



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA



CAIO CORREIA RÉGIS DA SILVA

Padrões espaciais da estrutura da comunidade da macrofauna
bentônica em um estuário tropical no Nordeste do Brasil

São Cristóvão

2023.2



CAIO CORREIA RÉGIS DA SILVA

**Padrões espaciais da estrutura da comunidade da macrofauna
bentônica em um estuário tropical no Nordeste do Brasil**

Orientador:

Prof.º Dr.º Leonardo Cruz da Rosa

Monografia apresentada ao Departamento
de Ecologia da Universidade Federal de
Sergipe como parte dos requisitos para
obtenção do título de Bacharel em Ecologia

São Cristóvão

2023.2



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA



ATA DA SESSÃO DE APRESENTAÇÃO DA MONOGRAFIA

A Banca Examinadora, composta por Leonardo Cruz da Rosa, Leandro de Sousa Souto e José Oliveira Dantas, sob a presidência do primeiro, reuniu-se às 13 horas do dia 04/04/2024, na sala do miniauditório do CCBS da Universidade Federal de Sergipe, para avaliar a monografia intitulada “Padrões espaciais da estrutura da comunidade da macrofauna bentônica em um estuário tropical no Nordeste do Brasil”, apresentada pelo(a) discente Caio Correia Régis da Silva do Curso de Ecologia - Bacharelado, matriculado(a) na UFS sob o nº 202000019893. Dando início às atividades, o(a) Presidente da Sessão passou a palavra ao (à) discente para proceder à apresentação da monografia. A seguir, o primeiro examinador fez comentários e arguiu o(a) discente, que dispôs de igual período para responder ao questionamento. O mesmo procedimento foi seguido com o segundo examinador. Dando continuidade aos trabalhos, o(a) Presidente da Banca Examinadora, agradeceu os comentários e sugestões dos demais membros. Com base nos preceitos estabelecidos pela Instrução Normativa 01/2020/DECO, que normatiza a elaboração e avaliação das monografias do Curso de Ecologia – Bacharelado, a Banca Examinadora decidiu pela APROVAÇÃO o(a) discente com a média 9,5 NOVE E MEIO. Nada mais havendo a tratar, a Banca Examinadora elaborou essa Ata que será assinada pelos seus membros e, em seguida, pelo(a) discente avaliado(a).

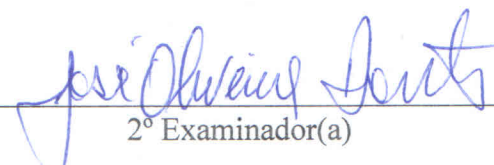
Cidade Universitária “Prof. José Aloísio de Campos, 04 de ABRIL de 2024.



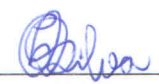
Prof(a). Orientador(a) – Presidente



1º Examinador(a)



2º Examinador(a)



Discente

Dedico a um dos maiores amantes da natureza,
meu avô Nivaldo Correa Régis da Silva, que
tornou-se um com a Terra durante o
desenvolvimento deste estudo.

*“Lo que no si menciona no existe y lo que no existe
no se atiende”*

(Jesús Ociel Baena Saucedo)

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características da água do Estuário do Rio Sergipe nos cinco pontos de coleta, no período chuvoso e no período seco. (PC: período chuvoso; PS: período seco; OD: oxigênio dissolvido).....	16
Tabela 2 – Características do sedimento do Estuário do Rio Sergipe nos cinco pontos de coleta, no período chuvoso e no período seco. (PC: período chuvoso; PS: período seco; MO: matéria orgânica; TMG: tamanho médio do grão).....	17
Tabela 3 – Valores do coeficiente r da correlação de Pearson para as variáveis abióticas (Negrito: correlação significativa ($p < 0.05$); MO: matéria orgânica; TMG: tamanho médio do grão).	17
Tabela 4 – Taxa exclusivos e compartilhados dos períodos, coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. (N. I.: não identificado).	22
Tabela 5 – <i>Loadings</i> da análise de componentes principais para os dados abióticos dos dois componentes principais, coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe.	39
Tabela 6 – Valores dos dados bióticos por réplica, dos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. (H': diversidade de Shannon-Wiener J': Equitabilidade (J'); N: densidade (ind./0.008m ²); PC: período chuvoso; PS: período seco; S: Riqueza).....	39
Tabela 7 – Valores de desvio padrão por ponto de coleta para riqueza, densidade, equitabilidade (J') e diversidade (H') da macrofauna bentônica do estuário do Rio Sergipe.	40
Tabela 8 – Valores da análise de regressão bivariada entre a Salinidade e os dados bióticos que apresentaram resultado significativa.....	41
Tabela 9 – Valores do diâmetro dos sedimentos dos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. Em negrito são evidenciados os valores mais altos. (PC: período chuvoso; PS: período seco).	41
Tabela 10 – Classificação taxonômica dos taxa coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe.	42
Tabela 11 – Abundância total e por período dos taxa coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe, ranqueados pela abundância total (N: densidade (ind./0.008m ²); N rel.: densidade relativa; DP: desvio padrão).....	44

Tabela 12 – Densidade de indivíduos por ponto de coleta e período dos taxa coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. (N: densidade (ind./0.008m ²); N rel.: densidade relativa).	46
Tabela 13 – Literatura publicada em periódicos sobre a estrutura da comunidade da macrofauna bentônica de estuários do Nordeste do Brasil, no século XXI. Trabalhos que focaram em apenas um ou dois grupos taxonômicos não foram considerados. (*: valor agrupado por região, não especificado por Rio/estuário; NE: não especificado; UF: unidade federativa).	48

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Mapa da área de estudo indicando os pontos de coleta (círculos vermelhos; P1-P5) no estuário do Rio Sergipe, com a FAFEN ao centro..... 14
- Figura 2 – Análise de Componentes Principais, com matriz de correlação, dos dados abióticos e dos pontos de coleta, de ambos os períodos. (°C: temperatura (°C); PC: período chuvoso; PS: período seco; DO: oxigênio dissolvido) 18
- Figura 3 – Densidade absoluta dos quatro taxa com maior densidade absoluta por ponto, em cada período. A linha preta representa a salinidade. 19
- Figura 4 – Densidade absoluta ranqueada dos taxa utilizados na ACC por período, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe (PC: período chuvoso; PS: período seco)..... 20
- Figura 5 – Média dos valores de riqueza e densidade dos taxa por ponto de coleta, nos períodos chuvoso e seco, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe. O bigode representa o desvio padrão..... 21
- Figura 6 – Curvas de interpolação (rarefação) e extrapolação da riqueza dos taxa dos pontos de coleta, no período chuvoso e no período seco, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe..... 23
- Figura 7 – Média dos valores dos índices de equitabilidade (J') e diversidade (H') dos taxa nos períodos chuvoso e seco por ponto de coleta, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe. O bigode representa o desvio padrão. 24
- Figura 8 – Composição da comunidade da macrofauna bentônica em nMDS, coletada nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe. O números representam as réplicas. Os polígonos representam agrupamento/isolamento (PC: período chuvoso; PS: período seco)..... 25
- Figura 9 – Diagrama matricial da diversidade beta (β_{sor}) dos pontos de coleta para cada período, com as contribuições da substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}). (PC: período chuvoso; PS: período seco; TOTAL: PC+PS)..... 26
- Figura 10 – Regressão linear entre Salinidade e Riqueza, Equitabilidade (J') e Diversidade (H'). Os pontos azuis representam os valores das réplicas de cada ponto de coleta no período chuvoso e os pontos vermelhos representam os valores das réplicas de cada ponto de coleta no período seco. Para riqueza, apenas a riqueza total dos pontos foi adicionada à análise. 27

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	MATERIAL E MÉTODOS	13
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	13
2.2	TRABALHO DE CAMPO.....	13
2.3	PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO.....	14
2.4	ANÁLISE DE DADOS	14
3	RESULTADOS	16
3.1	ABIÓTICOS.....	16
3.2	BIÓTICOS	18
4	DISCUSSÃO	28
	REFERÊNCIAS	34
	APÊNDICE A – Normas utilizadas para formatação	38
	APÊNDICE B – Dados bióticos e abióticos e resultados das análises	39

RESUMO

Este é um dos poucos estudos sobre a estrutura da comunidade de macrofauna bentônica em estuários de Sergipe e no Nordeste neste século. As amostragens foram realizadas em cinco pontos distribuídos ao longo da porção superior do estuário do Rio Sergipe durante o período chuvoso (agosto de 2011) e o período seco (dezembro de 2011). Em cada ponto foram coletadas cinco amostras (réplicas) da macrofauna bentônica, uma amostra do sedimento, e foram medidos parâmetros da água com uma sonda multiparâmetro. Neste estudo foram coletados 2752 indivíduos pertencentes a 40 taxa. Encontramos um dos maiores números de indivíduos bentônicos por rio para o Nordeste e uma riqueza dentro da esperada para a região. Das variáveis ambientais, a salinidade foi a única a explicar significativamente as diferenças nos dados bióticos, sendo a riqueza, densidade por família, equitabilidade (J') e a diversidade (H') diretamente proporcionais a salinidade. Polychaeta, Bivalvia e Malacostraca foram, respectivamente, os taxa de maior densidade deste estudo, sendo possível observar um aumento na densidade de Bivalvia, e um decréscimo da densidade de Polychaeta e Malacostraca com o aumento da salinidade, especialmente durante o período seco, de maior salinidade. *Laonereis acuta* (Polychaeta: Nereididae) foi a espécie com maior densidade e dominante na maioria dos pontos. A correlação positiva da salinidade com a equitabilidade e diversidade deu-se principalmente devido a correlação negativa da salinidade com Polychaeta, reduzindo a dominância do grupo nos pontos. Nossos resultados acerca de densidade e distribuição dos taxa em relação ao gradiente de salinidade convergem com os resultados dos estudos para o Nordeste. Adicionalmente, fomos pioneiros em avaliar o esforço amostral e estimar a riqueza, com nossos resultados sugerindo que o esforço amostral deste e da maioria dos estudos para o Nordeste não foram suficientes para amostrar a riqueza. Este estudo é um dos poucos do Nordeste a estimar diversidade beta de comunidades bentônicas de estuário, convergindo com os demais para mostrar que o gradiente de salinidade explica as dissimilaridades de riqueza entre os pontos, que têm uma maior contribuição do mecanismo de substituição de espécies. Estudos futuros são necessários para melhor representar a riqueza, verificar se há poluentes (e.g. metais pesados) na água, no sedimento ou na biota, e para analisar e relacionar essas informações.

Palavras chave: Bivalvia, Diversidade, Gradiente salino, Polychaeta, Rio Sergipe.

1 INTRODUÇÃO

Os estuários são caracterizados por sua alta produtividade e complexidade (Kennish 2002; Paerl 2006). Estes ambientes abrigam diversos organismos e fornecem variados serviços ecossistêmicos, incluindo habitat e abrigo, alimento para espécies migratórias e residentes, proteção da costa, recursos pesqueiros, rotas de navegação e portos, fins recreativos, entre outros (Kennish 2002; Paerl 2006; Elliott & Whitfield 2011). No entanto, a maioria dos estuários está sob a influência de atividades humanas, com um número cada vez menor de estuários tropicais preservados, principalmente devido ao rápido crescimento populacional e ao manejo inadequado dos ecossistemas (Kennish 2002; Elliott & Whitfield 2011; Bernardino et al. 2016). A situação é agravada pelo lançamento de grandes quantidades de nutrientes e poluentes em seus ambientes, provenientes de efluentes urbanos, agrícolas e industriais (Kennish 2002; Paerl 2006; Hatje et al. 2008).

A dinâmica dos estuários é definida pelas interações entre oceano, água doce, solo e atmosfera (Day Junior et al. 2012) e apresentam variações sazonais, mensais e diárias (Oliveira et al. 2021). Esta dinâmica geralmente cria gradientes ambientais, envolvendo mudanças graduais nos parâmetros da água, principalmente salinidade, e na composição do sedimento, incluindo tamanho dos grãos e matéria orgânica disponível. Tais alterações físicas e químicas, tanto espacial quanto temporalmente, moldam a estrutura das comunidades estuarinas, principalmente ao alterar a disponibilidade de nutrientes, a produção primária e distribuição das espécies (Telesh & Khlebovich 2010; Bernardino et al. 2016; Medeiros et al. 2016b; Oliveira et al. 2021; Medeiros et al. 2021). Em estuários tropicais típicos (caracterizados por gradientes ambientais evidentes) períodos de chuvas intensas aumentam o escoamento continental, reduzindo a salinidade da água e favorecendo a dispersão passiva da macrofauna bentônica. De forma contrária, em períodos de seca, a salinidade dos estuários tende a aumentar devido à redução do escoamento de água do continente, resultando em uma dispersão menos passiva das espécies (Medeiros et al. 2021).

A macrofauna bentônica, composta por anelídeos, crustáceos, insetos, moluscos, entre outros, é um componente crucial dos ecossistemas estuarinos, desempenhando serviços essenciais para o ecossistema, principalmente em processos referentes à decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Wildsmith et al. 2011; Tweedley et al. 2012). Além disso, esta fauna é reconhecida por ser bioindicadora de qualidade de ambientes aquáticos, sendo o estudo de suas comunidades amplamente utilizado no biomonitoramento de estuários (Barros et al. 2012; Bernardino et al. 2016). Tal fato deve-se às especificidades deste grupo, como: presença em diversos sistemas aquáticos, favorecendo

estudos comparativos; baixa mobilidade e ciclo de vida relativamente curto, permitindo uma análise espacial e temporal mais eficaz da influência das condições ambientais; número elevado de espécies, oferecendo uma ampla gama de respostas ao estresse ambiental e; inúmeros métodos que têm sido utilizados no nível do monitoramento de comunidades e respostas individuais (Ferreira et al. 2011; Junqueira et al. 2018; Pinto et al. 2021).

Compreender como a estrutura das comunidades é afetada pelas condições ambientais (incluindo pressões antrópicas), em nível local ou regional, representa um dos principais desafios para os ecólogos. Esse desafio se torna ainda mais significativo em estuários tropicais (Bernardino et al. 2016; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). As variáveis ambientais atuam como filtros ecofisiológicos para as espécies, influenciando sua distribuição e, conseqüentemente, a comunidade à qual pertencem. Através da análise da estrutura da comunidade e sua relação com as variáveis ambientais, podemos identificar como o ambiente molda a comunidade e discernir padrões nessa relação. (Elliott & Whitfield 2011; Wildsmith et al. 2011; Bernardino et al. 2016; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). Compreender os mecanismos que estruturam as comunidades de macrofauna bentônica ao longo dos gradientes estuarinos é fundamental para o planejamento de estratégias para conservação da biodiversidade (Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). Apesar disto, no Brasil a pesquisa sobre macrofauna bentônica se concentra principalmente no Sul e Sudeste, deixando uma lacuna de conhecimento para os estuários do Nordeste (Bernardino et al. 2016). Nesta região a maioria dos estudos concentra-se na Bahia.

Logo, neste estudo objetivamos caracterizar a estrutura da comunidade da macrofauna bentônica em diferentes estações na porção superior do estuário do Rio Sergipe, Nordeste do Brasil, descrevendo variações espaciais e temporais na abundância/densidade, composição e diversidade (alfa, beta, gama e índices de diversidade), e identificar as variáveis ambientais responsáveis por essas variações.

2 MATERIAL E MÉTODOS

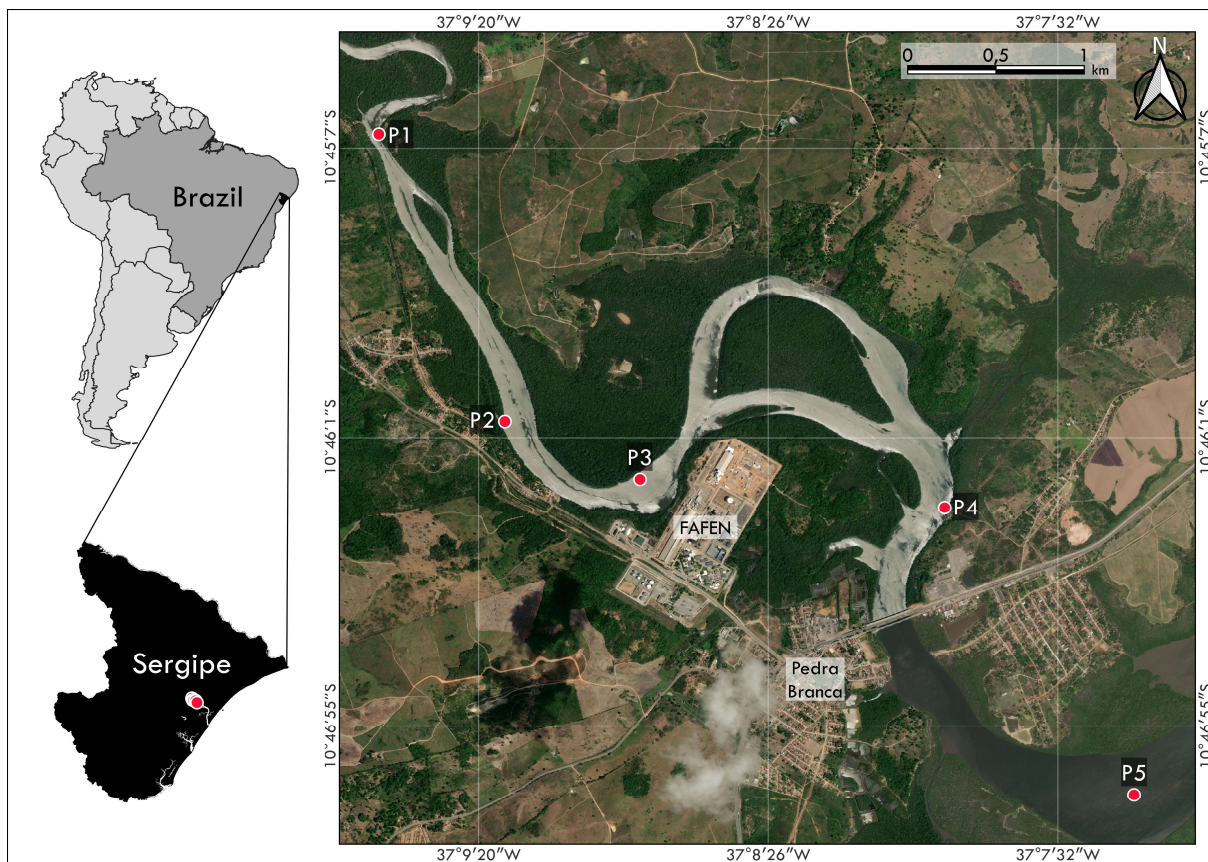
2.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado na porção superior do Estuário do Rio Sergipe, município de Laranjeiras, Sergipe, Nordeste do Brasil, nas proximidades (i.e. num raio de 3 km) da fábrica de fertilizantes nitrogenados (FAFEN). Na área de recorte deste estudo, a maior parte da margem do rio apresenta vegetação de manguezal, e a partir da FAFEN há uma maior urbanização, sobretudo com o povoado Pedra Branca. As condições climáticas no Nordeste do Brasil (baixa precipitação e altas temperaturas) favorecem a existência de dois períodos climáticos bem definidos na região, o seco e o chuvoso (Santos et al. 2017). O local de estudo está classificado como "As" pela classificação de Köppen (zona tropical com verão seco) (Castelhano & Pinto 2022), com a estação chuvosa ocorrendo de maio a agosto (CPTEC-INPE 2024).

2.2 TRABALHO DE CAMPO

As amostragens foram realizadas em cinco pontos distribuídos ao longo da porção superior do estuário do Rio Sergipe (Figura 1), durante duas situações climáticas distintas, período chuvoso (agosto de 2011) e período seco (dezembro de 2011). Os pontos foram numerados em ordem crescente da montante à jusante do Rio Sergipe, do P1 ao P5, separados por no mínimo 1 km, sendo o P3 o ponto sob influência direta da FAFEN (i.e. onde ocorre o despejo de efluentes da fábrica). Em cada ponto foram coletadas cinco amostras (réplicas) da macrofauna bentônica com o auxílio de um cilindro de PVC (área de 0.008 m² e 20 cm de comprimento/profundidade), as quais foram peneiradas *in situ* através de uma malha de 300 µm, sendo o material retido fixado em formaldeído 4% e acondicionado em sacos plásticos devidamente etiquetados. Além disso, em cada ponto coletou-se uma amostra do sedimento para determinar suas características. Valores de salinidade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido da coluna d'água foram medidos *in situ* com o auxílio de uma sonda multiparâmetro (Hanna[®] modelo HI-9828).

Figura 1 – Mapa da área de estudo indicando os pontos de coleta (círculos vermelhos; P1-P5) no estuário do Rio Sergipe, com a FAFEN ao centro.



2.3 PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO

Em laboratório, os organismos foram triados com o auxílio de um microscópio estereoscópico e conservados em álcool 70%. As amostras sedimentológicas foram processadas de acordo com técnicas padrões de peneiramento (Suguio 1973), sendo que os dados obtidos foram computados de acordo com as equações de Folk & Ward (1957) e os resultados foram expressos em valores ϕ ($\phi = -\log_2$ diâmetro mm). O teor de matéria orgânica foi determinado por perda de peso após 60 min. de incineração a 550°C de temperatura (Walkley & Black 1934). Os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, utilizando chaves taxonômicas de literatura especializada, e quantificados.

2.4 ANÁLISE DE DADOS

Para visualizar padrões nos dados abióticos, foram realizados o teste de correlação de Pearson e a Análise de Componentes Principais (ACP) com matriz de correlação, onde os dados não foram transformados. Para cada amostra biológica foram calculados a densidade (ind./0,008m²), riqueza, índice de equitabilidade de Pielou (J') e o de diversidade de Shannon-

Wiener (H'). O índice de diversidade foi escolhido devido à presença de taxa raros. Os dados foram testados para homocedasticidade (Teste de Cochran) e normalidade de variância (Teste de Kolmogorov-Smirnov) *a priori* de sua utilização na análise (Underwood 1997). A avaliação das diferenças nos parâmetros biológicos foi testada por meio de ANOVA com índice de similaridade de Bray-Curtis, sendo aplicado o teste múltiplo de contraste de Tukey nos casos de diferenças estatisticamente significativas (<0.05) (Underwood 1997).

Para analisar o esforço amostral e estimar a riqueza total dos taxa dos pontos de coleta, foram criadas curvas de interpolação e extrapolação utilizando o pacote iNEXT online (Chao et al. 2014, 2016). As curvas, com número de Hill $q = 0$, foram baseadas na densidade, sendo independentes da riqueza de taxa, com intervalos de confiança de 95% estabelecidos por meio de 1.000 bootstraps.

Em relação à composição, os dados biológicos, transformados pela raiz quadrada, foram ordenados através do método de Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke & Warwick 2001), e diferenças significativas na estrutura da comunidade da macrofauna entre os pontos amostrais foram testadas através de Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA) (Anderson 2001, 2005). As alterações na composição da comunidade (diversidade beta) foram estimadas a partir do índice de dissimilaridade de Sørensen (β_{sor}), que é baseado em dados de incidência dos taxa, sendo calculada para todos os pontos e entre os pontos (Baselga 2010, 2012; Baselga & Orme 2012). Esse índice explica a dissimilaridade total particionando em substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}), de modo que $\beta_{sor} = \beta_{sim} + \beta_{nes}$ (Baselga 2010), permitindo uma análise mais detalhada das diferenças na composição das comunidades. As análises de diversidade beta foram realizadas no software “R” versão 4.3.0 (R Core Team, 2023) utilizando os pacotes “vegan” (Orksanen et al. 2022) e “betapart” (Baselga et al. 2023).

A correlação entre os dados bióticos e as variáveis ambientais foi testada através de uma Análise de Correlação Canônica (ter Braak 1986). Na ACC, os dados bióticos foram transformados por sua raiz quadrada e somente as espécies com frequência relativa superior a 1% foram incluídas na análise. As variáveis ambientais foram selecionadas manualmente e incluídas na análise após testar sua significância na explicação da variância observada através do teste de permutações de Monte Carlo (ter Braak 1986). As análises foram realizadas separadamente para cada situação. Para as correlações significativas realizou-se análise de regressão linear.

3 RESULTADOS

3.1 ABIÓTICOS

Durante o período chuvoso a salinidade variou de 2.20 (P1) a 13.58 (P5), aumentando gradativamente ao longo dos pontos, da montante à jusante do Rio Sergipe. Os valores de temperatura variaram entre 23 e 26°C, os de pH permaneceram na média de 7.1; e o oxigênio dissolvido variou entre 6% (P1) e 8.9% (P4); O sedimento variou entre silte médio pobremente selecionado (P1) e areia média moderadamente selecionada (P3); o teor de finos (i.e., silte + argila) variou entre 2.4% (P3) e 90.85% (P1), e o de matéria orgânica entre 0.71% (P3) e 8.73% (P1). O tamanho médio do grão variou entre 1.89 ϕ (P3) e 5.34 ϕ (P1) (Tabela 1 e Tabela 2).

No período seco, a salinidade também cresceu gradativamente ao longo dos pontos, variando de 4.33 (P1) a 18.31 (P5). Os valores de temperatura foram uniformes em torno de 30°C; os de pH apresentaram média de 7.8; o de oxigênio dissolvido variou entre 8 e 9%; e a matéria orgânica entre 2.01 (P2) e 5.57% (P1). O sedimento foi composto essencialmente por areias finas ou muito finas, pobremente selecionadas, com teor de finos variando entre 8.36% (P3) e 29.03% (P5) (Tabela XX). O tamanho médio do grão variou de 2.07 ϕ (P3) a 3.58 ϕ (P1) (Tabela 1 e Tabela 2).

Tabela 1 – Características da água do Estuário do Rio Sergipe nos cinco pontos de coleta, no período chuvoso e no período seco. (PC: período chuvoso; PS: período seco; OD: oxigênio dissolvido).

Ponto e período de coleta	Salinidade	Temperatura (°C)	pH	OD (mg/L)	OD (%)
P1 - PC	2.2	23.33	7.08	0.51	6
P2 - PC	2.72	23.48	7.26	0.64	7.6
P3 - PC	4.89	23.25	7.3	0.58	6.8
P4 - PC	10.2	26.09	7.16	0.72	8.9
P5 - PC	13.58	26.28	7.06	0.70	8.7
P1 - PS	4.33	29.78	7.82	0.62	8.7
P2 - PS	7.31	29.63	8.07	0.59	8.9
P3 - PS	9.41	30.09	7.81	0.69	9.6
P4 - PS	14.03	30.34	7.83	0.61	8
P5 - PS	18.31	29.95	7.91	0.55	8.5

Tabela 2 – Características do sedimento do Estuário do Rio Sergipe nos cinco pontos de coleta, no período chuvoso e no período seco. (PC: período chuvoso; PS: período seco; MO: matéria orgânica; TMG: tamanho médio do grão).

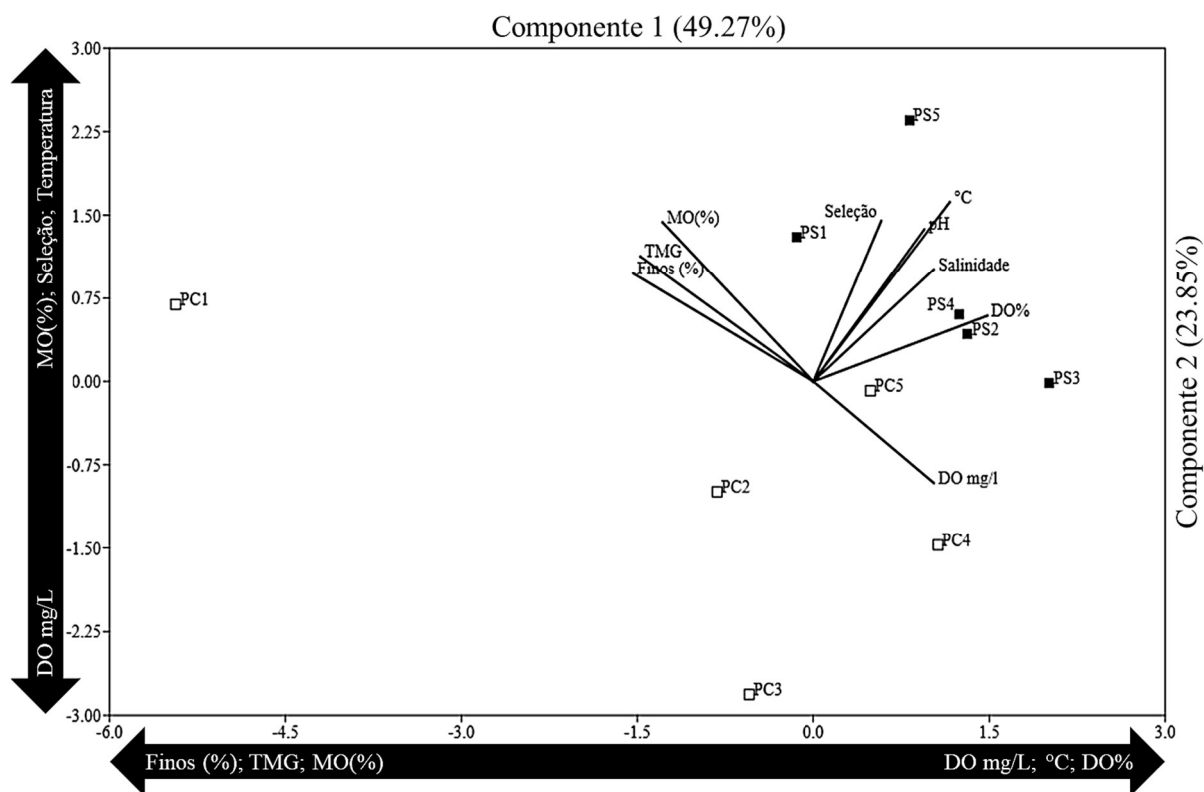
Ponto e período de coleta	TMG (ϕ) e classificação		Seleção e classificação		MO (%)	Finos (%)
P1 - PC	5.349	Silte médio	1.042	Pobrememente selecionado	8.73	90.85
P2 - PC	3.1	Areia muito fina	1.758	Pobrememente selecionado	2.59	27.05
P3 - PC	1.895	Areia média	0.785	Moderadamente selecionado	0.71	2.44
P4 - PC	2.303	Areia fina	1.276	Pobrememente selecionado	2.11	7.628
P5 - PC	3.018	Areia muito fina	1.799	Pobrememente selecionado	3.44	25.08
P1 - PS	3.58	Areia muito fina	1.589	Pobrememente selecionado	5.57	26.57
P2 - PS	2.327	Areia fina	1.38	Pobrememente selecionado	2.01	13.1
P3 - PS	2.073	Areia fina	1.299	Pobrememente selecionado	2.71	8.361
P4 - PS	2.369	Areia fina	1.423	Pobrememente selecionado	2.68	11.86
P5 - PS	3.142	Areia muito fina	1.9	Pobrememente selecionado	4.07	29.03

A tabela 3 apresenta os valores do coeficiente r da correlação de Pearson para as variáveis abióticas. Os dois principais componentes da ACP explicaram 73.12% da variabilidade dos dados abióticos, com o componente 1 explicando 49.27% e o componente 2 explicando 23.85%. A variável que mais contribuiu positivamente para o componente 1 foi OD (%) ($r = 0.86$), e negativamente foi Finos ($r = -0.89$). Para o componente 2, positivamente foi Temperatura ($r = 0.65$) e negativamente foi OD (mg/L) ($r = -0.36$) (Figura 2).

Tabela 3 – Valores do coeficiente r da correlação de Pearson para as variáveis abióticas (Negrito: correlação significativa ($p < 0.05$); MO: matéria orgânica; TMG: tamanho médio do grão).

	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7	#8
#1 TMG								
#2 Seleção	0.082							
#3 Finos (%)	0.974	-0.033						
#4 MO (%)	0.958	0.062	0.926					
#5 DO (mg/L)	-0.525	0.243	-0.578	-0.488				
#6 DO (%)	-0.552	0.477	-0.620	-0.398	0.670			
#7 Temperatura (°C)	-0.312	0.398	-0.368	-0.093	0.102	0.739		
#8 Salinidade	-0.344	0.493	-0.337	-0.244	0.180	0.499	0.584	
#9 pH	-0.329	0.225	-0.356	-0.173	-0.210	0.508	0.866	0.317

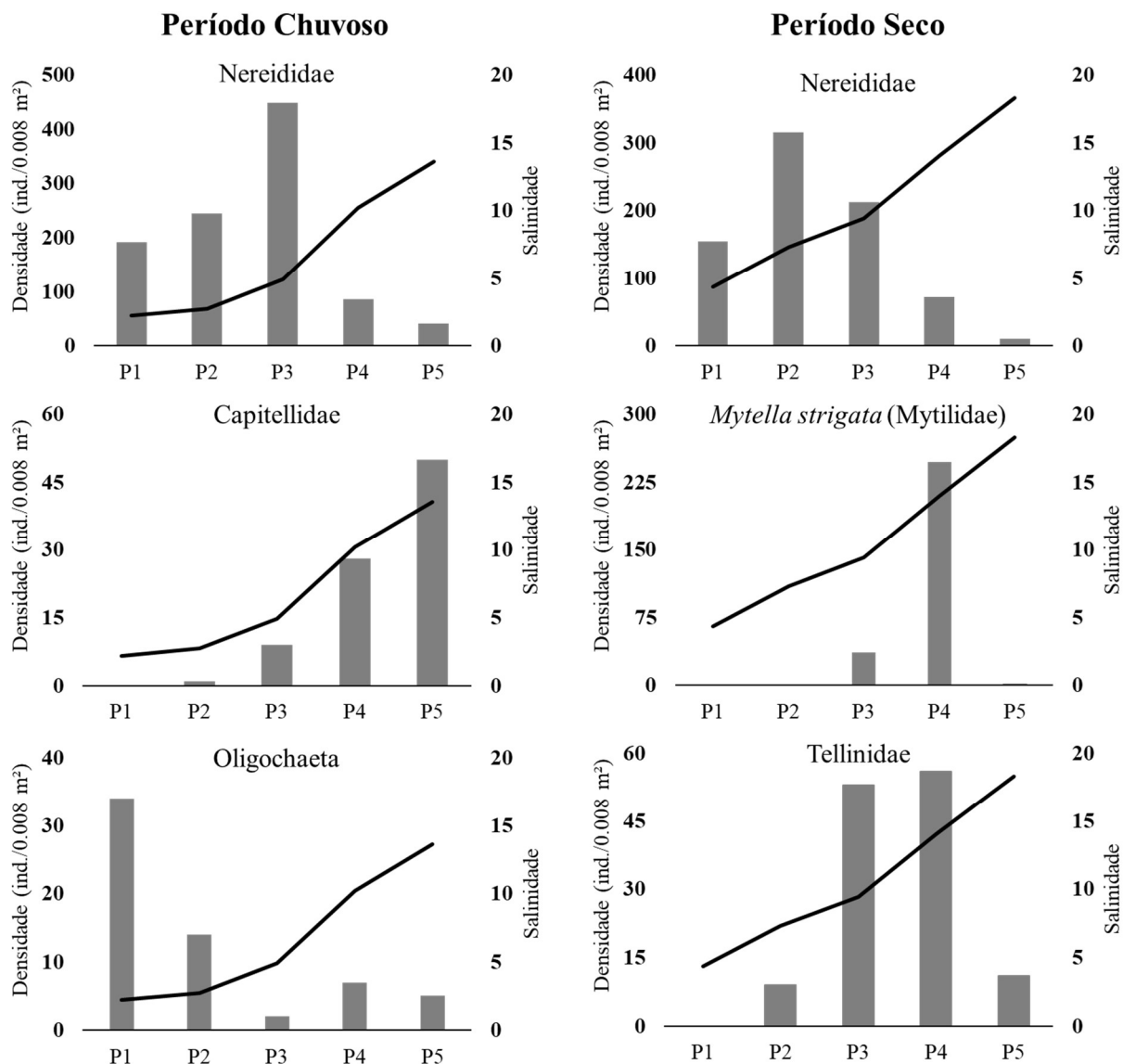
Figura 2 – Análise de Componentes Principais, com matriz de correlação, dos dados abióticos e dos pontos de coleta, de ambos os períodos. (°C: temperatura (°C); PC: período chuvoso; PS: período seco; DO: oxigênio dissolvido)



3.2 BIÓTICOS

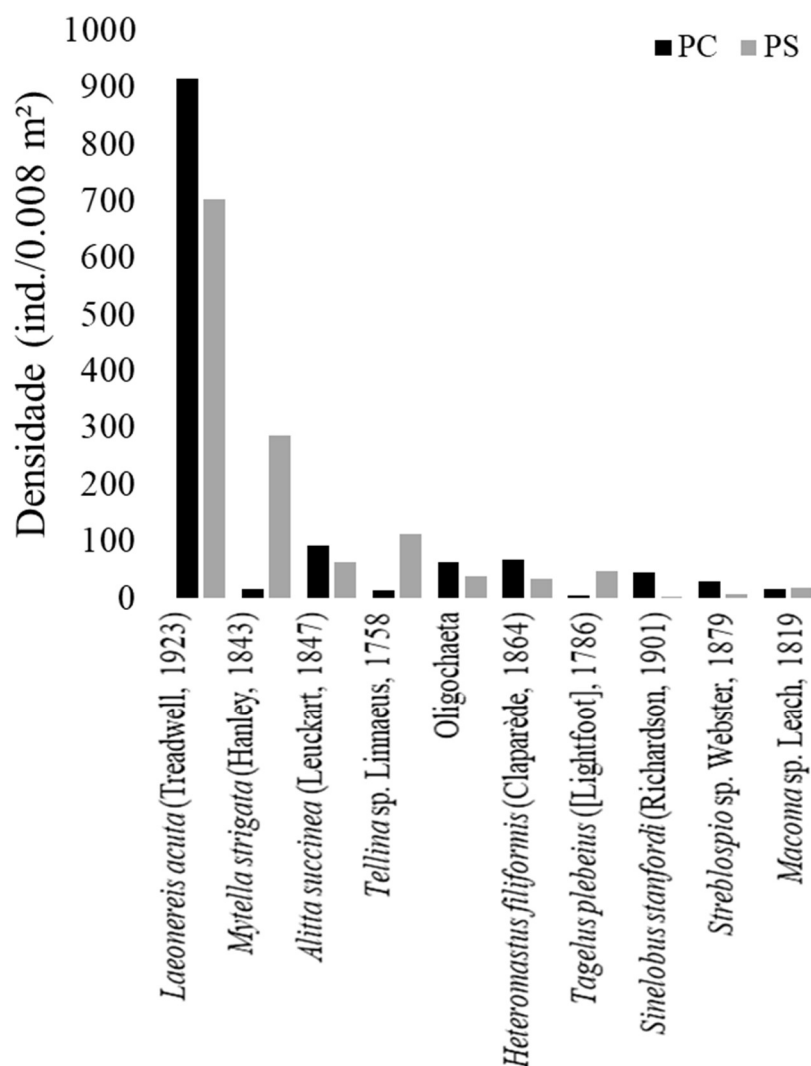
2.752 espécimes pertencentes a 40 taxa foram coletados. Tais espécimes distribuíram-se nos filos Annelida (19), Arthropoda (11), Mollusca (9) e Nemertea (1), pertencentes às classes Polychaeta (17), Bivalvia (7), Malacostraca (7), Insecta (3), Clitellata (2), Gastropoda (2), Copepoda (1) e um Nemertea não identificado. 30 dos 40 taxa tiveram densidade relativa de indivíduos inferior a 1%. Polychaeta foi a classe com maior densidade de indivíduos, com 1993 indivíduos coletados (72.4%), seguida de Bivalvia (18.7%) e Clitellata (3.63%). Nereididae (Polychaeta) foi a família com maior densidade de indivíduos, com 1774 indivíduos (64.46%), seguida de Mytilidae (Bivalvia) (10.86%) e Tellinidae (Bivalvia) (5.67%). As três espécies mais abundantes *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923), *Mytella strigata* (Hanley, 1843) e *Alitta succinea* (Leuckart, 1847), respectivamente pertencentes às famílias Nereididae, Mytilidae e Nereididae, corresponderam a 75.1% do número de indivíduos (i.e. 58.6%, 10.8% e 5.5% respectivamente) (Figura 3).

Figura 3 – Densidade absoluta dos quatro taxa com maior densidade absoluta por ponto, em cada período. A linha preta representa a salinidade.



No período chuvoso foram coletados 1378 indivíduos. Polychaeta correspondeu a 84.5% dos indivíduos, seguido de Clitellata (4.77%) e Malacostraca (3.92%). Nereididae foi a família com maior densidade de indivíduos, com 73.29% dos indivíduos, seguida de Capitellidae (6.39%) e da subclasse Oligochaeta (Clitellata) (4.5%). As três espécies mais abundantes foram *Laeonereis acuta* (66.2%), *Alitta succinea* (6.6%) e *Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864) (4.8%), correspondendo a 77.6% dos indivíduos do período. *L. acuta* foi a espécie mais abundante nos pontos P1, P2, P3 e P4, com 65.5%, 79.3%, 85.8% e 46.3% dos indivíduos respectivamente, e *H. filiformis* (Capitellidae) foi a espécie mais abundante no P5, 16.9% dos indivíduos (Figura 3 e Figura 4).

Figura 4 – Densidade absoluta ranqueada dos taxa utilizados na ACC por período, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe (PC: período chuvoso; PS: período seco).

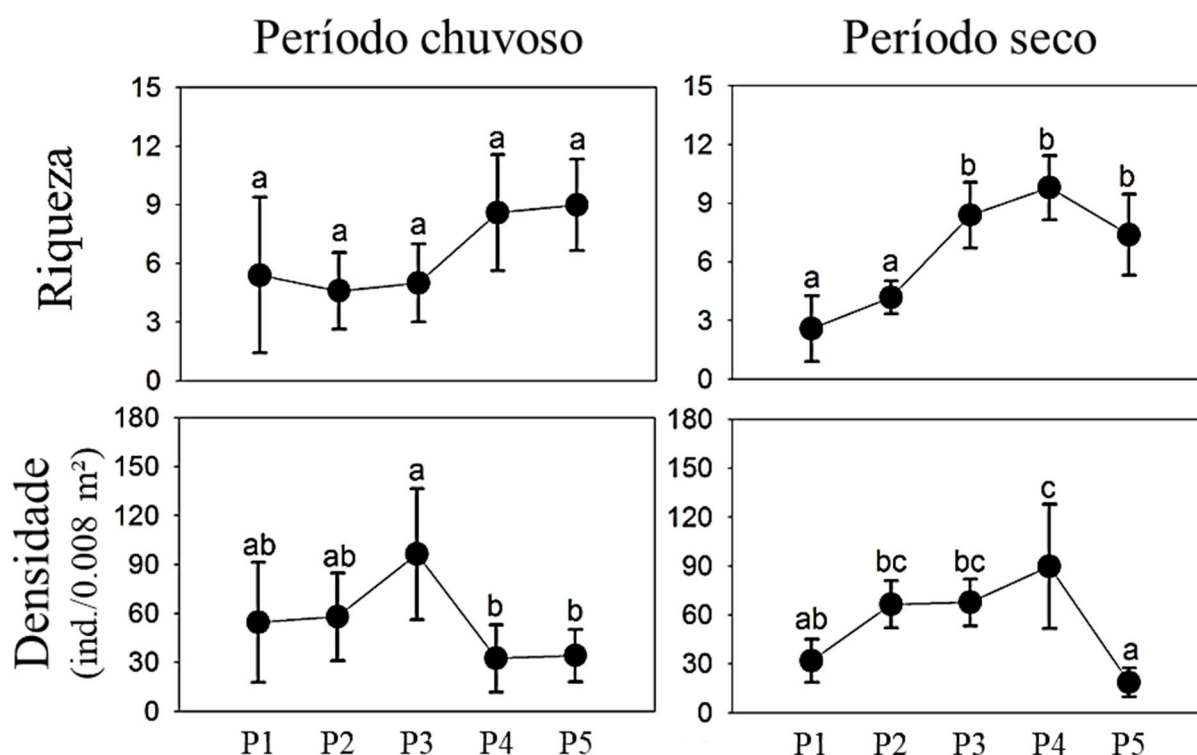


No período seco foram coletados 1374 indivíduos. Polychaeta correspondeu a 60.2% dos indivíduos, seguido de Bivalvia (33.92%) e Clitellata (2.77%). Nereididae foi a família com maior densidade de indivíduos, com 55.6% dos indivíduos, seguida de Mytilidae (20.74%) e Tellinidae (9.39%). As três espécies mais abundantes foram *Laeonereis acuta*, *Mytella strigata* e *Tellina* sp. Linnaeus, 1758 (Bivalvia), com 51%, 20.7% e 8.1% dos indivíduos respectivamente, correspondendo a 79.8% dos indivíduos do período. *L. acuta* foi a espécie com maior densidade de indivíduos nos pontos P1, P2 e P3, com 91.8%, 87.9% e 60.1% dos indivíduos respectivamente. *M. strigata* com 55% dos indivíduos foi a espécie com maior densidade do P4, e a subclasse Oligochaeta do P5, com 24.7% indivíduos (Figura 3 e Figura 4).

Em relação à densidade média por ponto, no período chuvoso, a do P3 foi significativamente maior que as do P4 e P5 (ANOVA $F = 3.801$; $p = 0.019$; Tukey $p < 0.05$),

enquanto as do P1, P2, P4 e P5 se assemelharam. No período seco, a densidade média do P4 foi significativamente maior que as do P1 e do P5, e P2, P3 e P4 foi significativamente maior que P5 (ANOVA $F = 9.96$; $p < 0.001$; Tukey $p < 0.05$). Há três agrupamentos observados, sendo eles P1 e P5 (a); P1, P2 e P3 (b); e P2, P3 e P4 (c). Além disso, no P1, P2, P3 e P5 há uma redução do desvio padrão da densidade média de indivíduos do período chuvoso para o período seco (Figura 5).

Figura 5 – Média dos valores de riqueza e densidade dos taxa por ponto de coleta, nos períodos chuvoso e seco, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe. O bigode representa o desvio padrão.



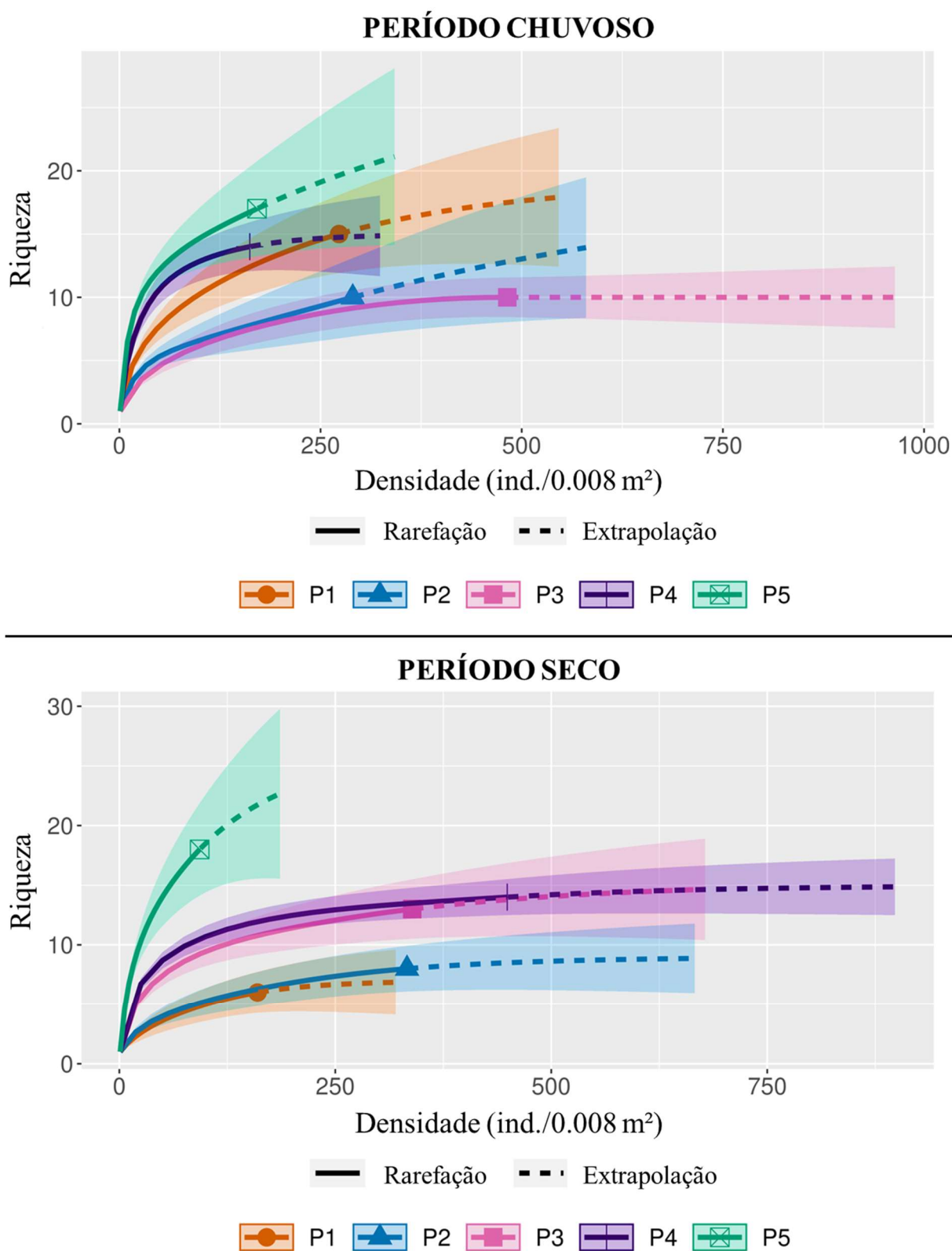
O período chuvoso registrou 30 taxa, enquanto o período seco 28 taxa, sendo ao todo 18 taxa compartilhados entre os períodos. P5 foi o ponto com maior riqueza em ambos os períodos, e apenas os taxa *Alitta succinea*, *Laeonereis acuta* e *Oligochaeta* estiveram presentes em todos os pontos em ambos os períodos (Tabela 4). No período chuvoso, Polychaeta correspondeu a 36.6% da riqueza, seguido de Bivalvia (20%) e Malacostraca (16.6%). A média da riqueza não apresentou diferença significativa entre os pontos de coleta, variando de 2 a 12 taxa por ponto (Figura 5). O esforço amostral foi suficiente para amostrar a riqueza dos pontos P3 e P4, nos demais pontos é necessário um maior esforço amostral (Figura 6). No período seco, Polychaeta foi responsável por 46.4% da riqueza, seguido de Bivalvia (26.4%) e Malacostraca (14.2%). Os

pontos P1 e P2, que variaram de 1 a 5 taxa por ponto, apresentaram riqueza significativamente menor que P3, P4 e P5, que variaram de 4 a 12 taxa por ponto (ANOVA $F = 16.827$; $p < 0.001$; Tukey $p < 0.05$) (Figura 5). Apenas no P4 o esforço amostral foi suficiente (Figura 6). Além disso, em todos os pontos há uma redução do desvio padrão da riqueza média do período chuvoso para o período seco (Figura 5).

Tabela 4 – Taxa exclusivos e compartilhados dos períodos, coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. (N. I.: não identificado).

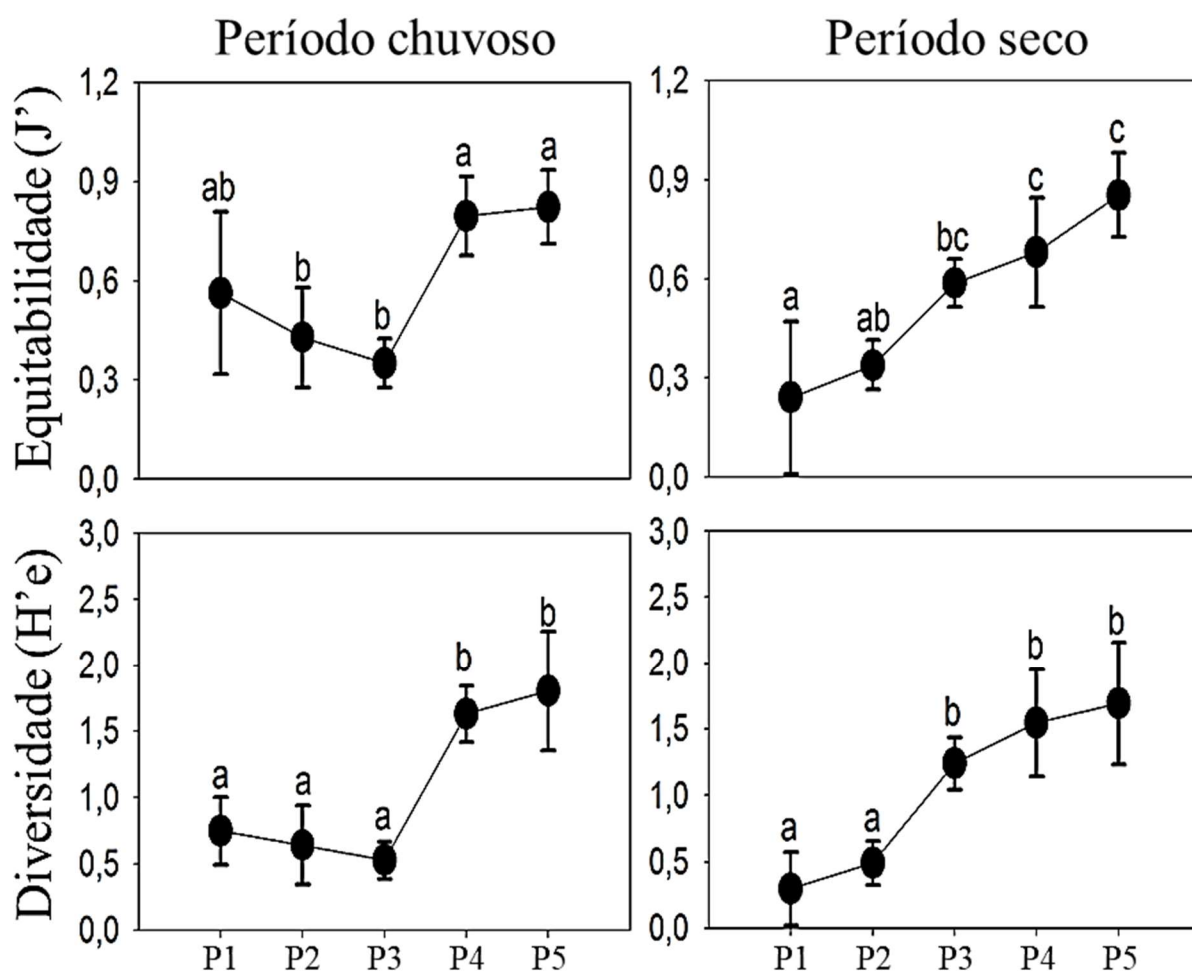
Táxon	Período chuvoso					Compartilhado	Período seco				
	P1	P2	P3	P4	P5		P1	P2	P3	P4	P5
<i>Alitta succinea</i> (Leuckart, 1847)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Amphipoda N. I.											x
<i>Anomalocardia flexuosa</i> (Linnaeus, 1767)					x						
<i>Aricidea</i> sp. Webster, 1879	x	x	x	x		x		x	x		
<i>Boccardia</i> sp. Carazzi, 1893	x										
<i>Capitella</i> sp. Blainville, 1828					x	x			x		
Capitellidae N. I.											x
<i>Cassidinidea fluminensis</i> (Mañe-Garzón, 1944)	x					x	x				
Chironomidae	x										
Collembola					x						
<i>Corophium</i> sp. Latreille, 1806	x		x		x						
Cumacea			x								
<i>Cyclops</i> sp. Müller O.F., 1785											x
Diptera N. I.	x	x				x	x				
<i>Glycinde</i> sp. Müller, 1858										x	x
<i>Heleobia</i> sp. W. Stimpson, 1865			x		x	x				x	x
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)		x	x	x	x	x		x	x	x	x
Hirudinea	x										
<i>Isolda</i> sp. Müller, 1858	x		x	x	x						
<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell, 1923)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leukoma pectorina</i> (Lamarck, 1818)											x
Lumbrineridae											x
<i>Macoma</i> sp. Leach, 1819				x	x	x				x	x
<i>Mytella strigata</i> (Hanley, 1843)					x	x			x	x	x
<i>Namalycastis macroplatis</i> Glasby, 1999	x										
Nemertea				x		x		x	x	x	
Oligochaeta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Orbiniidae											x
<i>Phacoides pectinatus</i> (Gmelin, 1791)				x		x				x	
Phyllodocidae										x	
Polychaeta N. I.									x		
<i>Pseudosphaeroma jakobii</i> Loyola e Silva, 1959		x									
<i>Sigambra grubii</i> Müller, 1858				x	x	x			x	x	x
<i>Sinelobus stanfordi</i> (Richardson, 1901)	x	x	x			x	x				
Spionidae N. I.	x				x						
<i>Streblospio</i> sp. Webster, 1879				x	x	x			x		
<i>Tagelus plebeius</i> ([Lightfoot], 1786)				x		x		x	x	x	x
<i>Tellina</i> sp. Linnaeus, 1758		x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Vitta virginea</i> (Linnaeus, 1758)	x			x	x						
Xanthidae											x
Riqueza total	15	10	10	14	17	18	6	8	13	14	18

Figura 6 – Curvas de interpolação (rarefação) e extrapolação da riqueza dos taxa dos pontos de coleta, no período chuvoso e no período seco, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe.



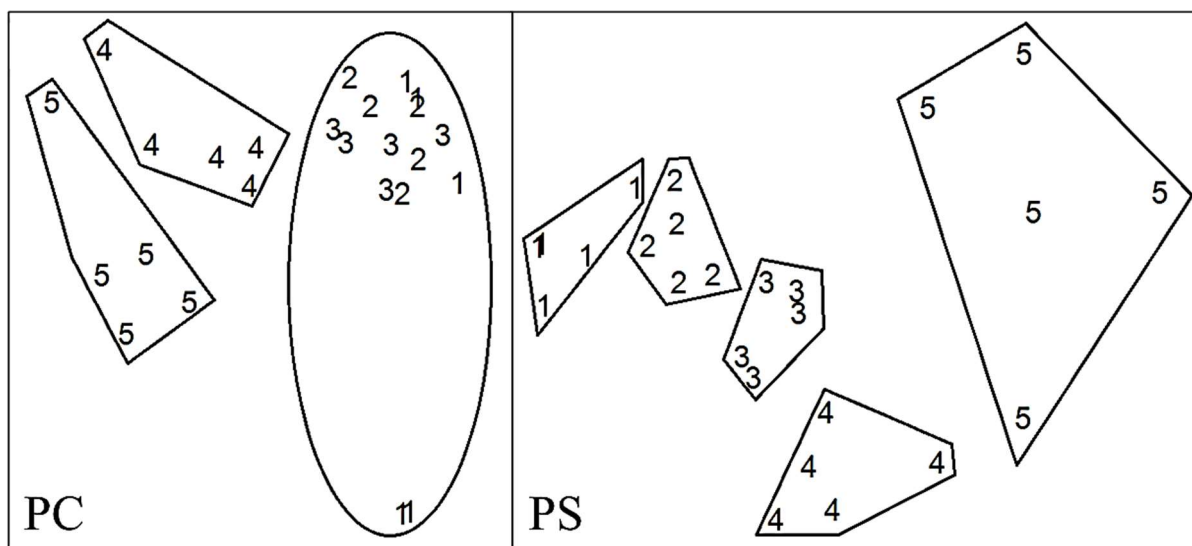
Os valores médios de equitabilidade (J') diferiram significativamente em ambos os períodos. No período chuvoso, P4 e P5 apresentaram maior equitabilidade que P2 e P3; e P1 não diferiu dos demais pontos (ANOVA $F = 9.76$; $p < 0.001$; Tukey $p < 0.05$). No período seco, os valores médios de equitabilidade aumentaram do P1 ao P5, com P1 demonstrando maior dominância que P3, P4 e P5; e P2 demonstrando maior dominância que P4 e P5 (ANOVA $F = 14.529$; $p < 0.001$; Tukey $p < 0.05$; Figura 6). O padrão dos valores médios de diversidade (H') mostrou-se semelhante ao de equitabilidade, sendo significativamente maiores, logo mais homogêneos em relação a densidade e riqueza, à jusante do Rio Sergipe. No período chuvoso, P1, P2 e P3 foram significativamente mais heterogêneos em relação a abundância e riqueza que P4 e P5 (ANOVA $F = 21.311$; $p < 0.001$; Tukey $p < 0.05$). No período seco, P3, P4 e P5 foram significativamente mais homogêneos em relação a densidade e riqueza que P1 e P2 (ANOVA $F = 18.991$; $p < 0.001$; Tukey $p < 0.05$; Figura 6).

Figura 7 – Média dos valores dos índices de equitabilidade (J') e diversidade (H') dos taxa nos períodos chuvoso e seco por ponto de coleta, coletados nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe. O bigode representa o desvio padrão.



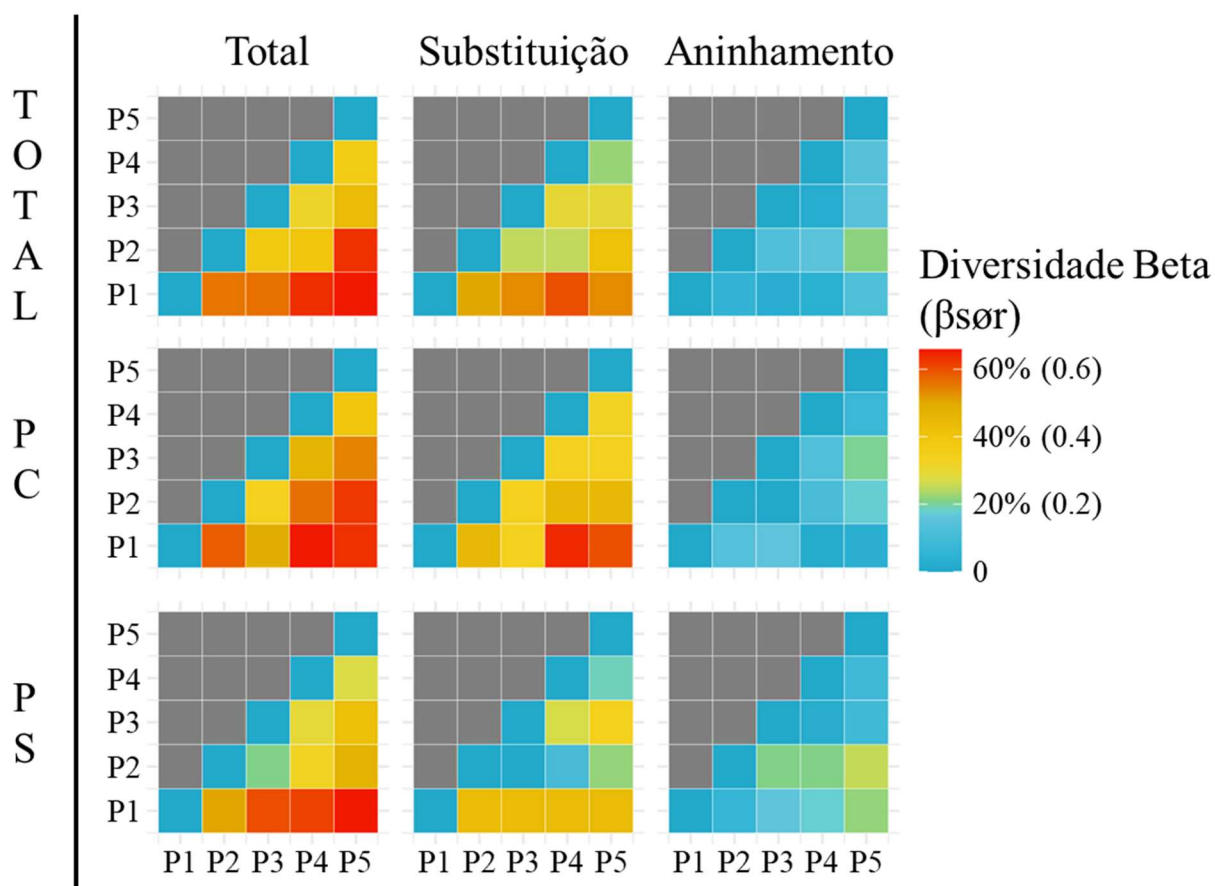
Em relação à composição, no período chuvoso houve diferença significativa entre os pontos de coleta (PERMANOVA Pseudo-F = 5.431; $p < 0.001$), com três agrupamentos: P4 e P5 isolados e P1, P2 e P3 agrupados. No período seco também houve diferença significativa entre os pontos de coleta (PERMANOVA Pseudo-F = 11.886; $p < 0.001$), com todos os pontos isolados (Figura 7). Esses agrupamentos são atribuídos ao gradiente salino, onde no período seco há um isolamento mais demarcado devido ao aumento da diferença de salinidade entre os pontos.

Figura 8 – Composição da comunidade da macrofauna bentônica em nMDS, coletada nos cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe. Os números representam as réplicas. Os polígonos representam agrupamento/isolamento (PC: período chuvoso; PS: período seco).



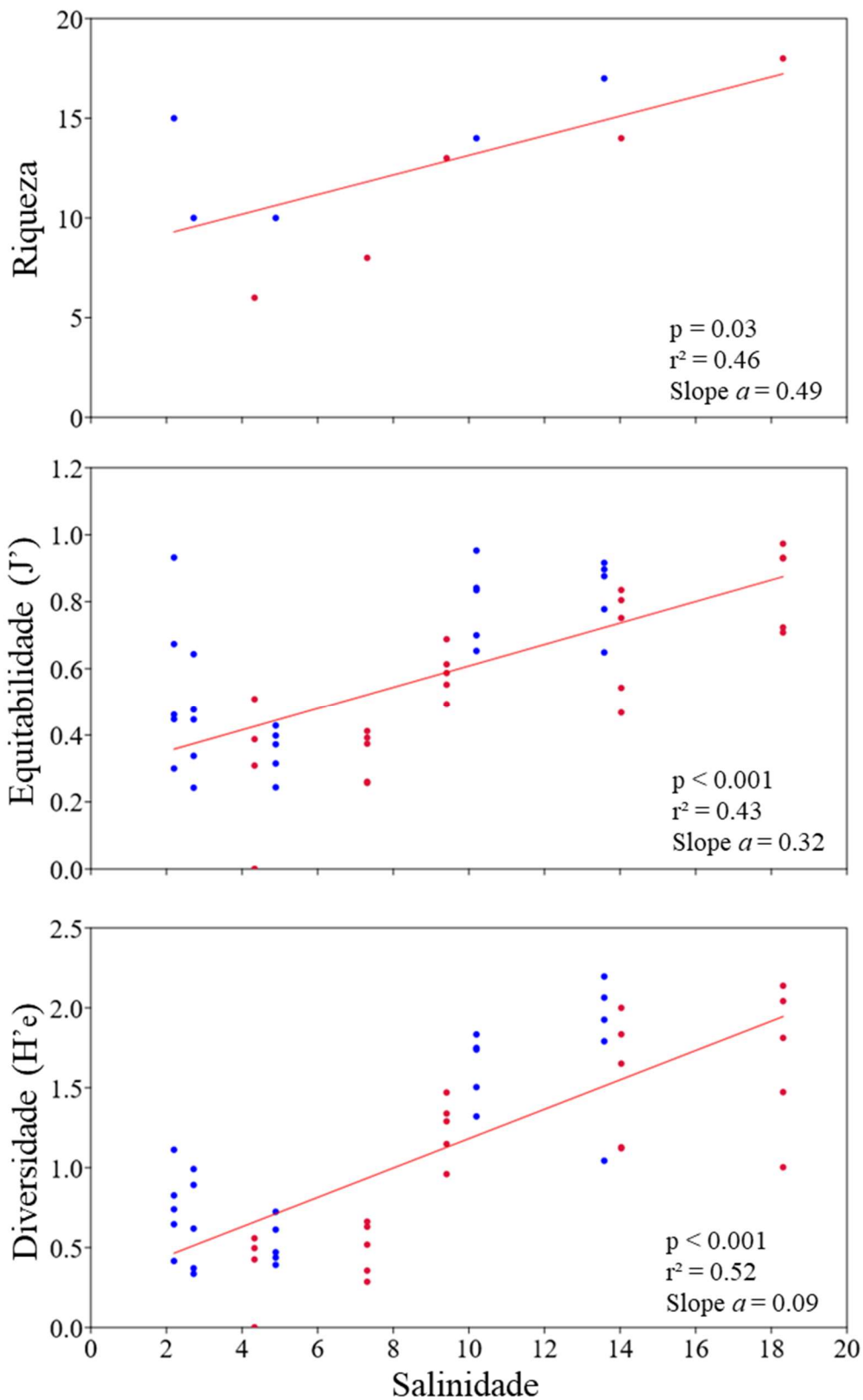
A diversidade beta total para os cinco pontos de coleta no estuário do Rio Sergipe foi mediana, com 64.4% ($\beta_{sor} = 0.644$), onde 83.6% ($\beta_{sim} = 0.538$) da mesma foi explicada por substituição e 16.4% ($\beta_{nes} = 0.106$) por aninhamento. Nota-se que a diversidade beta também varia com o gradiente salino, onde há um aumento da mesma quando comparamos os pontos mais a montante, de menor salinidade, com os pontos mais a jusante, de maior salinidade, sendo P1 o que mais difere dos demais. A dissimilaridade total para o período chuvoso foi de 63% ($\beta_{sor} = 0.636$), sendo 86.4% explicados pela substituição de espécies ($\beta_{sim} = 0.55$) e 13.6% por aninhamento ($\beta_{nes} = 0.086$). No período seco a dissimilaridade total foi de 64.7% ($\beta_{sor} = 0.647$), com substituição de espécies explicando 71.8% ($\beta_{sim} = 0.465$) e aninhamento explicando 28.2% ($\beta_{nes} = 0.182$) (Figura 8).

Figura 9 – Diagrama matricial da diversidade beta (β_{sor}) dos pontos de coleta para cada período, com as contribuições da substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}). (PC: período chuvoso; PS: período seco; TOTAL: PC+PS).



Dentre as variáveis abióticas testadas, somente a salinidade apresentou uma contribuição significativa para a explicação da variância observada nos dados biológicos, contribuindo com 69.8% no período chuvoso ($p = 0.017$) e 52.8% no período seco ($p = 0.008$). Ressalta-se que esta variável não apresentou correlação significativa com outras variáveis ambientais (Tabela 3). Foi encontrada uma relação positiva significativa entre a salinidade dos pontos e a riqueza ($p = 0.03$; $r^2 = 0.46$; Slope $a = 0.49$), equitabilidade ($p < 0.001$; $r^2 = 0.43$; Slope $a = 0.32$) e diversidade ($p < 0.001$; $r^2 = 0.52$; Slope $a = 0.09$) dos mesmos (Figura 9).

Figura 10 – Regressão linear entre Salinidade e Riqueza, Equitabilidade (J') e Diversidade (H'). Os pontos azuis representam os valores das réplicas de cada ponto de coleta no período chuvoso e os pontos vermelhos representam os valores das réplicas de cada ponto de coleta no período seco. Para riqueza, apenas a riqueza total dos pontos foi adicionada à análise.



4 DISCUSSÃO

Este é um dos poucos estudos sobre a estrutura da comunidade de macrofauna bentônica em estuários de Sergipe e no Nordeste neste século. Neste estudo encontramos um dos maiores números de indivíduos bentônicos por rio para o Nordeste e uma riqueza dentro da esperada para a região, apesar do segundo menor número de amostras dos estudos para o Nordeste e do foco na porção superior do estuário (Tabela 13 do Apêndice B). Além disso, nosso estudo é pioneiro em avaliar o esforço amostral e estimar a riqueza para comunidades de macrofauna bentônica. Embora tenhamos concentrado nossos esforços em cinco pontos e registrado um dos maiores números de indivíduos por rio no Nordeste, a maioria dos pontos de coleta deste estudo necessita de um maior esforço amostral para representar significativamente a riqueza de espécies. Essa informação é crucial para o dimensionamento de estudos futuros com objetivos similares aos nossos, e ainda nos permite inferir que o esforço amostral para a maioria dos estudos anteriores não foi suficiente para amostrar a riqueza.

Observando os resultados da ACP, podemos notar que os pontos de coleta do período seco estão mais próximos entre si e agrupados no quadrante superior direito, estando relacionados as variáveis pH, temperatura, salinidade, seleção (do sedimento) e oxigênio dissolvido (OD%). No período chuvoso, a distribuição dos pontos apresenta um isolamento dos pontos, estando os mesmos em quadrantes separados, e apenas P5 próximo aos pontos do período seco, logo diferindo do período seco. Diferente do que era esperado para uma região com despejo de efluentes, sobretudo provenientes de uma fábrica de fertilizantes, os valores de matéria orgânica foram baixos e não diferiram de forma linear, nem significativamente, quando comparamos os valores de P1 e P2, antes do despejo (P3) com P3, P4 e P5, em ambos os períodos

Diversos estudos demonstram que um estuário varia gradativamente, e essa variação afeta a distribuição espacial de organismos aquáticos, como os invertebrados bentônicos. Esta distribuição está relacionada a fatores naturais, como salinidade e tamanho dos sedimentos por exemplo, mas pode relacionar-se também a pressões antrópicas, como poluição (e.g. Hatje et al. 2008; Pires-Vanin et al. 2011; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). Como bem estabelecido na literatura para estuários (e.g. Telesh & Khlebovich 2010; Elliott & Whitfield 2011), a salinidade foi uma das principais variáveis explicativas para variação nos dados biológicos para todos os estudos correlatos ao nosso no Nordeste neste século. Neste estudo, assim como para Pires-Vanin et al. (2011), a salinidade foi a única variável ambiental que explicou significativamente as variações nos dados biológicos, não apresentando colinearidade com nenhuma outra variável, e diferenciando os pontos principalmente no período seco, onde

a salinidade foi maior. As variações na densidade de indivíduos não representaram um padrão ao longo dos pontos quando considerados os valores totais, não apresentando uma correlação com a salinidade, contudo ao considerar a densidade por Classe e por Família encontramos correlações tanto positivas quanto negativas.

Apenas 15 dos 40 taxa não foram identificados a nível de gênero e/ou espécie. Apesar disso, diversos estudos demonstraram que a identificação até o nível de espécie não é essencial para se observar padrões de variabilidade espacial e temporal nas assembleias de macrofauna (e.g. Pires-Vanin et al. 2011; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). A classe Polychaeta apresentou a maior densidade e foi a mais diversa taxonomicamente, como na literatura para o Nordeste, onde este táxon está entre os taxa mais abundantes e diversos (Barros et al. 2008; Hatje et al. 2008; Ourives et al. 2011; Pires-Vanin et al. 2011; Barros et al. 2012; Mariano & Barros 2014; Medeiros et al. 2016a; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). Considerando os taxa com densidade relativa acima de 1%, foi possível observar um aumento na densidade de Bivalvia (Mytilidae, Solecurtidae e Tellinidae) e um decréscimo da densidade de Polychaeta (Capitellidae, Nereididae e Spionidae) e Malacostraca (Tanaididae) com o aumento da salinidade, especialmente durante o período seco, de maior salinidade.

A correlação positiva da salinidade com a densidade de Bivalvia também foi relatada nos estudos para o Nordeste. Nuculidae e Veneridae demonstraram maior densidade em salinidades médias superiores a aproximadamente 20 e 10, respectivamente, como relatado por Barros et al. (2008). Ourives et al. (2011) encontraram uma maior densidade de Tellinidae (*Tellina* sp.) em salinidades médias de até cerca de 25, enquanto Mariano & Barros (2014) observaram uma maior densidade em salinidades médias inferiores a aproximadamente 20. Divergindo do padrão encontrado para Bivalvia neste estudo, para Tellinidae, Barros et al. (2008) e Barros et al. (2012) relataram maior densidade em salinidades médias de até cerca de 10, mesmo com a presença da família em uma faixa de salinidade média de 0 a aproximadamente 34. Similarmente, Donacidae apresentou maior densidade em salinidades médias inferiores a 5, conforme observado por Barros et al. (2008).

A correlação negativa da salinidade com a densidade de Polychaeta também foi relatada nos estudos para o Nordeste. Nereididae demonstrou maior densidade em salinidades médias inferiores a 5, conforme relatado por Barros et al. (2008) e Barros et al. (2012), enquanto Mariano & Barros (2014) observaram maior densidade em salinidades médias inferiores a 10. Para Spionidae nos Rios Jaguaripe e Subaé, Mariano & Barros (2014) encontraram maior densidade em salinidades médias inferiores a 5. Diferindo da correlação observada para Polychaeta neste estudo, Capitellidae (*Heteromastus filiformis*) exibiu maior densidade em

salinidades médias de até aproximadamente 18, segundo Ourives et al. (2011), e até aproximadamente 20, conforme observado por Mariano & Barros (2014). Cirratulidae apresentou maior densidade em salinidades médias superiores a 20, conforme relatado por Barros et al. (2008) e Barros et al. (2012), enquanto Orbiniidae mostrou maior densidade em salinidades médias acima de 15, segundo Barros et al. (2012). Quanto a Pilargidae, no Rio Jaguaripe, a maior densidade foi observada em salinidades acima de aproximadamente 5, no Rio Paraguaçu entre aproximadamente 10 e 15, e no Rio Subaé acima de aproximadamente 20, conforme relatado por Mariano & Barros (2014). Para Spionidae no Rio Paraguaçu, a maior densidade ocorreu em salinidades médias entre aproximadamente 10 e 20, segundo Mariano & Barros (2014).

O decréscimo da densidade de *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Tanaididae), neste estudo converge com o padrão encontrado para Cirolanidae por Barros et al. (2008) e Barros et al. (2012). A família com maior densidade, Nereididae, também foi a mais encontrada por Medeiros et al. (2016a) e Medeiros et al. (2021), e uma das três com maior densidade encontradas por Hatje et al. (2008), Barros et al. (2012) e Medeiros et al. (2016b). *Laonereis acuta* foi a espécie com maior densidade deste estudo, assim como em Medeiros et al. (2021), e uma das mais encontradas por Pires-Vanin et al. (2011) e Medeiros et al. (2016b), dominante na maioria dos pontos em ambos os períodos, mas com menor densidade no período seco, de maior salinidade.

Para os grupos encontrados neste estudo, a distribuição e densidade está relacionada principalmente à tolerância da espécie à salinidade, como demonstrado em outros estudos para o Nordeste (e.g. Hatje et al. 2008; Barros et al. 2012; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). Corroborando com nossos resultados, em uma mesma região biogeográfica, sistemas estuarinos apresentam espécies taxonomicamente próximas, em áreas (e.g. porção superior, média e inferior) semelhantes do estuário (Cognetti & Maltagliati 2000; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). Contudo, as diferenças de densidade e de incidência das taxa em relação a salinidade também eram esperadas, dada a variação de requisitos ecofisiológicos inter e intraespecíficos, magnificados ao analisarmos classificações taxonômicas superiores, as interações das comunidades, especificidades dos estuários, grau de pressão antrópica e outros aspectos ambientais (Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021).

Em nosso estudo, a riqueza local (i.e. por ponto de coleta; diversidade alfa) mostrou-se semelhante à dos estudos para o Nordeste, como em Hatje et al. (2008), Barros et al. (2012) e Mariano & Barros (2014), e maior do que o encontrado por Ourives et al. (2011). A diversidade alfa teve uma correlação positiva com a salinidade, sendo estatisticamente significativa no

período seco, de maior salinidade, como encontrado por Mariano & Barros (2014) e Medeiros et al. (2016b). Essa correlação foi evidenciada ainda pela redução do desvio padrão da média da riqueza por ponto quando comparamos o período chuvoso com o seco. Apesar dessa correlação, neste estudo a diversidade alfa não se enquadrou no modelo de Remane (ver Whitfield et al. 2012), que prediz que os menores valores de riqueza encontram-se na faixa de 5 a 8 de salinidade, conhecida como zona “Artenminimum”, sendo a mesma uma barreira ecológica para os taxa límnicos, de água salobra ou marinhos. Este resultado converge com o encontrado por Barros et al. (2012) e Mariano & Barros (2014), e enfatiza a importância de estudos como o de Whitfield et al. (2012) que revisaram o modelo de Remane. Ressalta-se que, a capacidade de dispersão da espécie é um fator estruturante para os padrões espaciais da estrutura de uma comunidade bentônica de estuário (Medeiros et al. 2016b), e as variáveis ambientais, como a salinidade, podem atuar como filtros ecológicos que influenciam esta capacidade (Boyero & Bailey 2001; Josefson & Hansen 2004; Van de Meutter et al. 2007), logo alterando os padrões espaciais dessas comunidades.

Poucos estudos acerca da estrutura de comunidades de macrofauna bentônica abordam diversidade beta (i.e. dissimilaridade de riqueza entre os pontos). Alguns citam diferenças de taxa e densidade de indivíduos entre os pontos (e.g. Barros et al. 2008; Barros et al. 2012; Mariano & Barros 2014), e ainda menos as analisam estatisticamente, inclusive a detalhando nos dois principais mecanismos que as explicam: substituição de espécies e aninhamento (e.g. Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021). Tanto para ecossistemas antropizados quanto para ecossistemas com menor pressão antrópica, a diversidade beta dos estuários tropicais é explicada em maior parte pelo mecanismo de substituição de espécies (Medeiros et al. 2016b). Neste estudo, a diversidade beta por período foi um pouco maior do que a encontrada por Medeiros et al. (2016b) (único trabalho para o Nordeste que utilizou o índice de dissimilaridade de Sørensen), explicada em maior parte pelo mecanismo de substituição de espécies, sendo este um padrão observado (i.e. não analisado estatisticamente) por Barros et al. (2008), Barros et al. (2012) e Mariano & Barros (2014). A substituição de taxa entre os pontos também ocorreu em relação ao gradiente do estuário (da montante à jusante do rio) e foi explicada unicamente pelo gradiente de salinidade, um padrão bem estabelecido para estuários, sobretudo tropicais (Telesh & Khlebovich 2010; Barros et al. 2014; Medeiros et al. 2016b). Ressalta-se que, no período seco a contribuição do aninhamento cresceu ligeiramente. Isto provavelmente ocorreu devido a maior salinidade do período seco, onde os taxa mais tolerantes a salinidade estavam presentes em maior densidade e em mais pontos, logo reduzindo um pouco a substituição. Os pontos mais a jusante, com menor salinidade, apresentaram maior densidade e riqueza de organismos

límnicos, como *Laeonereis acuta*, assim como para os estudos do Nordeste (e.g. Pires-Vanin et al. 2011; Medeiros et al. 2016b; Medeiros et al. 2021),

A equitabilidade (J') e a diversidade (H') também foram diretamente proporcionais à salinidade. Para o Nordeste, Pires-Vanin et al. (2011) foram os únicos a analisar estes índices de equitabilidade e diversidade, estando os valores desse estudo semelhantes com os encontrados por eles. Neste trabalho, esta correlação positiva deve-se principalmente a correlação negativa da densidade de Polychaeta, especialmente Nereidade (sobretudo *Laeonereis acuta* e *Allita succinea*) com a salinidade, bem como à correlação positiva entre densidade de Bivalvia, principalmente *Mytella strigata*, *Tagelus plebeius* ([Lightfoot], 1786) (Solecurtidae) e Tellinidae, com a salinidade, principalmente no período seco, de maior salinidade. Além disso, a redução do desvio padrão da riqueza média e da densidade média por ponto quando comparamos o período chuvoso com o período seco, também evidencia esse padrão. Similarmente, Barros et al. (2012) relata um aumento na diversidade taxonômica da macrofauna, em nível familiar, com o aumento da salinidade, e Pires-Vanin et al. (2011) apresenta os menores valores de equitabilidade (J') e diversidade (H') para o ponto com dominância de *L. acuta* ($J' = 0.13$ e $H' < 0.5$). Logo, esta dinâmica reduziu a dominância de Polychaeta nos pontos e entre os períodos e ampliou a participação de outras taxa (em relação a densidade), alterando o padrão estabelecido no período chuvoso e aumentando as diferenças na equitabilidade e na diversidade entre os pontos, especialmente no período seco. Essa elevação nos valores de equitabilidade e diversidade com o aumento da salinidade indica também que a complexidade do ecossistema aumenta com a salinidade.

Assim como Medeiros et al. (2021) estabelece, as diferenças nos padrões dos dados biológicos entre os períodos (i.e. diferenças temporais) foram explicadas pela variação de salinidade entre os períodos, dificultando estabelecer se e quanto a variação temporal (e climática) influencia nos padrões espaciais observados para a estrutura da comunidade. Além disso, os complexos estuarinos são ecossistemas bastante dinâmicos, dificultando estabelecer se as variações na estrutura das comunidades bentônicas são resultado de alterações naturais ou antrópicas. Para isto é necessário o biomonitoramento contínuo, de longo prazo e que abranja diferentes zonas do estuário, abordagem esta pouco explorada, principalmente para estuários tropicais.

Neste estudo, apesar da influência antrópica do despejo de efluentes da FAFEN, dentre as variáveis ambientais medidas, a salinidade foi a única que explicou as variações na estrutura da comunidade da macrofauna bentônica da porção superior do estuário do Rio Sergipe. O gradiente de salinidade e do estuário explicaram os padrões espaciais relativos à variação da

densidade a nível de família e aumento da riqueza, equitabilidade (J') e diversidade (H'), bem como da diversidade beta, explicada em maior parte pelo mecanismo de substituição de espécies. Estudos futuros são necessários para melhor representar a riqueza e abordar diversidade beta, verificar se há poluentes (e.g. metais pesados) na água, no sedimento ou na biota, e para analisar e relacionar essas informações, principalmente para desenvolver ou ajustar modelos que expliquem e nos permitam prever padrões na estrutura de comunidades bentônicas para estuários tropicais.

REFERÊNCIAS

- Barros, F., Blanchet, H., Hammerstrom, K., Sauriau, P. G., & Oliver, J. (2014). A framework for investigating general patterns of benthic β -diversity along estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.08.025>
- Barros, F., de Carvalho, G. C., Costa, Y., & Hatje, V. (2012). Subtidal benthic macroinfaunal assemblages in tropical estuaries: Generality amongst highly variable gradients. *Marine Environmental Research*, 81, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.006>
- Barros, F., Hatje, V., Figueiredo, M. B., Magalhães, W. F., Dórea, H. S., & Emídio, E. S. (2008). The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(4), 753–762. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.02.016>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21(12), 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>
- Baselga, A. ... Henriques-Silva, R. (2023). *betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components*. R package version 1.6. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Bernardino, A. F., Pagliosa, P. R., Christofoletti, R. A., Barros, F., Netto, S. A., Muniz, P., & Lana, P. da C. (2016). Benthic estuarine communities in Brazil: Moving forward to long term studies to assess climate change impacts. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(Special Issue 2), 81–96. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920160849064sp2>
- Boyero, L., & Bailey, R. C. (2001). Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia*, 464, 219–225. <https://doi.org/10.1023/A:1013922307096>
- Braune, B. M., Mallory, M. L., & Gilchrist, H. G. (2006). Elevated mercury levels in a declining population of ivory gulls in the Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8), 978–982. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.04.013>
- Castelhano, F. J., & Pinto, J. E. S. de S. (2022). Tendências e alterações climáticas no Estado de Sergipe, nordeste do Brasil. *Geography Department University of Sao Paulo*, 42, e185565. <https://doi.org/10.11606/eissn.2236-2878.rdg.2022.185565>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

- Chao, A., Ma, K. H., & Hsieh, T. C. (2016). *iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation)Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity*. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E: Plymouth.
https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://www.vliz.be/imisdocs/publications/ocrd/213560.pdf&ved=2ahUKEwiM76-QzJmFAxVfqZUCHdB8ASEQFnoECA8QAQ&usg=AOvVaw1yyAPY5hd0-IBOxvPZ_8j2
- Cognetti, G., & Maltagliatà, F. (2000). Biodiversity and Adaptive Mechanisms in Brackish Water Fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40(1), 7–14. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00173-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00173-3)
- CPTEC-INPE. (25 de março de 2024). *Estação chuvosa: região 77*. CPTEC-INPE.
<http://clima1.cptec.inpe.br/estacaochuvosa/pt>
- Day Junior, J. W., Yáñez-Arancibia, A., Kemp, W. M. & Crump, B. C. (2012). Introduction to estuarine ecology. In J. W., Day, B. C. Crump, W. M. Kemp & A., Yáñez-Arancibia (Eds.). *Estuarine Ecology* (pp. 327–325). Wiley-Blackwell, New Jersey.
<https://doi.org/10.1002/9781118412787.ch1>
- Doak, D. F., Estes, J. A., Halpern, B. S., Jacob, U., Lindberg, D. R., Lovvorn, J., Monson, D. H., Tinker, M. T., Williams, T. M., Wootton, J. T., Carroll, I., Emmerson, M., Micheli, F., & Novak, M. (2008). Understanding and predicting ecological dynamics: are major surprises inevitable? *Ecology*, 89(4), 952–961. <https://doi.org/10.1890/07-0965.1>
- Dolbeth, M., Cardoso, P. G., Ferreira, S. M., Verdelhos, T., Raffaelli, D., & Pardal, M. A. (2007). Anthropogenic and natural disturbance effects on a macrobenthic estuarine community over a 10-year period. *Marine Pollution Bulletin*, 54(5), 576–585.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.005>
- Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306–314.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>
- Ferreira, W. R., Paiva, L. T., & Callisto, M. T. (2011). Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1), 16.
<https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100005>
- Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27(1), 3–26.
<https://doi.org/10.1306/74D70646-2B21-11D7-8648000102C1865D>
- Gelsleichter, J., Szabo, N. J., Belcher, C. N., & Ulrich, G. F. (2008). Organochlorine contaminants in bonnethead sharks (*Sphyrna tiburo*) from Atlantic and Gulf estuaries on the US east coast. *Marine Pollution Bulletin*, 56(2), 359–363.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.10.028>
- Josefson, A. B., & Hansen, J. L. S. (2004). Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. *Global Ecology and Biogeography*, 13, 273–288.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00091.x>

- Junqueira, M. V., Alves, K. C., Paprocki, H., Campos, M. de S., Carvalho, M. D. de, Mota, H. R., & Rolla, M. E. (2018). Índices bióticos para avaliação de qualidade de água de rios tropicais – síntese do conhecimento e estudo de caso: Bacia do Alto Rio Doce. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, 49, 15–33. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180322>
- Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29(1), 78–107. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000061>
- Mariano, D. L. S., & Barros, F. (2015). Intertidal benthic macrofaunal assemblages: Changes in structure along entire tropical estuarine salinity gradients. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(1), 5–15. <https://doi.org/10.1017/S002531541400126X>
- Medeiros, C. R. F., Costa, A. K. da S., Lima, C. S. da S., Oliveira, J. M., Júnior, M. M. C., da Silva, M. R. A., Gouveia, R. S. D., de Melo, J. I. M., Dias, T. L. P., & Molozzi, J. (2016). Direcionadores ambientais da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um estuário hipersalino (Nordeste do Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2815>
- Medeiros, C. R., Heino, J., dos Santos, P. J. P., Molozzi, J., & Ligeiro, R. (2021). Spatial scale drives diversity patterns of benthic macroinvertebrate communities in tropical estuaries. *Limnology and Oceanography*, 66(3), 727–739. <https://doi.org/10.1002/lno.11636>
- Medeiros, C. R., Hepp, L. U., Patrício, J., & Molozzi, J. (2016). Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. *PLoS ONE*, 11(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161082>
- Oksanen, J. ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, M. H., Lima, L. G. de, Lima, C. S. da S., Gomes, J. de O. L., Paiva, F. F., Barros, G. de, Medeiros, C. R., & Molozzi, J. (2021). Niche overlap of benthic macrofauna in a tropical estuary: diurnal variation. *Journal of Threatened Taxa*, 13(13), 20000–20010. <https://doi.org/10.11609/jott.6340.13.13.20000-20010>
- Ourives, T. M., Rizzo, A. E., & Boehs, G. (2011). Composition and spatial distribution of the benthic macrofauna in the Cachoeira River estuary. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(1), 17–25. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572011000100003>
- Paerl, H. W. (2006). Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering*, 26(1), 40–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.09.006>
- Pinto, Á. J. de A., Tavares, V. B. da C., Pinheiro, S. C. C., Lima, M. de O., Aviz, D., & Lima, A. M. M. de. (2020). Benthic macroinvertebrates as bioindicators of environmental quality of Pará River estuary, a wetland of Eastern Amazon. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, 56(1), 111–127. <https://doi.org/10.5327/z2176-947820200760>
- Pires-Vanin, A. M. S., Muniz, P., & de Léo, F. C. (2011). Benthic macrofauna structure in the northeast area of Todos os Santos Bay, Bahia State, Brazil: patterns of spatial and seasonal

distribution. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(1), 27–42.
<https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000100003>

Santos, W. M., Souza, R. M. S., Souza, E. S. de, Almeida, A. Q. de, & Antonino, A. C. D. (2017). Variabilidade espacial da sazonalidade da chuva no semiárido brasileiro. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 2(4), 368–376.
<https://doi.org/10.24221/jeap.2.4.2017.1466.368-376>

Suguio, K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blücher.
<https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://docs.ufpr.br/~foliveira/GB101/Metodologias/An%25C3%25A1lise%2520granulom%25C3%25A9trica%2520K%2520Suguio%25201973.pdf&ved=2ahUKEwiH8f7zzJmFAxXZkZUCHeT2DmkQFnoECBEQAQ&usg=AOvVaw2FeY-VPm6HSv3WR26eKGQb>

Telesh, I. v., & Khlebovich, V. v. (2010). Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 61(4–6), 149–155.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.008>

ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67, 1167–1179.
<http://doi.org/10.2307/1938672>

Tweedley, J. R., Warwick, R. M., Valesini, F. J., Platell, M. E., & Potter, I. C. (2012). The use of benthic macroinvertebrates to establish a benchmark for evaluating the environmental quality of microtidal, temperate southern hemisphere estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1210–1221. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.006>

Underwood, A. J. (1997). *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806407>

van de Meutter, F., de Meester, L., & Stoks, R. (2007). Metacommunity structure of pond macroinvertebrates: effects of dispersal mode and generation time. *Ecology*, 88(7), 1687–1695. <https://doi.org/10.1890/06-0333.1>

Walkley, A. & Black, I. A. (1934). An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*, 37, 29–38. <http://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>

Whitfield, A. K., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S. J. M., & West, R. J. (2012). Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 97, 78–90.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.026>

Wildsmith, M. D., Rose, T. H., Potter, I. C., Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (2011). Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 525–538. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.031>

APÊNDICE A – Normas utilizadas para formatação

O presente estudo foi formatado com unidades métricas em inglês (i.e. “.” como separador decimal) e utilizando as normas da APA para as referência e citação.

APÊNDICE B – Dados bióticos e abióticos e resultados das análises

Tabela 5 – *Loadings* da análise de componentes principais para os dados abióticos dos dois componentes principais, coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe.

Componente 1		Componente 2	
	<i>Loadings</i>		<i>Loadings</i>
DO%	0.86383	°C	0.65549
°C	0.67755	Seleção	0.58672
DO mg/l	0.59817	MO(%)	0.58165
Salinidade	0.59812	pH	0.55603
pH	0.55187	TMG	0.45655
Seleção	0.33736	Salinidade	0.4091
MO(%)	-0.74816	Finos (%)	0.39406
TMG	-0.85864	DO%	0.23944
Finos (%)	-0.89343	DO mg/l	-0.3698

Tabela 6 – Valores dos dados bióticos por réplica, dos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. (H': diversidade de Shannon-Wiener J': Equitabilidade (J'); N: densidade (ind./0.008m²); PC: período chuvoso; PS: período seco; S: Riqueza).

Réplicas	S PC	S PS	N PC	N PS	J' PC	J' PS	H' PC	H' PS
1	4	3	62	18	0.300	0.388	0.416	0.426
1	3	1	23	29	0.674	0.000	0.740	0.000
1	2	1	23	31	0.932	0.000	0.646	0.000
1	12	3	113	28	0.448	0.508	1.112	0.559
1	6	5	52	54	0.461	0.309	0.827	0.497
2	4	4	34	84	0.447	0.374	0.619	0.518
2	4	5	74	47	0.643	0.412	0.892	0.663
2	8	4	95	76	0.477	0.257	0.992	0.356
2	3	3	32	59	0.338	0.260	0.371	0.286
2	4	5	55	67	0.243	0.392	0.336	0.631
3	5	7	86	56	0.244	0.493	0.392	0.960
3	3	8	131	60	0.429	0.552	0.471	1.148
3	7	11	68	62	0.315	0.613	0.613	1.470
3	3	7	52	92	0.398	0.688	0.438	1.339
3	7	9	145	69	0.372	0.587	0.724	1.291
4	12	8	65	98	0.700	0.542	1.739	1.128
4	8	12	27	52	0.841	0.805	1.749	2.000
4	9	11	28	151	0.835	0.468	1.834	1.121
4	4	9	8	78	0.953	0.752	1.321	1.651
4	10	9	34	70	0.653	0.835	1.504	1.835
5	10	9	56	21	0.778	0.929	1.791	2.042
5	11	9	28	13	0.916	0.973	2.197	2.138
5	5	7	13	18	0.649	0.931	1.044	1.812
5	10	8	42	32	0.896	0.708	2.064	1.473
5	9	4	32	9	0.876	0.723	1.926	1.003

Tabela 7 – Valores de desvio padrão por ponto de coleta para riqueza, densidade, equitabilidade (J') e diversidade (H') da macrofauna bentônica do estuário do Rio Sergipe.

Pontos de coleta	Desvio padrão							
	Riqueza		Densidade		Equitabilidade (J')		Diversidade (H')	
	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
P1	3.975	1.673	36.977	13.285	0.246	0.231	0.255	0.274
P2	1.949	0.837	26.861	14.433	0.151	0.075	0.297	0.166
P3	2.000	1.673	40.141	14.325	0.073	0.072	0.138	0.195
P4	2.966	1.643	20.671	37.989	0.120	0.165	0.212	0.405
P5	2.345	2.074	16.037	8.792	0.111	0.127	0.451	0.464

Tabela 8 – Valores da análise de regressão bivariada entre a Salinidade e os dados bióticos que apresentaram resultado significativa.

		Riqueza	Equitabilidade (J')	Diversidade (H')
	Slope a:	0.49179	0.032098	0.091943
	t:	2.6223	6.1017	8.2384
	Intercept b:	8.2224	0.28716	0.26237
	Std. error a:	0.18754	0.0052605	0.01116
	p (slope):	0.030539	1.75E-07	9.63E-11
	Std. error b:	1.8917	0.053061	0.11257
Intervalos de confiança bootstrap de 95% (N=1999):	Slope a:	(0.094541, 0.8713)	(0.021506, 0.04195)	(0.068018, 0.11365)
	Intercept b:	(4.0592, 13.381)	(0.16868, 0.40737)	(0.062945, 0.4791)
Correlação:	r:	0.67989	0.66093	0.76534
	r ² :	0.46224	0.43682	0.58574
	t:	2.6223	6.1017	8.2384
	p (uncorr.):	0.030539	1.75E-07	9.63E-11
	Permutation p:	0.032	0.0001	0.0001

Tabela 9 – Valores do diâmetro dos sedimentos dos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. Em negrito são evidenciados os valores mais altos. (PC: período chuvoso; PS: período seco).

Ponto e período de coleta	Diâmetro Φ												
	-1,5	-1	-0,5	0	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5	4	>4
P1 - PC	0	0	0	0.02	0.08	0.12	0.45	0.48	0.39	1.14	0.37	6.1	90.84
P2 - PC	0	0.04	0.14	0.22	0.96	2.81	12.53	16.37	15	9.5	5.02	10.36	27.05
P3 - PC	0.02	0.15	0.32	0.76	3.54	6.66	15.93	22.61	33.19	9.46	3.02	1.88	2.44
P4 - PC	0.29	0.62	0.95	1.46	3.46	5.43	10.47	12.03	22.09	20.94	8.23	6.42	7.63
P5 - PC	0.17	0.58	0.52	0.5	1.79	3.99	11.82	12.75	14.77	14.25	3.69	10.09	25.08
P1 - PS	0.15	0.12	0.54	0.87	2.06	2.76	3.41	1.83	7.19	24.01	14.17	16.31	26.57
P2 - PS	0	0.07	0.24	0.52	1.83	4.51	16.18	26.49	24.85	6.65	0.63	4.92	13.1
P3 - PS	1.1	0.71	1.16	1.7	4.3	6.58	12.98	15.81	24	15.41	1.46	6.42	8.36
P4 - PS	0	0.27	0.75	1.13	3.25	5.44	12.42	16.81	23.7	13.83	3.84	6.69	11.86
P5 - PS	0.12	0.61	0.92	1.04	2.38	3.94	9.16	10.64	16.02	13.12	5.48	7.53	29.03

Tabela 10 – Classificação taxonômica dos taxa coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe.

Filo	Classe	Subclasse	Ordem	Família	Gênero	Espécies
Annelida	Clitellata	Hirudinea	-	-	-	-
	Clitellata	Oligochaeta	-	-	-	-
	Polychaeta	Errantia	Eunicida	Lumbrineridae	-	-
	Polychaeta	Errantia	Phyllodocida	Goniadidae	<i>Glycinde</i> Müller, 1858	-
	Polychaeta	Errantia	Phyllodocida	Nereididae	<i>Alitta</i>	<i>Alitta succinea</i> (Leuckart, 1847)
	Polychaeta	Errantia	Phyllodocida	Nereididae	<i>Laeonereis</i>	<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell, 1923)
	Polychaeta	Errantia	Phyllodocida	Nereididae	<i>Namalycastis</i>	<i>Namalycastis macroplatis</i> Glasby, 1999
	Polychaeta	Errantia	Phyllodocida	Phyllodocidae	-	-
	Polychaeta	Errantia	Phyllodocida	Pilargidae	<i>Sigambra</i>	<i>Sigambra grubii</i> Müller, 1858
	Polychaeta	Sedentaria	Spionida	Spionidae	<i>Boccardia</i> Carazzi, 1893	-
	Polychaeta	Sedentaria	Spionida	Spionidae	<i>Streblospio</i> Webster, 1879	-
	Polychaeta	Sedentaria	Spionida	Spionidae	-	-
	Polychaeta	Sedentaria	Terebellida	Melinnidae	<i>Isolda</i> Müller, 1858	-
	Polychaeta	Sedentaria	-	Capitellidae	<i>Capitella</i> Blainville, 1828	-
	Polychaeta	Sedentaria	-	Capitellidae	<i>Heteromastus</i>	<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)
	Polychaeta	Sedentaria	-	Capitellidae	-	-
	Polychaeta	Sedentaria	-	Orbiniidae	-	-
	Polychaeta	Sedentaria	-	Paraonidae	<i>Aricidea</i> Webster, 1879	-
	Polychaeta	-	-	-	-	-
Arthropoda	Copepoda	-	Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Cyclops</i> Müller O.F., 1785	-
	Malacostraca	Eumalacostraca	Cumacea	-	-	-
	Malacostraca	Eumalacostraca	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Cassinidea</i>	<i>Cassinidea fluminensis</i> (Mañe-Garzón, 1944)
	Malacostraca	Eumalacostraca	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Pseudosphaeroma</i>	<i>Pseudosphaeroma jakobii</i> Loyola e Silva, 1959
	Malacostraca	Eumalacostraca	Tanaidacea	Tanaididae	<i>Sinelobus</i>	<i>Sinelobus stanfordi</i> (Richardson, 1901)
	Malacostraca	Eumalacostraca	Decapoda	Xanthidae	-	-
	Malacostraca	-	Amphipoda	Corophiidae	<i>Corophium</i> Latreille, 1806	-
	Malacostraca	-	Amphipoda	-	-	-
	Insecta	-	Collembola	-	-	-
	Insecta	-	Diptera	Chironomidae	-	-
	Insecta	-	Diptera	-	-	-
Mollusca	Bivalvia	Autobranchia	Cardiida	Solecurtidae	<i>Tagelus</i>	<i>Tagelus plebeius</i> ([Lightfoot], 1786)
	Bivalvia	Autobranchia	Cardiida	Tellinidae	<i>Macoma</i> Leach, 1819	-
	Bivalvia	Autobranchia	Cardiida	Tellinidae	<i>Tellina</i> Linnaeus, 1758	-
	Bivalvia	Autobranchia	Lucinida	Lucinidae	<i>Phacoides</i>	<i>Phacoides pectinatus</i> (Gmelin, 1791)
	Bivalvia	Autobranchia	Mytilida	Mytilidae	<i>Mytella</i>	<i>Mytella strigata</i> (Hanley, 1843)

Filo	Classe	Subclasse	Ordem	Família	Gênero	Espécies
	Bivalvia	Autobranchia	Venerida	Veneridae	<i>Anomalocardia</i>	<i>Anomalocardia flexuosa</i> (Linnaeus, 1767)
	Bivalvia	Autobranchia	Venerida	Veneridae	<i>Leukoma</i>	<i>Leukoma pectorina</i> (Lamarck, 1818)
	Gastropoda	Caenogastropoda	Littorinimorpha	Cochliopidae	<i>Heleobia</i> W. Stimpson, 1865	-
	Gastropoda	Neritimorpha	Cycloneritida	Neritidae	<i>Vitta</i>	<i>Vitta virginea</i> (Linnaeus, 1758)
Nemertea	-	-	-	-	-	-

Tabela 11 – Abundância total e por período dos taxa coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe, ranqueados pela abundância total (N: densidade (ind./0.008m²); N rel.: densidade relativa; DP: desvio padrão).

Táxon	Período chuvoso				Período seco				Total			
	N	N rel. (%)	Média	DP	N	N rel. (%)	Média	DP	N	N rel. (%)	Média	DP
<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell, 1923)	913	66.26	182.6	35.44	702	51.09	140.4	22.56	1615	58.68	161.5	29.71
<i>Mytella strigata</i> (Hanley, 1843)	14	1.02	2.8	1.50	285	20.74	57	25.49	299	10.86	29.9	18.69
<i>Alitta succinea</i> (Leuckart, 1847)	91	6.60	18.2	5.63	62	4.51	12.4	1.94	153	5.56	15.3	4.21
<i>Tellina</i> sp. Linnaeus, 1758	13	0.94	2.6	0.92	112	8.15	22.4	5.19	125	4.54	12.5	4.20
Oligochaeta	62	4.50	12.4	4.55	38	2.77	7.6	2.22	100	3.63	10	3.57
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	67	4.86	13.4	3.25	32	2.33	6.4	1.57	99	3.60	9.9	2.62
<i>Tagelus plebeius</i> ([Lightfoot], 1786)	4	0.29	0.8	0.47	46	3.35	9.2	3.25	50	1.82	5	2.45
<i>Sinelobus stanfordi</i> (Richardson, 1901)	45	3.27	9	4.02	2	0.15	0.4	0.28	47	1.71	4.7	2.95
<i>Streblospio</i> sp. Webster, 1879	28	2.03	5.6	2.37	5	0.36	1	0.50	33	1.20	3.3	1.76
<i>Macoma</i> sp. Leach, 1819	14	1.02	2.8	0.92	17	1.24	3.4	1.49	31	1.13	3.1	1.23
<i>Aricidea</i> sp. Webster, 1879	22	1.60	4.4	2.22	5	0.36	1	0.58	27	0.98	2.7	1.64
<i>Capitella</i> sp. Blainville, 1828	21	1.52	4.2	2.39	1	0.07	0.2	0.20	22	0.80	2.2	1.73
<i>Vitta virginea</i> (Linnaeus, 1758)	22	1.60	4.4	2.28	0	-	0	-	22	0.80	2.2	1.66
Amphipoda	0	-	0	-	18	1.31	3.6	3.21	18	0.65	1.8	2.27
Diptera	13	0.94	2.6	1.76	2	0.15	0.4	0.40	15	0.55	1.5	1.28
<i>Sigambra grubii</i> Müller, 1858	9	0.65	1.8	0.70	4	0.29	0.8	0.37	13	0.47	1.3	0.56
<i>Heleobia</i> sp. W. Stimpson, 1865	3	0.22	0.6	0.44	9	0.66	1.8	0.70	12	0.44	1.2	0.59
<i>Phacoides pectinatus</i> (Gmelin, 1791)	5	0.36	1	0.41	5	0.36	1	0.65	10	0.36	1	0.53
Nemertea	2	0.15	0.4	0.40	7	0.51	1.4	0.61	9	0.33	0.9	0.52
<i>Namalycastis macroplatis</i> Glasby, 1999	6	0.44	1.2	0.72	0	-	0	-	6	0.22	0.6	0.52
Capitellidae	0	-	0	-	5	0.36	1	0.82	5	0.18	0.5	0.58
<i>Isolda</i> sp. Müller, 1858	5	0.36	1	0.50	0	-	0	-	5	0.18	0.5	0.36
<i>Corophium</i> sp. Latreille, 1806	4	0.29	0.8	0.37	0	-	0	-	4	0.15	0.4	0.27
<i>Glycinde</i> sp. Müller, 1858	0	-	0	-	4	0.29	0.8	0.37	4	0.15	0.4	0.27
Lumbrineridae	0	-	0	-	4	0.29	0.8	0.47	4	0.15	0.4	0.34
<i>Cassidinidea fluminensis</i> (Mañe-Garzón, 1944)	2	0.15	0.4	0.40	1	0.07	0.2	0.20	3	0.11	0.3	0.31
Hirudinea	3	0.22	0.6	0.44	0	-	0	-	3	0.11	0.3	0.31
Chironomidae	2	0.15	0.4	0.40	0	-	0	-	2	0.07	0.2	0.28
Cumacea	2	0.15	0.4	0.40	0	-	0	-	2	0.07	0.2	0.28
Orbiniidae	0	-	0	-	2	0.15	0.4	0.40	2	0.07	0.2	0.28
Spionidae	2	0.15	0.4	0.28	0	-	0	-	2	0.07	0.2	0.20
Xanthidae	0	-	0	-	2	0.15	0.4	0.28	2	0.07	0.2	0.20
<i>Anomalocardia flexuosa</i> (Linnaeus, 1767)	1	0.07	0.2	0.20	0	-	0	-	1	0.04	0.1	0.14
<i>Boccardia</i> sp. Carazzi, 1893	1	0.07	0.2	0.20	0	-	0	-	1	0.04	0.1	0.14

Táxon	Período chuvoso				Período seco				Total			
	N	N rel. (%)	Média	DP	N	N rel. (%)	Média	DP	N	N rel. (%)	Média	DP
Collembola	1	0.07	0.2	0.20	0	-	0	-	1	0.04	0.1	0.14
<i>Cyclops</i> sp. Müller O.F., 1785	0	-	0	-	1	0.07	0.2	0.20	1	0.04	0.1	0.14
<i>Leukoma pectorina</i> (Lamarck, 1818)	0	-	0	-	1	0.07	0.2	0.20	1	0.04	0.1	0.14
Phyllodocidae	0	-	0	-	1	0.07	0.2	0.20	1	0.04	0.1	0.14
Polychaeta	0	-	0	-	1	0.07	0.2	0.20	1	0.04	0.1	0.14
<i>Pseudosphaeroma jakobii</i> Loyola e Silva, 1959	1	0.07	0.2	0.20	0	-	0	-	1	0.04	0.1	0.14
Total	1378	100			1374	100			2752	100		

Tabela 12 – Densidade de indivíduos por ponto de coleta e período dos taxa coletados nos cinco pontos de coleta, durante os períodos chuvoso e seco, no estuário do Rio Sergipe. (N: densidade (ind./0.008m²); N rel.: densidade relativa).

Táxon	Período chuvoso										Período seco									
	P1		P2		P3		P4		P5		P1		P2		P3		P4		P5	
	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)
<i>Alitta succinea</i>	7	2.56	14	4.83	34	7.05	10	6.17	26	15.20	7	4.38	22	6.61	8	2.36	15	3.34	10	10.75
Amphipoda	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	18	19.35
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	0	-	0	-	0	-	0	-	1	0.58	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Aricidea</i> sp.	2	0.73	5	1.72	12	2.49	3	1.85	0	-	0	-	3	0.90	2	0.59	0	-	0	-
<i>Boccardia</i> sp.	1	0.37	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Capitella</i> sp.	0	-	0	-	0	-	0	-	21	12.28	0	-	0	-	1	0.29	0	-	0	-
Capitellidae	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	5	5.38
<i>Cassidinidea fluminensis</i>	2	0.73	0	-	0	-	0	-	0	-	1	0.63	0	-	0	-	0	-	0	-
Chironomidae	2	0.73	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Collembola	0	-	0	-	0	-	0	-	1	0.58	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Corophium</i> sp.	1	0.37	0	-	2	0.41	0	-	1	0.58	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Cumacea	0	-	0	-	2	0.41	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Cyclops</i> sp.	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	1	1.08
Diptera	12	4.40	1	0.34	0	-	0	-	0	-	2	1.25	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Glycinde</i> sp.	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	3	0.67	1	1.08
<i>Heleobia</i> sp.	0	-	1	0.34	0	-	0	-	2	1.17	0	-	0	-	0	-	4	0.89	5	5.38
<i>Heteromastus filiformis</i>	0	-	1	0.34	9	1.87	28	17.28	29	16.96	0	-	1	0.30	13	3.83	13	2.90	5	5.38
Hirudinea	3	1.10	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Isolda</i> sp.	1	0.37	0	-	2	0.41	1	0.62	1	0.58	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Laeonereis acuta</i>	179	65.57	230	79.31	414	85.89	75	46.30	15	8.77	147	91.88	293	87.99	204	60.18	57	12.69	1	1.08
<i>Leukoma pectorina</i>	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	1	1.08
Lumbrineridae	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	4	4.30
<i>Macoma</i> sp.	0	-	0	-	0	-	10	6.17	4	2.34	0	-	0	-	0	-	16	3.56	1	1.08
<i>Mytella strigata</i>	0	-	0	-	0	-	0	-	14	8.19	0	-	0	-	36	10.62	247	55.01	2	2.15
<i>Namalycastis macroplatis</i>	6	2.20	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Nemertea	0	-	0	-	0	-	2	1.23	0	-	0	-	1	0.30	1	0.29	5	1.11	0	-
Oligochaeta	34	12.45	14	4.83	2	0.41	7	4.32	5	2.92	1	0.63	2	0.60	7	2.06	5	1.11	23	24.73
Orbiniidae	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	2	2.15
<i>Phacoides pectinatus</i>	0	-	0	-	0	-	5	3.09	0	-	0	-	0	-	0	-	5	1.11	0	-
Phyllodocidae	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	1	0.22	0	-
Polychaeta	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	1	0.29	0	-	0	-
<i>Pseudosphaeroma jakobii</i>	0	-	1	0.34	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-

Táxon	Período chuvoso										Período seco									
	P1		P2		P3		P4		P5		P1		P2		P3		P4		P5	
	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)	N	N rel. (%)
<i>Sigambra grubii</i>	0	-	0	-	0	-	2	1.23	7	4.09	0	-	0	-	2	0.59	1	0.22	1	1.08
<i>Sinelobus stanfordi</i>	21	7.69	22	7.59	2	0.41	0	-	0	-	2	1.25	0	-	0	-	0	-	0	-
Spionidae	1	0.37	0	-	0	-	0	-	1	0.58	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>Streblospio</i> sp.	0	-	0	-	0	-	9	5.56	19	11.11	0	-	0	-	5	1.47	0	-	0	-
<i>Tagelus plebeius</i>	0	-	0	-	0	-	4	2.47	0	-	0	-	2	0.60	6	1.77	37	8.24	1	1.08
<i>Tellina</i> sp.	0	-	1	0.34	3	0.62	5	3.09	4	2.34	0	-	9	2.70	53	15.63	40	8.91	10	10.75
<i>Vitta virginea</i>	1	0.37	0	-	0	-	1	0.62	20	11.70	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
Xanthidae	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	2	2.15
Total	273		290		482		162		171		160		333		339		449		93	
N rel. total	0.20		0.21		0.35		0.12		0.12		0.12		0.24		0.25		0.33		0.07	

Tabela 13 – Literatura publicada em periódicos sobre a estrutura da comunidade da macrofauna bentônica de estuários do Nordeste do Brasil, no século XXI. Trabalhos que focaram em apenas um ou dois grupos taxonômicos não foram considerados. (*: valor agrupado por região, não especificado por Rio/estuário; NE: não especificado; UF: unidade federativa).

Local	UF	Pontos de coleta e réplicas	Eventos de coleta	Indivíduos coletados	Riqueza (n° taxa)	Grupo	Autor
Rio Subaé	BA	18 / NE	1	NE	NE	Macrofauna	Hatje et al. (2006)
Rio Paraguaçu	BA	10 / 6	2	1258	62	Macrofauna	Barros et al. (2008)
Baía de Camamu	BA	20 / 6	1	1433*	115*	Macrofauna	Hatje et al. (2008)
Rio Cachoeira	BA	6 / 5	6	613	71	Macrofauna	Ourives et al. (2011)
Baía de Todos os Santos	BA	35 / 3	NE	11442*	181*	Macrofauna	Pires-Vanin et al. (2011)
Rios Jaguaripe, Paraguaçu e Subaé	BA	10 / 6	2	3100*	87*	Macroinfauna subtidal	Barros et al. (2012)
Rio Jaguaripe	BA	10 / 8		1435	26	Macrofauna intertidal	Mariano & Barros (2014)
Rio Paraguaçu	BA	10 / 8	1	753	28		
Rio Subaé	BA	11 / 8		1758	28		
Rio Tubarão	RN	12 / 2	1	301	23	Macrofauna	Medeiros et al. (2016a)
Estuário Mamanguape	PB	12 / 3	2	24438*	130*	Macrofauna subtidal	Medeiros et al. (2016b)
Estuário Paraíba do Norte	PB	15 / 3					
Estuários Casqueira, Tubarão, e Galinhos	RN	36 / 3			≥ 144*	Macrofauna subtidal	Medeiros et al. (2021)
Estuários Mamanguape e Paraíba do Norte	PB	24 / 3	2	26339*	≥ 111*		
Estuário Passos	PE	12 / 3					