitoring. *Mar. Ecosyst.* **2012**, *4*, 77–104.
- Jacob, S.; Kennedy, J.P. Synthesis, Characterization and Properties of Octa-Arm Polyisobutylene-Based Star Polymers. *Polym. Synth. Complexation* **1999**, *146*, 1–38.
- Vanaverbeke, J.; Steyaert, M.; Vanreusel, A.; Vincx, M. Nematode Biomass Spectra as Descriptors of Functional Changes Due to Human and Natural Impact. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2003**, *249*, 157–170. [\[CrossRef\]](#)
- Ingels, J.; Zeppilli, D.; Giere, O. Meiofauna—Adapted to Life at the Limits. In *New Horizons in Meiobenthos Research: Profiles, Patterns and Potentials*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2023; pp. 363–400.
- Walton, D.W.H. *Antarctica: Global Science from a Frozen Continent*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2013.
- Mcminn, A.; Hodgson, D. Summer Phytoplankton Succession in Ellis Fjord, Eastern Antarctica. *J. Plankton Res.* **1993**, *15*, 925–938. [\[CrossRef\]](#)
- Beer, E.; Eisenman, I.; Wagner, T.J.W. Polar Amplification Due to Enhanced Heat Flux Across the Halocline. *Geophys. Res. Lett.* **2020**, *47*, 86706. [\[CrossRef\]](#)
- Stark, J.S.; Kim, S.L.; Oliver, J.S. Anthropogenic Disturbance and Biodiversity of Marine Benthic Communities in Antarctica: A Regional Comparison. *PLoS ONE* **2014**, *9*, e98802. [\[CrossRef\]](#)
- Stark, J.S.; Johnstone, G.J.; King, C.; Raymond, T.; Rutter, A.; Stark, S.C.; Townsend, A.T. Contamination of the Marine Environment by Antarctic Research Stations: Monitoring Marine Pollution at Casey Station from 1997 to 2015. *PLoS ONE* **2023**, *18*, e0288485. [\[CrossRef\]](#)
- Stark, J.S. The Distribution and Abundance of Soft-Sediment Macrobenthos around Casey Station, East Antarctica. *Polar Biol.* **2000**, *23*, 840–850. [\[CrossRef\]](#)
- Thompson, B.A.W.; Goldsworthy, P.M.; Riddle, M.J.; Snape, I.; Stark, J.S. Contamination Effects by a ‘Conventional’ and a ‘Biodegradable’ Lubricant Oil on Infaunal Recruitment to Antarctic Sediments: A Field Experiment. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **2007**, *340*, 213–226. [\[CrossRef\]](#)
- Stark, J.S.; Riddle, M.J.; Snape, I.; Scouller, R.C. Human Impacts in Antarctic Marine Soft-Sediment Assemblages: Correlations between Multivariate Biological Patterns and Environmental Variables at Casey Station. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2003**, *56*, 717–734. [\[CrossRef\]](#)
- Danovaro, R.; Gambi, C.; Luna, G.M.; Mirto, S. Sustainable Impact of Mussel Farming in the Adriatic Sea (Mediterranean Sea): Evidence from Biochemical, Microbial and Meiofaunal Indicators. *Mar. Pollut. Bull.* **2004**, *49*, 325–333. [\[CrossRef\]](#)
- Stark, J.S.; Mohammad, M.; Mcminn, A.; Ingels, J. Diversity, Abundance, Spatial Variation, and Human Impacts in Marine Meiobenthic Nematode and Copepod Communities at Casey Station, East Antarctica. *Front. Mar. Sci.* **2020**, *7*, 480. [\[CrossRef\]](#)
- Stark, J.S.; Riddle, M.J.; Simpson, R.D. Human Impacts in Soft-sediment Assemblages at Casey Station, East Antarctica: Spatial Variation, Taxonomic Resolution and Data Transformation. *Austral. Ecol.* **2003**, *28*, 287–304. [\[CrossRef\]](#)
- Stark, J.S.; Snape, I.; Riddle, M.J. Abandoned Antarctic Waste Disposal Sites: Monitoring Remediation Outcomes and Limitations at Casey Station. In *Ecological Management & Restoration*; Wiley Online Library: Hoboken, NJ, USA, 2006; pp. 21–31.
- Heip, C.H.R.; Vincx, M.; Vranken, G. *The Ecology of Marine Nematodes*; Aberdeen University Press: Aberdeen, UK, 1985.
- Pfannkuche, O.; Thiel, H. Sample Processing. *Introd. Study Meiofauna* **1988**, *9*, 134–145.
- Witthöft-Mühlmann, A.; Traunspurger, W.; Rothhaupt, K.O. Meiobenthic Response to River-borne Benthic Particulate Matter—a Microcosm Experiment. *Freshw. Biol.* **2005**, *50*, 1548–1559. [\[CrossRef\]](#)
- Higgins, R.P.; Thiel, H. *Introduction to the Study of Meiofauna*; Smithsonian Institution Press: Washington, DC, USA, 1988.

27. Heiri, O.; Lotter, A.F.; Lemcke, G. Loss on Ignition as a Method for Estimating Organic and Carbonate Content in Sediments: Reproducibility and Comparability of Results. *J. Paleolimnol.* **2001**, *25*, 101–110. [\[CrossRef\]](#)
28. Snape, I.; Scouller, R.C.; Stark, S.C.; Stark, J.; Riddle, M.J.; Gore, D.B. Characterisation of the Dilute HCl Extraction Method for the Identification of Metal Contamination in Antarctic Marine Sediments. *Chemosphere* **2004**, *57*, 491–504. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
29. Anderson, M.; Gorley, R.; Clarke, K.P. For PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. *Primer-E Ltd.* **2008**, *32*, 57–79.
30. Danovaro, R.; Gambi, C.; Mirto, S.; Sandulli, R.; Ceccherelli, V. Meiofauna. In *Mediterranean Marine Benthos: A Manual of Methods for Its Sampling and Study*. *Biol. Mar. Mediterr.* **2004**, *11*, 55–97.
31. Moreno, M.; Vezzulli, L.; Marin, V.; Laconi, P.; Albertelli, G.; Fabiano, M. The Use of Meiofauna Diversity as an Indicator of Pollution in Harbours. *ICES J. Mar. Sci.* **2008**, *65*, 1428–1435. [\[CrossRef\]](#)
32. da Silva, J.R.M.C.; Bergami, E.; Gomes, V.; Corsi, I. Occurrence and Distribution of Legacy and Emerging Pollutants Including Plastic Debris in Antarctica: Sources, Distribution and Impact on Marine Biodiversity. *Mar. Pollut. Bull.* **2023**, *186*, 114353. [\[CrossRef\]](#)
33. Snape, I.; Riddle, M.J.; Stark, J.S.; Cole, C.M.; King, C.K.; Duquesne, S.; Gore, D.B. Management and Remediation of Contaminated Sites at Casey Station, Antarctica. *Polar Rec.* **2001**, *37*, 199–214. [\[CrossRef\]](#)
34. Scouller, R.C.; Snape, I.; Stark, J.S.; Gore, D.B. Evaluation of Geochemical Methods for Discrimination of Metal Contamination in Antarctic Marine Sediments: A Case Study from Casey Station. *Chemosphere* **2006**, *65*, 294–309. [\[CrossRef\]](#)
35. Antarctic Station Catalogue. *Council of Managers of National Antarctic Programs*; COMNAP: Christchurch, New Zealand, 2017.
36. Green, G.; Skerratt, J.H.; Leeming, R.; Nichols, P.D. Hydrocarbon and Coprostanol Levels in Seawater, Sea-Ice Algae and Sediments near Davis Station in Eastern Antarctica: A Regional Survey and Preliminary Results for a Field Fuel Spill Experiment. *Mar. Pollut. Bull.* **1992**, *25*, 293–302. [\[CrossRef\]](#)
37. Stark, J.S.; Corbett, P.A.; Dunshea, G.; Johnstone, G.; King, C.; Mondon, J.A.; Power, M.L.; Samuel, A.; Snape, I.; Riddle, M. The Environmental Impact of Sewage and Wastewater Outfalls in Antarctica: An Example from Davis Station, East Antarctica. *Water Res.* **2016**, *105*, 602–614. [\[CrossRef\]](#)
38. Kelly, A.; Lannuzel, D.; Rodemann, T.; Meiners, K.M.; Auman, H.J. Microplastic Contamination in East Antarctic Sea Ice. *Mar. Pollut. Bull.* **2020**, *154*, 111130. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
39. Kennicutt, M.C.; Klein, A.; Montagna, P.; Sweet, S.; Wade, T.; Palmer, T.; Sericano, J.; Denoux, G. Temporal and Spatial Patterns of Anthropogenic Disturbance at McMurdo Station, Antarctica. *Environ. Res. Lett.* **2010**, *5*, 34010. [\[CrossRef\]](#)
40. Gheller, P.F.; Corbisier, T.N. Monitoring the Anthropogenic Impacts in Admiralty Bay Using Meiofauna Community as Indicators (King George Island, Antarctica). *An. Acad. Bras. Cienc.* **2022**, *94*, e20210616. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
41. Vanhove, S.; Lee, H.J.; Beghyn, M.; Van Gansbeke, D.; Brockington, S.; Vincx, M. The Metazoan Meiofauna in Its Biogeochemical Environment: The Case of an Antarctic Coastal Sediment. *J. Mar. Biol. Assoc.* **1998**, *78*, 411–434. [\[CrossRef\]](#)
42. Hong, J.-H.; Kim, K.-C.; Lee, S.-H.; Back, J.-W.; Lee, D.-J.; Lee, W.-C. The Community Structure of Meiofauna in Marian Cove, King George Island, Antarctica. *Ocean Polar Res.* **2011**, *33*, 265–280. [\[CrossRef\]](#)
43. Xiaoshou, L.I.U.; Xiaoxiao, W.; Lu, W.; Zhinan, Z. A Preliminary Study of Intertidal Meiofauna in Fildes Peninsula, Antarctica. *Chin. J. Polar Res.* **2020**, *32*, 281.
44. Säring, F.; Veit-Köhler, G.; Seifert, D.; Liskow, I.; Link, H. Sea-Ice-Related Environmental Drivers Affect Meiofauna and Macrofauna Communities Differently at Large Scales (Southern Ocean, Antarctic). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2022**, *700*, 13–37. [\[CrossRef\]](#)
45. Kang, T.; Yoo, K.-C.; Kim, D. Meiofauna and Nematode Community Composition in Maxwell Bay, King George Island, Antarctica. *Ocean Sci. J.* **2022**, *57*, 672–679. [\[CrossRef\]](#)
46. Stark, J.S.; Raymond, T.; Deppeler, S.L.; Morrison, A.K. Antarctic Seas. In *World Seas: An Environmental Evaluation*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2019; pp. 1–44.
47. Ingels, J.; Hasemann, C.; Soltwedel, T.; Vanreusel, A. Polar Meiofauna—Antipoles or Parallels? In *New Horizons in Meiobenthos Research: Profiles, Patterns and Potentials*; Springer International Publishing: Berlin/Heidelberg, Germany, 2023; pp. 285–327. [\[CrossRef\]](#)
48. Tolosa, I.; Mesa-Albernas, M.; Alonso-Hernandez, C.M. Inputs and Sources of Hydrocarbons in Sediments from Cienfuegos Bay, Cuba. *Mar. Pollut. Bull.* **2009**, *58*, 1624–1634. [\[CrossRef\]](#)
49. Maciel, D.C.; de Souza, J.R.B.; Taniguchi, S.; Bicego, M.C.; Zanardi-Lamardo, E. Sources and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in an Urbanized Tropical Estuary and Adjacent Shelf, Northeast of Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* **2015**, *101*, 429–433. [\[CrossRef\]](#)
50. Egres, A.G.; Hatje, V.; Miranda, D.A.; Gallucci, F.; Barros, F. Functional Response of Tropical Estuarine Benthic Assemblages to Perturbation by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Ecol. Indic.* **2019**, *96*, 229–240. [\[CrossRef\]](#)
51. da Silva, R.B.; Dos Santos, G.A.P.; de Farias, A.L.L.; França, D.A.A.; Cavalcante, R.A.; Zanardi-Lamardo, E.; de Souza, J.R.B.; Esteves, A.M. Effects of PAHs on Meiofauna from Three Estuaries with Different Levels of Urbanization in the South Atlantic. *PeerJ* **2022**, *10*, e14407. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
52. Losi, V.; Grassi, E.; Balsamo, M.; Rocchi, M.; Gaozza, L.; Semprucci, F. Changes in Taxonomic Structure and Functional Traits of Nematodes as Tools in the Assessment of Port Impact. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2021**, *260*, 107524. [\[CrossRef\]](#)
53. de Arruda-Santos, R.H.; Schettini, C.A.F.; Yogui, G.T.; Maciel, D.C.; Zanardi-Lamardo, E. Sources and Distribution of Aromatic Hydrocarbons in a Tropical Marine Protected Area Estuary under Influence of Sugarcane Cultivation. *Sci. Total Environ.* **2018**, *624*, 935–944. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)

54. Stogiannidis, E.; Laane, R. Source Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Using Their Molecular Indices: An Overview of Possibilities. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **2015**, *234*, 49–133. [\[PubMed\]](#)
55. Coull, B.C. Role of Meiofauna in Estuarine Soft-bottom Habitats. *Aust. J. Ecol.* **1999**, *24*, 327–343. [\[CrossRef\]](#)
56. de Skowronski, R.S.; Corbisier, T.N. Meiofauna Distribution in Martel Inlet, King George Island (Antarctica): Sediment Features versus Food Availability. *Polar Biol.* **2002**, *25*, 126–134. [\[CrossRef\]](#)
57. Randall, D.J.; Tsui, T.K.N. Ammonia Toxicity in Fish. *Mar. Pollut. Bull.* **2002**, *45*, 17–23. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
58. Shailaja, M.S.; Narvekar, P.V.; Alagarsamy, R.; Naqvi, S.W.A. Nitrogen Transformations as Inferred from the Activities of Key Enzymes in the Arabian Sea Oxygen Minimum Zone. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* **2006**, *53*, 960–970. [\[CrossRef\]](#)
59. Nixon, S. Marine Eutrophication: A Growing International Problem. *Ambio* **1990**, *19*, 101.
60. Shailaja, M.S.; Rodrigues, A. Nitrite-Induced Enhancement of Toxicity of Phenanthrene in Fish and Its Implications for Coastal Waters. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2003**, *56*, 1107–1110. [\[CrossRef\]](#)
61. Lenihan, H.S. Benthic Marine Pollution around McMurdo Station, Antarctica: A Summary of Findings. *Mar. Pollut. Bull.* **1992**, *25*, 318–323. [\[CrossRef\]](#)
62. Lenihan, H.S.; Oliver, J.S. Anthropogenic and Natural Disturbances to Marine Benthic Communities in Antarctica. *Ecol. Appl.* **1995**, *5*, 311–326.
63. Stark, J.S.; Smith, J.; King, C.K.; Lindsay, M.; Stark, S.; Palmer, A.S.; Snape, I.; Bridgen, P.; Riddle, M. Physical, Chemical, Biological and Ecotoxicological Properties of Wastewater Discharged from Davis Station, Antarctica. *Cold Reg. Sci. Technol.* **2015**, *113*, 52–62. [\[CrossRef\]](#)
64. Majer, A.P.; Petti, M.A.V.; Corbisier, T.N.; Ribeiro, A.P.; Theophilo, C.Y.S.; de Lima Ferreira, P.A.; Figueira, R.C.L. Bioaccumulation of Potentially Toxic Trace Elements in Benthic Organisms of Admiralty Bay (King George Island, Antarctica). *Mar. Pollut. Bull.* **2014**, *79*, 321–325. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
65. Kucuksezgin, F.; Kontas, A.; Altay, O.; Uluturhan, E.; Darilmaz, E. Assessment of Marine Pollution in Izmir Bay: Nutrient, Heavy Metal and Total Hydrocarbon Concentrations. *Environ. Int.* **2006**, *32*, 41–51. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
66. Bryan, G.W.; Langston, W.J. Bioavailability, Accumulation and Effects of Heavy Metals in Sediments with Special Reference to United Kingdom Estuaries: A Review. *Environ. Pollut.* **1992**, *76*, 89–131. [\[CrossRef\]](#)
67. Lenihan, H.S.; Peterson, C.H.; Kim, S.L.; Conlan, K.E.; Fairey, R.; McDonald, C.; Grabowski, J.H.; Oliver, J.S. Variation in Marine Benthic Community Composition Allows Discrimination of Multiple Stressors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2003**, *261*, 63–73. [\[CrossRef\]](#)
68. Okereafor, U.; Makhatha, M.; Mekuto, L.; Uche-Okereafor, N.; Sebola, T.; Mavumengwana, V. Toxic Metal Implications on Agricultural Soils, Plants, Animals, Aquatic Life and Human Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2020**, *17*, 2204. [\[CrossRef\]](#)
69. Sfiligoj, B. Sensitivity of Antarctic Marine Invertebrates and Microalgae to Metal Exposure. Doctoral Dissertation, Deakin University, Geelong, VIC, Australia, 2013.
70. Kefford, B.J.; King, C.K.; Wasley, J.; Riddle, M.J.; Nuggeoda, D. Sensitivity of a Large and Representative Sample of Antarctic Marine Invertebrates to Metals. *Environ. Toxicol. Chem.* **2019**, *38*, 1560–1568. [\[CrossRef\]](#)
71. Royer, A.; Sharman, T. Copper Toxicity. In *StatPearls*; StatPearls Publishing: Treasure Island, FL, USA, 2020.
72. Malhotra, N.; Ger, T.-R.; Uapipatanakul, B.; Huang, J.-C.; Chen, K.H.-C.; Hsiao, C.-D. Review of Copper and Copper Nanoparticle Toxicity in Fish. *Nanomaterials* **2020**, *10*, 1126. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
73. Nahrgang, J.; Brooks, S.J.; Evenset, A.; Camus, L.; Jonsson, M.; Smith, T.J.; Lukina, J.; Frantzen, M.; Giarratano, E.; Renaud, P.E. Seasonal Variation in Biomarkers in Blue Mussel (*Mytilus Edulis*), Icelandic Scallop (*Chlamys Islandica*) and Atlantic Cod (*Gadus Morhua*)—Implications for Environmental Monitoring in the Barents Sea. *Aquat. Toxicol.* **2013**, *127*, 21–35. [\[CrossRef\]](#)
74. Ren, X.; Pan, L.; Wang, L. The Detoxification Process, Bioaccumulation and Damage Effect in Juvenile White Shrimp *Litopenaeus Vannamei* Exposed to Chrysene. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2015**, *114*, 44–51. [\[CrossRef\]](#)
75. Alves, R.N.; Mariz Junior, C.F.; de Paulo, D.V.; Carvalho, P.S.M. Toxicity of Effluents from Gasoline Stations Oil-Water Separators to Early Life Stages of Zebrafish *Danio Rerio*. *Chemosphere* **2017**, *178*, 224–230. [\[CrossRef\]](#)
76. Stark, J.S.; Mohammad, M.; McMinn, A.; Ingels, J. The Effects of Hydrocarbons on Meiofauna in Marine Sediments in Antarctica. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **2017**, *496*, 56–73. [\[CrossRef\]](#)
77. Stark, J.S. Patterns of Higher Taxon Colonisation and Development in Sessile Marine Benthic Assemblages at Casey Station, Antarctica, and Their Use in Environmental Monitoring. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2008**, *365*, 77–89. [\[CrossRef\]](#)
78. Wild, S.; McLagan, D.; Schlabach, M.; Bossi, R.; Hawker, D.; Cropp, R.; King, C.K.; Stark, J.S.; Mondon, J.; Nash, S.B. An Antarctic Research Station as a Source of Brominated and Perfluorinated Persistent Organic Pollutants to the Local Environment. *Environ. Sci. Technol.* **2015**, *49*, 103–112. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
79. Coull, B.C.; Chandler, G.T. Pollution and Meiofauna: Field, Laboratory, and Mesocosm Studies. *Oceanogr. Mar. Biol.* **1992**, *30*, 191–271.
80. Fair, P.A.; Houde, M. Environmental Endocrine-Disrupting Chemicals and Their Effects in Marine Mammals. In *Environmental Contaminants and Endocrine Health*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2023; pp. 283–306.
81. Vonderheide, A.P.; Mueller, K.E.; Meija, J.; Welsh, G.L. Polybrominated Diphenyl Ethers: Causes for Concern and Knowledge Gaps Regarding Environmental Distribution, Fate and Toxicity. *Sci. Total Environ.* **2008**, *400*, 425–436. [\[CrossRef\]](#)
82. Covaci, A.; Harrad, S.; Abdallah, M.A.-E.; Ali, N.; Law, R.J.; Herzke, D.; de Wit, C.A. Novel Brominated Flame Retardants: A Review of Their Analysis, Environmental Fate and Behaviour. *Environ. Int.* **2011**, *37*, 532–556. [\[CrossRef\]](#)

83. Hale, R.C.; Kim, S.L.; Harvey, E.; La Guardia, M.J.; Mainor, T.M.; Bush, E.O.; Jacobs, E.M. Antarctic Research Bases: Local Sources of Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Flame Retardants. *Environ. Sci. Technol.* **2008**, *42*, 1452–1457. [\[CrossRef\]](#)
84. Dauvin, J.-C. Evolution à Long Terme (1978–1986) Des Populations d'Amphipodes Des Sables Fins de La Pierre Noire (Baie de Morlaix, Manche Occidentale) Aprss La Catastrophe de l'Amoco Cadiz. *Mar. Environ. Res.* **1987**, *21*, 247–273. [\[CrossRef\]](#)
85. Dauvin, J.-C. The Fine Sand Abra Alba Community of the Bay of Morlaix Twenty Years after the Amoco Cadiz Oil Spill. *Mar. Pollut. Bull. Great Br.* **1998**, *36*, 669–676. [\[CrossRef\]](#)
86. Ruiz, F.; Abad, M.; Bodergat, A.-M.; Carbonel, P.; Rodríguez-Lázaro, J.; Yasuhara, M. Marine and Brackish-Water Ostracods as Sentinels of Anthropogenic Impacts. *Earth Sci. Rev.* **2005**, *72*, 89–111. [\[CrossRef\]](#)
87. Amorri, J.; Veit-Köhler, G.; Boufahja, F.; Abd-Elkader, O.H.; Plavan, G.; Mahmoudi, E.; Aïssa, P. Assessing Metallic Pollution Using Taxonomic Diversity of Offshore Meiobenthic Copepods. *Sustainability* **2022**, *14*, 15670. [\[CrossRef\]](#)
88. Corbisier, T.N.; Bicego, M.C.; Bromberg, S.; Dalto, A.G.; Figueira, R.C.L.; Gheller, P.F.; de Castro Martins, C.; Montone, R.C.; Nakayama, C.R.; Pellizari, V.H.; et al. Influence of Sediment Quality on the Benthic Communities of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Annu. Act. Rep.* **2014**, *8*, 109–113. [\[CrossRef\]](#)
89. Nipper, M.; Scott Carr, R. Recent Advances in the Use of Meiofaunal Polychaetes for Ecotoxicological Assessments. *Hydrobiologia* **2003**, *496*, 347–353. [\[CrossRef\]](#)
90. Brinke, M.; Ristau, K.; Bergtold, M.; Höss, S.; Claus, E.; Heininger, P.; Traunspurger, W. Using Meiofauna to Assess Pollutants in Freshwater Sediments: A Microcosm Study with Cadmium. *Environ. Toxicol. Chem.* **2011**, *30*, 427–438. [\[CrossRef\]](#)
91. Louati, H.; Said, O.B.; Soltani, A.; Got, P.; Mahmoudi, E.; Cravo-Laureau, C.; Duran, R.; Aïssa, P.; Pringault, O. The Roles of Biological Interactions and Pollutant Contamination in Shaping Microbial Benthic Community Structure. *Chemosphere* **2013**, *93*, 2535–2546. [\[CrossRef\]](#)
92. Dauvin, J.-C.; Andrade, H.; de-la-Ossa-Carretero, J.A.; Del-Pilar-Ruso, Y.; Riera, R. Polychaete/Amphipod Ratios: An Approach to Validating Simple Benthic Indicators. *Ecol. Indic.* **2016**, *63*, 89–99. [\[CrossRef\]](#)
93. Whomersley, P.; Huxham, M.; Schratzberger, M.; Bolam, S. Differential Response of Meio- and Macrofauna to in Situ Burial. *J. Mar. Biol. Assoc.* **2009**, *89*, 1091–1098. [\[CrossRef\]](#)
94. Sen Gupta, B.K.; Yanko, V.; Arnold, A.J.; Parker, W.C. Effects of Marine Pollution on Benthic Foraminifera. *Mod. Foraminifera* **2003**, *13*, 217–235.
95. Pertama, S.; Kedua, P.; Akhir, P. Water Quality Study Based on Meiofauna Abundance and Pollution Index in The Coastal Zone of Losari Beach, Makassar. *J. Ilmu Lingkungan* **2019**, *17*, 172–180.
96. Lynn, D.H. Ciliophora. *eLS* **2001**. [\[CrossRef\]](#)
97. Evans, K.M.; Gill, R.A.; Robotham, P.W.J. The PAH and Organic Content of Sediment Particle Size Fractions. *Water Air Soil Pollut.* **1990**, *51*, 13–31. [\[CrossRef\]](#)
98. Frascchetti, S.; Gambi, C.; Giangrande, A.; Musco, L.; Terlizzi, A.; Danovaro, R. Structural and Functional Response of Meiofauna Rocky Assemblages to Sewage Pollution. *Mar. Pollut. Bull.* **2006**, *52*, 540–548. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
99. Corinaldesi, C.; Canensi, S.; Carugati, L.; Martire, M.L.; Marcellini, F.; Nepote, E.; Sabbatini, S.; Danovaro, R. Organic Enrichment Can Increase the Impact of Microplastics on Meiofaunal Assemblages in Tropical Beach Systems. *Environ. Pollut.* **2022**, *292*, 118415. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
100. Damasio, B.V.; Timoszczuk, C.T.; Kim, B.S.M.; de Mello e Sousa, S.H.; Bicego, M.C.; Siegle, E.; Figueira, R.C.L. Impacts of Hydrodynamics and Pollutants on Foraminiferal Fauna Distribution in the Santos Estuary (SE Brazil). *J. Sediment. Environ.* **2020**, *5*, 61–86. [\[CrossRef\]](#)
101. Janakiraman, A.; Naveed, M.S.; Sheriff, M.A.; Altaff, K. Ecological Restoration Assessment of Adyar Creek and Estuary Using Meiofaunal Communities as Ecological Indicators for Aquatic Pollution. *Reg. Stud. Mar. Sci.* **2017**, *9*, 135–144. [\[CrossRef\]](#)
102. Ingels, J.; Kiriakoulakis, K.; Wolff, G.A.; Vanreusel, A. Nematode Diversity and Its Relation to the Quantity and Quality of Sedimentary Organic Matter in the Deep Nazaré Canyon, Western Iberian Margin. *Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* **2009**, *56*, 1521–1539. [\[CrossRef\]](#)
103. Pusceddu, A.; Frascchetti, S.; Mirto, S.; Holmer, M.; Danovaro, R. Effects of Intensive Mariculture on Sediment Biochemistry. *Ecol. Appl.* **2007**, *17*, 1366–1378. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
104. Semprucci, F.; Balsamo, M.; Sandulli, R. Assessment of the Ecological Quality (EcoQ) of the Venice Lagoon Using the Structure and Biodiversity of the Meiofaunal Assemblages. *Ecol. Indic.* **2016**, *67*, 451–457. [\[CrossRef\]](#)

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.