

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

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL ESTUARINA A PARTIR DA COMUNIDADE
BENTÔNICA: APLICABILIDADE DE INDICADORES TERMODINAMICAMENTE
ORIENTADOS E ÍNDICES DE DISTÂNCIA TAXONÔMICA**

Heloína Raquel Rodrigues Leite de Paiva

RECIFE
2016

Heloína Raquel Rodrigues Leite de Paiva

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL ESTUARINA A PARTIR DA COMUNIDADE
BENTÔNICA: APLICABILIDADE DE INDICADORES TERMODINAMICAMENTE
ORIENTADOS E ÍNDICES DE DISTÂNCIA TAXONÔMICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, da Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, como um dos requisitos exigidos para obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

Orientador:

Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos

RECIFE
2016

Catálogo na fonte
Elaine Barroso
CRB 1728

Paiva, Heloína Raquel Rodrigues Leite de

Avaliação da qualidade ambiental estuarina a partir da comunidade bentônica: aplicabilidade de indicadores termodinamicamente orientados e índices de distância taxonômica / Heloína Raquel Rodrigues Leite de Paiva- Recife: O Autor, 2016.

89 folhas: fig., tab.

Orientador: Paulo Jorge Parreira dos Santos

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.

Centro de Biociências. Biologia Animal, 2016.

Inclui referências

1.Bentos 2. Estuários 3. Zoologia- classificação I. Santos, Paulo Jorge Parreira dos (orientador) II. Título

578.777

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2017-270

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL ESTUARINA A PARTIR DA COMUNIDADE
BENTÔNICA: APLICABILIDADE DE INDICADORES TERMODINAMICAMENTE
ORIENTADOS E ÍNDICES DE DISTÂNCIA TAXONÔMICA

Heloína Raquel Rodrigues Leite de Paiva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

Situação: APROVADA em 26 de fevereiro de 2016.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos (orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. André Morgado Esteves (titular – membro interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Joseline Molozzi (titular – membro externo)
Universidade Estadual da Paraíba

Prof^a. Dr^a. Mônica Lúcia Botter-Carvalho (titular – membro externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

À UFPE e a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pelo auxílio durante o período de desenvolvimento desta dissertação.

À FACEPE pela concessão de bolsas de mestrado.

Ao meu orientador, Paulo Santos, por toda paciência, confiança, aprendizado, críticas, disponibilidade e pelo empréstimo do computador para escrever esta dissertação. Sem as suas contribuições este trabalho não seria possível.

Aos membros da Banca Examinadora, pela disponibilidade e contribuição.

À Ana Paula Valença, colega e admiradíssima pesquisadora, pelas correções, sugestões, auxílio estatístico, por ter disponibilizado os dados da comunidade da macrofauna bentônica para a realização do capítulo 1 deste trabalho e, especialmente, por sempre ajudar no que “desse e viesse”.

À prof^a Joseline Molozzi pela receptividade e oportunidade de estágio de pesquisa em seu laboratório na UEPB.

À prof^a. Clélia Cavalcanti (UFRPE) e a Débora Barbosa, pela compreensão na mudança de projeto e pelos bons momentos de conversas.

Às companheiras e aos companheiros de laboratório (LabDin – UFPE), Aliny, Ana Bolena, Coriander, Edivaldo, João, Marina, Nayra, Paulo, Raquel, Rodolfo, Tita, Vivi e Visnu, pela ajuda em laboratório e por todas as conversas e incentivos, fundamentais para a realização deste trabalho. Agradeço especialmente à Júlia, pelo auxílio estatístico e pelas palavras sinceras de apoio; à Aliny, pelo auxílio estatístico e Ana Bolena e Coriander, com as quais foram divididas as triagens da meiofauna e a identificação dos Copepoda Harpacticoida.

Às famílias de sangue, de casa e de vizinhança, que me incentivaram do início ao fim. Especialmente agradeço a minha mãe, ao meu pai, as minhas irmãs e ao meu irmão pela ajuda indireta para realizar este trabalho, o que manteve minha integridade e saúde; às grandes amigas Bruna, Cecília e Olive, pela boa convivência, carinho e cuidado sempre; ao querido Filipe, pela companhia, carinho e atenção em construir espaços saudáveis para a escrita desta dissertação.

Às amigas e aos amigos do PPGBA que mais tive afinidade, pelas conversas descontraídas e comentários pertinentes sobre esta dissertação.

E, por fim, às camaradinhas e aos camaradinhas, às músicas, aos cantos, às rodas, às Mandingas e energias da capoeira, pois “que vale esse corpo todo, mas sem cabeça pra pensar?”. Lê!

RESUMO

Embora os estuários desempenhem benefícios ecológicos econômicos e sociais, estão submetidas a variados tipos de distúrbios ambientais de origem antrópica, levando a modificações ecossistêmicas que podem afetar negativamente a sua saúde. Compreender as consequências destas modificações sobre a biodiversidade é fundamental e, em geral, diversos índices são aplicados para avaliar a resposta da estrutura das comunidades. Usar indicadores ou índices ecológicos adequados reforça as medidas de conservação ao ambiente estuarino. O presente trabalho objetivou avaliar o desempenho de indicadores termodinamicamente orientados e de distância taxonômica em classificar a qualidade ambiental dos estuários tropicais de Pernambuco – Brasil. Foi dividido em dois capítulos: o primeiro aborda os indicadores termodinâmicos Eco-Exergia (EXtot) e Eco-Exergia específica (SpEX) usando dados das comunidades da macro- e meiofauna; o segundo aborda cinco índices de distância taxonômica (IDT), Diversidade Taxonômica, Distância Taxonômica, Média da Distância Taxonômica, Distância Taxonômica Total e Variação da Distância Taxonômica, calculados com dados da associação de Copepoda Harpacticoida. Cinco réplicas de sedimento foram feitas em 14 pontos em 12 estuários do Estado, estando, todos, sujeitos a diferentes distúrbios ambientais. As amostragens também foram realizadas para parâmetros ambientais (amostras de sedimento e água). No primeiro capítulo, os estuários foram classificados por quatro estados de desenvolvimento ecossistêmico a partir dos indicadores EXtot e SpEX. Para discriminar suas classificações, os resultados foram comparados a análises independentes da qualidade dos estuários feitas pela Agência Estadual do Meio Ambiente (CPRH) e com uso do Índice Biótico Marinho (AMBI). Foram observadas maiores concordâncias entre as classificações da CPRH e do AMBI com as dos EXtot e SpEX quando calculados com dados da meiofauna do que com os dados da macrofauna. Embora em alguns casos a macrofauna e meiofauna diferissem na classificação da qualidade ecológica estuarina, tais diferenças podem estar ligadas à maneira como os parâmetros ambientais influenciaram na estrutura de cada comunidade e no aproveitamento da exergia disponível por cada compartimento bentônico. No segundo capítulo, os valores dos IDTs foram comparados com os descritores univariados de riqueza, Shannon-Wiener e Margalef, sendo os resultados de ambos correlacionados com os valores do AMBI. Os IDTs apresentaram relação significativa com os descritores univariados, e especificamente o índice Variação da Distância Taxonômica e índice de Margalef correlacionaram-se mais fortemente com o AMBI. Sendo, então, o comportamento dos IDTs similar aos dos descritores univariados, foi desmonstrado que eles não agregaram informações adicionais sobre a qualidade ambiental dos estuários. Contudo, a simplicidade da estrutura taxonômica das espécies de copépodes encontrados nos estuários pode ter influenciado neste resultado. Por fim, conclui-se que os índices termodinâmicos e de distância taxonômica podem avaliar a qualidade ambiental de estuários tropicais com base em dados da comunidade bentônica em complementaridade a outros indicadores ecológicos.

Palavras-chave: Comunidade bêntica. Estuários tropicais. Qualidade estuarina. Eco-exergia. Eco-exergia específica. Índices de distância taxonômica.

ABSTRACT

Although estuaries provide ecological, economic and social benefits, these areas are subject to several sources of anthropogenic impacts. Studying the consequences of such impacts on estuarine biodiversity is critical, especially using appropriate ecological indicators that reinforce measures for its conservation. Generally, benthic invertebrates are used as bio-indicators of environmental quality, through the assessment of benthic community structure by several indices. This study aimed to assess the performance of two types of indicators used to evaluate the environmental quality. The present study was divided in two chapters: in the first one, thermodynamic oriented ecological indicators Eco-Exergy (EX_{tot}) and Specific Eco-Exergy (SpEX) were applied to benthic macro- and meiofauna data from Pernambuco estuaries; and the second one, measures of five taxonomic distinctness index (TDI), Taxonomic Diversity, Taxonomic Distinctness, Average Taxonomic Distinctness, Variation in Taxonomic Distinctness e Total Taxonomic Distinctness, were calculated based on Copepoda Harpacticoida species data. Five benthic samples were taken in 14 estuarine points from 12 estuaries placed from north to south of Pernambuco; all these estuaries are situated in areas with different levels and types of environmental disturbance. Samples were also taken for environmental parameters (sediment and water). The information generated by EX_{tot} and SpEX indices were compared to independent analyses from the quality of Pernambuco estuaries available from State Environmental Agency (CPRH) using water quality and AZTI Marine Biotic Index (AMBI) based on benthic macrofauna data. Four ecological models were developed with values of EX_{tot} and SpEX indices and the environmental quality of each estuary was assessed through these models. Although some agreements were found among CPRH, AMBI and thermodynamic oriented indicators calculated with meiofauna, they were few. In some cases, macrofauna and meiofauna described differently the quality of the estuarine environment. It is suggested that these differences might be linked to how the environmental parameters influence each benthic community, requiring more studies to understand this relationship. Considering TDIs, these were compared to univariate descriptors widely used in biodiversity studies (richness, Shannon-Wiener diversity and Margalef index) and both were correlated with AMBI. TDIs showed significant relationship with univariate descriptors from Copepoda Harpacticoida data and, specifically, Total Taxonomic Distinctness and Margalef index were both significantly correlated to AMBI results. TDIs and univariate descriptors presented similar performance, with no additional information of the first in terms of assessing the environmental quality of estuaries. However, the simplicity of the taxonomic structure of Harpacticoida from the studied estuaries might have influenced such results, pointing out the need for gathering more information from other estuarine areas.

Keywords: Benthic community. Tropical estuaries. Estuarine quality. Eco-exergy. Specific eco-exergy; Taxonomic distinctness index.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I. O uso de indicadores termodinamicamente orientados para avaliação da qualidade ecológica em ecossistemas estuarinos tropicais (Nordeste, Brasil)

	Pág
Figura 1 Local das estações de amostragem nas zonas estuarinas ao longo da costa de Pernambuco – Brasil; escala = 1:4.200.000.	27
Figura 2 Biomassa (média ± I.C. 95%) dos pigmentos do microfitobentos ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) do sedimento nos estuários de Pernambuco, onde Chl é a clorofila <i>a</i> e Phe é o feopigmento. Os dados para Ipojuca-Merepe e Maracaípe foram mensurados a partir do valor médio de todos os estuários. Modificado de Valença (2009).	35
Figura 3 Densidade expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos ($\% > 1\%$) na comunidade da macrofauna nos estuários de Pernambuco.	36
Figura 4 Densidade expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos ($\% > 1\%$) na comunidade da meiofauna nos estuários de Pernambuco.	37
Figura 5 Medidas univariadas A – riqueza (S), B – equitabilidade de Pielou (J') e índice de diversidade de C – Shannon-Wiener ($H'(\log_2)$) dos grandes grupos taxonômicos da comunidade da macrofauna nos estuários de Pernambuco.	37
Figura 6 Medidas univariadas A – riqueza (S), B – equitabilidade de Pielou (J') e índice de diversidade de C – Shannon-Wiener ($H'(\log_2)$) dos grandes grupos taxonômicos da comunidade da meiofauna nos estuários de Pernambuco.	38
Figura 7 Ordenação nMDS aplicada aos dados de densidade da macrofauna estuarina em Pernambuco ($n=5$ réplicas). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.	39
Figura 8 Ordenação nMDS aplicada aos dados de densidade da meiofauna estuarina em Pernambuco ($n= 5$ réplicas). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.	39
Figura 9 Biomassa expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos ($\% > 1\%$) na comunidade da macrofauna nos estuários de Pernambuco.	41
Figura 10 Biomassa (média ± 95% I.C.) da Macrofauna Total (A), Mollusca (B), Polychaeta – Annelida (C), Nematoda (D), Crustacea – Arthropoda (E) e Oligochaeta – Annelida (F) da comunidade da macrofauna entre os estuários de Pernambuco.	42
Figura 11 Biomassa expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos ($\% > 1\%$) na comunidade da meiofauna nos estuários de Pernambuco.	43

Figura 12| Biomassa (média \pm 95% I.C.) da Meiofauna Total (A), Nematoda (B), Polychaeta – Annelida (C) e Copepoda Harpacticoida – Arthropoda (D) da comunidade da meiofauna entre os estuários de Pernambuco. 44

Figura 12 continuidade| Biomassa (média \pm 95% I.C.) de Oligochaeta – Annelida (E), Ostracoda – Arthropoda (F), Turbellaria – Platyhelminthes (G), Kinoryncha (H) e Bivalvia – Mollusca (I) da comunidade da meiofauna entre os estuários de Pernambuco. 45

Figura 13| Indicadores termodinamicamente orientados, Eco-Exergia total (EX_{tot}) e Eco-Exergia específica (SpEX), calculados com base na equação de Jørgensen *et al.* (2010) para dados de biomassa média da comunidade bentônica (macrofauna A e B; meiofauna C e D) nos estuários de Pernambuco. 47

Figura 14| Diagrama de dispersão dos indicadores Eco-Exergia total (EX_{tot}) e Eco-Exergia específica (SpEX) com linha de tendência logarítmica e a equação da regressão, calculados a partir da biomassa da comunidade macrobentônica dos estuários de Pernambuco. As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas. 48

Figura 15| Modelos de desenvolvimento dos ecossistemas estuarinos de Pernambuco (I, II, III e IV), com base nos dados dos indicadores Eco-Exergia total (EX_{tot} ~ eixo x) e Eco-Exergia específica (SpEX ~ eixo y) mensurados a partir da macrofauna (losango escuro) e meiofauna (quadrado claro) com os dados normalizados. 49

Capítulo II. Aplicação dos índices de Distância Taxonômica para espécies de Copepoda Harpacticoida na ordenação de estuários de Pernambuco – Brasil

	Pág
Figura 1 Local das estações de amostragem nas zonas estuarinas ao longo da costa de Pernambuco – Brasil; escala = 1:4.200.000. 72	72
Figura 2 Densidade (média \pm IC) das espécies de Copepoda Harpacticoida nos estuários de Pernambuco. 77	77
Figura 3 Valores médios dos descritores univariados A - riqueza de espécies (S), B - índice de diversidade Margalef (d) e C - índice de diversidade Shannon-Wiener (H') nos estuários de Pernambuco, com base nos dados de Copepoda Harpacticoida. 79	79
Figura 4 Valores calculados dos índices A - Diversidade Taxonômica (Δ), B - Média da Distância Taxonômica (Δ^+), C - Média da Distância Taxonômica para dados de presença/ausência (Δ^+), D - Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$) e E - Variação da Distância Taxonômica (Λ^+) a partir de dados de Copepoda Harpacticoida dos estuários de Pernambuco. 80	80
Figura 5 “Confidence funnel” indicando os valores da Média da Distância Taxonômica (Δ^+) dos estuários de Pernambuco plotados de acordo com os valores correspondentes da riqueza de espécies (número de espécies). O limite de 95% foi baseado na lista de espécies identificadas de Copepoda Harpacticoida. As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – 82	82

Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracáipe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

Figura 6| Relação entre os dados univariados (riqueza de espécies - A e índice de Margalef - B) e as medidas de distância taxonômica (Distância Taxonômica Total - C e Variação na Distância Taxonômica - D) da associação de Copepoda Harpacticoida, com os dados do AMBI (Valença & Santos, 2012), mensurados pela comunidade da macrofauna bentônica, nos estuários de Pernambuco, com linhas de tendência linear e equação da reta.

LISTA DE TABELAS

Capítulo I. O uso de indicadores termodinamicamente orientados para avaliação da qualidade ecológica em ecossistemas estuarinos tropicais (Nordeste, Brasil)

	Pág
Tabela 1 Coordenadas geográficas e os distúrbios particulares nos pontos de coleta nos estuários de Pernambuco. Retirado de Valença & Santos, 2012. *Pontos situados em estuários urbanizados.	26
Tabela 2 Procedimentos de amostragem dos parâmetros ambientais e biológicos dos estuários de Pernambuco.	26
Tabela 3 Metodologias aplicadas na avaliação dos parâmetros abióticos dos estuários de Pernambuco e suas respectivas referências.	27
Tabela 4 Lista dos fatores de conversão em peso seco livre se cinzas ($\mu\text{g AFDW}$) para os grupos ecológicos da meiofauna disponíveis na literatura.	28
Tabela 5 Classificações dos ambientes estuarinos de Pernambuco pela Agência estadual do Meio Ambiente – CPRH (2006; 2009; 2013; 2014). * Informações indisponíveis; R – pontos de coleta de dados da CPRH no rio; E – pontos de coleta de dados da CPRH no estuário.	29
Tabela 6 Classificações dos ambientes estuarinos de Pernambuco, a partir dos dados de Valença & Santos (2012), pelo Índice Biótico Marinho (AMBI) segundo os grupos ecológicos da macrofauna.	30
Tabela 7 Valores do fator de peso (β_i) obtidos pelo método descrito por Jørgensen <i>et al.</i> (1995) a partir do conteúdo não-repetido do DNA dos organismos.	31
Tabela 8 Valores (média \pm 95% I.C.) dos parâmetros ambientais nos estuários de Pernambuco, coletados em outubro de 2007. As abreviações da linha superior abarcam os estuários e significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas. As abreviações da coluna à extrema esquerda abarcam os parâmetros ambientais e significam M.O. – Matéria orgânica e Eh – Potencial redox. Dados de Valença (2009).	34
Tabela 9 Correlações estabelecidas pela rotina BEST/BIOENV entre os parâmetros ambientais (variáveis) e a comunidade bentônica nos estuários de Pernambuco, onde ρ_s é o coeficiente de Spearman.	35
Tabela 10 Matriz de similaridade de Bray Curtis dentro/entre nos estuários a partir da estrutura da macrofauna. Em negrito as menores similaridades dentro dos estuários (<58%), e as menores similaridades entre os estuários (<20%). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.	40
Tabela 11 Matriz de similaridade de Bray Curtis dentro/entre nos estuários a partir da estrutura da	40

meiofauna. Em negrito as menores similaridades dentro dos estuários (<58%), e as menores similaridades entre os estuários (<20%). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

Tabela 12| Índices das correlações de Spearman (ρ_s) entre os indicadores Eco-Exergia total (EX_{tot}) e Eco-Exergia específica (SpEx) calculados a partir da comunidade bentônica dos estuários de Pernambuco. Em negrito as correlações significativa ($p < 0,05$). 46

Tabela 13| Índices das correlações de Spearman (ρ_s) entre os Eco-Exergia total (EX_{tot} – kJ/m²) e Eco-Exergia específica (SpEx – kJ/g macrofauna; kJ/ μ g meiofauna) calculados a partir da macro- e meiofuna estuarina de Pernambuco e os descritores univariados da comunidade (riqueza – S; J' – equitabilidade de Pielou; H'(log2) – diversidade de Shannon-Wiener). Em negrito as correlações significativas ($p < 0,05$). 46

Tabela 14| Espelhamento das classes de qualidade ecológica dos ambientes estuarinos de Pernambuco segundo os estágios de desenvolvimento do ecossistema baseados nos indicadores Eco-Exergia total e Eco-Exergia específica (calculados com dados da macro- e meiofauna bêmica), pela Agência estadual do Meio Ambiente – CPRH (2006; 2009; 2013; 2014) e segundo os grupos ecológicos do Índice Biótico Marinho – AMBI (Valença, 2009). --- Sem equivalência. 50

Tabela 15| Classificações de qualidade ecológica dos estuários de Pernambuco segundo os indicadores selecionados: Estágios de desenvolvimento do ecossistema baseado nos indicadores Eco-Exergia total e Eco-Exergia específica (calculados com dados da macro- e meiofauna bêmica), Relatórios de Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas de Pernambuco (CPRH, 2006; 2009; 2013; 2014) e os grupos ecológicos do Índice Biótico Marinho – AMBI (dados de Valença, 2009). *Informações indisponíveis. Estuários 50

Tabela 16| Índices das correlações de Spearman (ρ_s) entre os scores do AMBI (Índice Biótico Marinho), para a macrofauna (dados de Valença & Santos, 2012), e os descritores univariados da comunidade bentônica (riqueza – S; J' – equitabilidade de Pielou; H'(log2) – diversidade de Shannon-Wiener). Em negrito as correlações significativas ($p < 0,05$). 51

Capítulo II. Aplicação dos índices de Distância Taxonômica para espécies de Copepoda Harpacticoida na ordenação de estuários de Pernambuco – Brasil

	Pág
Tabela 1 Listagem dos Copepoda Harpacticoida identificados nos estuários de Pernambuco.	76
Tabela 2 Espécies de Copepoda Harpacticoida e suas densidades (média \pm IC) por estuário. As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.	78
Tabela 3 Coeficiente das correlações de Pearson (r) entre os índices univariados de riqueza de espécies (S), índice de Margalef (d) e índice de Shannon-Wiener (H') da associação de Copepoda Harpacticoida e o AMBI, com base na macrofauna (Valença & Santos, 2012), nos estuários de Pernambuco. Em negrito as correlações significativas ($p < 0,003$).	79

Tabela 4| Coeficiente das correlações de Pearson (r) entre os índices univariados de riqueza de espécies (S), índice de Margalef (d) e índice de Shannon-Wiener (H') e os índices de distância taxonômica Diversidade Taxonômica (Δ), Distância Taxonômica (Δ^*), Média da Distância Taxonômica (Δ^+), Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$) e Variação na Distância Taxonômica (Δ^+) mensurados a partir da associação de Copepoda Harpacticoida em Pernambuco. Em negrito as correlações significativas ($p < 0,003$). 80

Tabela 5| Coeficiente das correlações de Pearson (r) entre os índices de distância taxonômica Diversidade Taxonômica (Δ), Distância Taxonômica (Δ^*), Média da Distância Taxonômica (Δ^+), Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$) e Variação na Distância Taxonômica (Δ^+) mensurados a partir da associação de Copepoda Harpacticoida e AMBI, com base na macrofauna (Valença & Santos, 2012), nos estuários de Pernambuco. Em negrito as correlações significativas ($p < 0,003$). 81

SUMÁRIO

	Pág
INTRODUÇÃO GERAL	16
Referências	19
CAPÍTULO I. O uso de indicadores termodinamicamente orientados para avaliação da qualidade ecológica em ecossistemas estuarinos tropicais (Nordeste, Brasil)	22
I.1. Introdução	22
I.2. Materiais e Métodos	25
I.2.1. Área de estudo	25
I.2.2. Metodologia de campo	25
I.2.3. Processamento das amostras biológicas	27
I.2.4 Indicadores de qualidade ecológica	29
I.2.4.1. Relatórios da Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas de Pernambuco (Agência Estadual do Meio Ambiente – CPRH)	29
I.2.4.2. AMBI – Índice Biótico Marinho	29
I.2.4.3. Indicadores termodinamicamente orientados: Eco-Exergia total (EXtot) e Eco-Exergia específica (SpEx)	30
I.2.5 Análise dos dados	32
I.3. Resultados	34
I.3.1. Parâmetros ambientais	34
I.3.2. Composição da Comunidade Bentônica	35
I.3.3. Eco-Exergia total e Eco-Exergia específica	45
I.4. Discussão	52
I.4.1. Qualificação das áreas estuarinas pelos EXtot e SpEX, a partir da macro- e meiofauna bentônica	52
I.4.2. Comparação entre as classificações ecológicas dos estuários	55
I.4.2.1. CPRH e EXtot e SpEX	55
I.4.2.2. AMBI e EXtot e SpEX	56
I.5. Conclusão	58
I.6. Referências	59
ANEXO	66
CAPÍTULO II. Aplicação dos índices de Distância Taxonômica para espécies de Copepoda Harpacticoida na ordenação de estuários de Pernambuco – Brasil	69
II.1. Introdução	69
II.2. Materiais e Métodos	72

II.2.1. Área de estudo	72
II.2.2. Metodologia em campo	72
II.2.3. Processamento das amostras biológicas e identificação de Copepoda Harpacticoida	73
II.2.4. Medidas dos Índices de Distância Taxonômica	73
II.2.5. Análises estatísticas	74
II.3. Resultados	76
II.3.1. Associação dos Copepoda Harpacticoida	76
II.3.2. Indicadores ecológicos	76
II.4. Discussão	83
II.5. Conclusão	86
II.6. Referências	87

INTRODUÇÃO GERAL

Os sistemas estuarinos apresentam processos hidrodinâmicos complexos, que seguem um gradiente natural de salinidade (Alves *et al.*, 2009). Estes corpos d'água costeiros parcialmente fechados têm suas condições sensivelmente modificadas devido às variações físicas e químicas relacionadas ao aporte de águas fluviais e marinhas (Pritchard, 1967). Isto confere a estas zonas de transição um papel ecológico, econômico e social importantes, pois servem de abrigo a uma fauna e flora associada adaptada (Miranda *et al.*, 2002).

Apesar disso, as regiões estuarinas do mundo estão sob extrema pressão humana, especialmente na forma de ocupação desordenada e poluição (Gallardo *et al.*, 2011). No Brasil, o considerável processo de degradação ambiental mostra uma limitada capacidade desses ecossistemas de absorverem os impactos sofridos pela ação antrópica (Santos & Câmara, 2002). Em Pernambuco, o crescimento e desenvolvimento populacionais são algumas das principais causas do lançamento na rede hidrográfica de uma carga elevada de poluentes agrícolas e industriais, acrescidos dos resíduos de origem doméstica dos núcleos urbanos e rurais (CPRH, 2006).

As modificações de um ecossistema podem ser percebidas a partir da interpretação de indicadores ecológicos, que podem revelar sobre o grau de degradação ou conservação do ambiente (Salas, 2002). Os organismos bentônicos constituem um importante compartimento ecossistêmico, sendo peças-chaves na ciclagem de nutrientes e decomposição da matéria orgânica nos sistemas aquáticos (Gaston *et al.*, 1998), além de serem considerados bons indicadores do *status* ambiental em sistemas aquáticos (ex.: Pearson & Rosenberg, 1978; Gray *et al.*, 1990; Austen & Widdicombe, 2006), respondendo previsivelmente a vários distúrbios, sejam eles naturais ou induzidos (Dauer, 1993; Borja *et al.*, 2003; Muniz *et al.*, 2005; Giere, 2009).

A comunidade bentônica é formada por metazoários que se distribuem no sedimento de acordo com suas estratégias ecológicas, e são separados de acordo com critério dimensional em três grupos: a macrofauna ou macrobentos (organismos maiores que 500 μm), a meiofauna ou meiobentos (maiores que 45-63 μm e menores que 500 μm) e o microbentos (menores que 45 μm), representado por bactérias, fungos e protozoários.

A macrofauna designa os metazoários que podem ser sedentários ou móveis, geralmente apresentando uma fase larval planctônica de alta dispersão, enquanto reproduzem-se mais de uma vez durante seu ciclo de vida, com uma alta produção de ovos e larvas (Austen & Widdicombe, 2006). A meiofauna corresponde aos animais bentônicos móveis com tempo de dispersão ocorrendo provavelmente durante todo seu tempo de vida – especialmente enquanto adultos. Têm desenvolvimento direto e com curtos tempos de geração (inferiores a ano), sendo capazes de reproduzirem-se apenas uma vez gerando pequenas ninhadas (Austen & Widdicombe, 2006).

Organismos macro- e meiobentônicos podem ser considerados “engenheiros ambientais” (Meysman *et al.*, 2006) por sua ação como bioturbadores já que em sua maioria estão ligados às escavações e construção de tubos e galerias que podem levar à estabilização do substrato (Widdows *et al.*, 2000) e ao revolvimento de partículas mais profundas para a superfície (Giere, 2009). Segundo Coull (1999) e Rysgaard *et al.* (2000) (*apud* Giere, 2009), desempenham um

importante papel no fluxo de energia dos sistemas bentônicos, estando disponível como alimento para uma variedade de predadores, facilitando a biomineralização de matéria orgânica e a regeneração de nutrientes.

Os efeitos dos distúrbios ambientais avaliados a partir da comunidade bentônica usualmente refletem em mudanças na diversidade, biomassa e abundância de espécies tolerantes e sensíveis às ações antropogênicas (Saiz-Salinas, 1997; Elliott & Quitino, 2007). No entanto, a avaliação da qualidade do ambiente parece ser dependente da forma como cada comunidade benthica (macrofauna e/ ou meiofauna) responde ao distúrbio. Por exemplo, a meiofauna não parece ser tão impactada quanto a macrofauna por distúrbios no sedimento (Warwick, 1990). Tal qual a macrofauna não parece ter a habilidade de se reestabelecer tão rápido quanto a meiofauna. Por sua vez, a meiofauna não é capaz de recrutar tão rapidamente quanto a macrofauna, em situações extremas de distúrbios, por conta da falta de estágios de dispersão (Austen & Winddicombe, 2006).

Em geral, os indicadores ecológicos levam em consideração a informação de poucos componentes do ecossistema e são resultado de aproximações teóricas; outros, são baseados na presença/ausência de espécies indicadoras e ainda há os que consideram estratégias ecológicas de diferentes organismos enquanto medidas de diversidade, considerando a composição de comunidades, abundância e equitabilidade (Molozzi *et al.*, 2013). Além disso, tendo em vista que em ambientes estuarinos, onde as variações naturais podem influenciar nas medidas dos índices univariados amplamente usados (ex. índice de diversidade de Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e riqueza), torna-se imprescindível estimar dados ecológicos da comunidade benthica a partir de ferramentas que possibilitem a distinção entre as variações naturais dos impactos antrópicos (Tweedley *et al.*, 2015).

No presente trabalho foram escolhidas duas classes de indicadores: os indicadores termodinamicamente orientados Eco-Exergia total (EXtot) e Eco-Exergia específica (SpEX) (Jørgensen & Mejer, 1979; Jørgensen *et al.*, 1995), e os indicadores baseados em medidas de diversidade e Distância Taxonômica (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick 1998, 2001). A escolha desses indicadores se deu pela oportunidade de agregar informações de mais de um componente do sistema bentônico, ex. macrofauna e meiofauna, aplicando indicadores ainda pouco compreendidos em ambientes estuarinos tropicais. Somado a isto, o uso de tais indicadores também é justificado para poder revisitar dados bióticos já disponíveis produzidos por trabalhos anteriores, adotando novas metodologias de avaliação da qualidade ambiental.

Os indicadores EXtot e SpEX são baseados em conceitos que derivaram da termodinâmica. A Exergia pode ser descrita como a energia do sistema com contribuições de todos os componentes que o formam, incluindo a energia de organização (informacional), sendo uma medida própria da sobrevivência e do crescimento dos organismos no nível sistêmico (Jørgensen *et al.*, 1995; Jørgensen, 2010). O termo Eco-Exergia foi adotado por Jørgensen *et al.* (2005), fazendo alusão a estimativas da exergia extraída de dados ecológicos (ex. biomassa). A variação da Eco-Exergia em um ecossistema será devido à variação da quantidade de biomassa e à informação contida em cada unidade de biomassa (Marques *et al.*, 1997). Se a biomassa total de um ecossistema se mantiver constante durante o tempo, presume-se que a Eco-Exergia total seja somente uma função das

mudanças nesta informação. A esta informação é dada o nome de Eco-Exergia específica (SpEX), que expressa a maior ou menor dominância de organismos mais complexos porque, por unidade de biomassa, eles carregariam mais informação genômica (Kernegger *et al.*, 2008).

Vários estudos destacam EX_{tot} e SpEX enquanto uma nova ferramenta na avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas marinhos (Nielsen, 1990; Fonseca *et al.*, 2000; Marques *et al.*, 2003; Jørgensen, 2006, 2007; Tang *et al.*, 2015). Contudo a maioria dos estudos se concentra em mensurar valores a partir da macrofauna (Veríssimo *et al.*, 2012; Bessa *et al.*, 2013; Molozzi *et al.*, 2013), sendo a meiofauna ou mesmo uma avaliação conjunta desses dois componentes bentônicos negligenciada. Como indicadores baseados em teorias holísticas, é fundamental desenvolver estudos associando a comunidade bentônica como um todo para integrar a análise de possíveis respostas diferentes aos distúrbios.

Os índices de Distância Taxonômica fazem uso de uma classificação lineana para construir cladogramas que representem a relação taxonômica entre espécies, capturando a expressão hierárquica da diversidade do local estudado (Veríssimo *et al.*, 2012). A estrutura ecossistêmica é percebida não apenas por distribuições de abundâncias (Clarke e Warwick, 1999), que como já dito, podem ser fortemente afetadas pelo tipo de habitat, complexidade e métodos de amostragem. Dessa forma, os índices de Distância Taxonômica são eficientes comparações práticas de dados obtidos por diferentes esforços amostrais (Clarke & Warwick, 1998), comumente observados em estudos com a comunidade bentônica. Por isso, são considerados indicadores robustos em ambas escalas espacial e temporal; e é nesse sentido que seu uso vem sendo proposto para indicar distúrbios antrópicos estuarinos (Leonard *et al.*, 2006; Tweedley *et al.*, 2015).

Testar a aplicabilidade de indicadores ecológicos que qualifiquem o estado do ambiente em estudo ou adaptar métodos já existentes podem auxiliar na compreensão dos processos ecológicos em resposta aos impactos naturais e antropogênicos. O presente trabalho teve como objetivo geral analisar o desempenho dos indicadores termodinamicamente orientados (primeiro capítulo) e os de medida de diversidade de distância taxonômica (segundo capítulo) em avaliar a qualidade ambiental de diferentes áreas estuarinas (Pernambuco, Brasil), a partir de suas medidas sobre a comunidade bentônica, colocando em perspectiva a sua aplicabilidade em estuários tropicais.

REFERÊNCIAS

- Alves, AS; Adão, H; Patrício, J; Neto, JM; Costa, MJ & Marques, JC, 2009. Spatial distribution of subtidal meiobenthos along estuarine gradients in two southern European estuaries (Portugal). **Journal of the Marine Biological Association of the UK** 89: 1529-1540.
- Austen, MC & Widdicombe, S, 2006. Comparison of the response of meio- and macrobenthos to disturbance and organic enrichment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 330:96-104.
- Bessa, F; Gonçalves, SC; Franco, JN; André, JN; Cunha, PP & Marques, JC, 2014. Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. **Ecological Indicators** 41: 49-57.
- Borja, A; Muxika, I & Franco, J, 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. **Marine Pollution Bulletin** 46: 835-845.
- Clarke, KR & Warwick, RM, 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology** 35: 523-531.
- Clarke, KR & Warwick, RM, 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of steps lengths between hierarchical levels. **Marine Ecology Progress Series** 184: 21-29.
- Clarke, KR & Warwick, RM, 2001 A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress Series** 216: 265-278.
- Coull, BC, 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. **Australian Journal of Ecology** 24: 327-343.
- Dauer, DM, 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. **Marine Pollution Bulletin** 26: 249-257.
- Elliott, M & Quintino, V, 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. **Marine Pollution Bulletin** 54: 640-645.
- Fonseca, JC; Marques, JC; Paiva, AA; Freitas, AM; Madeira, VMC & Jørgensen, SE, 2000. Nuclear DNA in the determination of weighing factors to estimate exergy from organisms biomass. **Ecological Modelling** 126: 179-189.
- Gallardo, B; Gascón, S; Xavier, Q & Comín, FA, 2011. How to choose a biodiversity indicator – Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. **Ecological Indicators** 11: 1177-1184.
- Gaston, GR; Rakocinski, CF; Brown, S. & Cleveland, CM, 1998. Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. **Marine and Freshwater Research** 49: 833-846.
- Giere, O, 2009. **Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments**. Springer-Verlag, 2nd ed., Berlin. 513p.
- Gray, JS; Clarke, KR; Warwick, RM & Hobbs, G, 1990. Detection of initial effects of pollution on marine benthos – an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North-Sea. **Marine Ecology Progress Series** 66: 285-299.
- Jørgensen, SE & Mejer, H, 1979. A holistic approach to ecological modelling. **Ecological Modelling** 7: 169-189.

- Jørgensen, SE; Nielsen, SN & Mejer, H, 1995. Emergy, environ, exergy and ecological modelling. **Ecological Modelling** 77: 99-109.
- Jørgensen, SE; Ladegaard, N; Debeljak, M & Marques, JC, 2005. Calculation of exergy for organisms. **Ecological Modelling** 185: 165-175.
- Jørgensen, SE, 2006. Application of holistic thermodynamic indicators. **Ecological Indicators** 6:24-29.
- _____, 2007. Description of aquatic ecosystem's development by eco-exergy and exergy destruction. **Ecological Modelling** 204: 22-28.
- Kernegger, L; Carstensen, J & Zaldivar, JM, 2008. Application of Specific Eco-Exergy to FAO Fisheries Data. **The Open Fish Science Journal** 1: 11-18.
- Leonard, DRP; Clarke, KR; Somerfield, PJ & Warwick, RM, 2006. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. **Journal of Environmental Management** 78: 52-62.
- Marques, JC; Pardal, MA; Nielsen, SN & Jørgensen; SE, 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. **Ecological Modelling** 102: 155-167.
- Marques, JC; Nielsen, SN; Pardal, MA & Jørgensen, SE, 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. **Ecological Modelling** 166: 147-168, 2003
- Meysman, FJR; Middelburg, JJ & Heip, CHR, 2006. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. Trends in **Ecology and Evolution** 21: 688–695.
- Miranda, LB; Castro, BM & Kjerfve, B, 2002. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 411p.
- Molozzi, J; Sala, F; Callisto, M & Marques, JC, 2013. Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. **Ecological Indicators** 24: 543-551.
- Muniz, P; Venturini, N; Pires-Vanin, AMS; Tommasi, LR & Borja, A, 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of softbottom benthic communities, in South America Atlantic region. **Marine Pollution Bulletin** 50: 624-637.
- Nielsen, SN, 1990. Application of exergy in structural-dynamical modeling. **Verhein Internacionl Verein Lmnology** 24:641-645.
- Pearson, TH & Rosenberg, R, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology Annual Review** 16: 229-311.
- Pritchard, DW, 1967. **What Is an Estuary: Physical Viewpoint**. In Estuaries. AAAS, Washington DC.
- Reichelt, AC, 1991. Environmental effects of meiofaunal burrowing. in: Meadows, PS, Meadows A (eds) The environmental impact of burrowing animals and animal burrows. p 33–52 *apud* Giere, O, 2009. **Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments**. Springer-Verlag, 2nd ed., Berlin. 513p.
- Rysgaard, S; Christensen, PB; Sørensen, MV; Funch, P & Berg, P, 2000. Marine meiofauna, carbon and nitrogen mineralization in sandy and soft sediments of Disko Bay, West Greenland. **Aquatic**

Microbial Ecology 21: 59-71.

Saiz-Salina, JL, 1997. Evaluation of adverse biological effects induced by pollution in the Bilbao Estuary (Spain). **Environmental Pollution** 96: 351-359.

Salas, F, 2002. **Valoración y aplicabilidad de los índices y bioindicadores de contaminación organica en la gestión del medio marino**. PhD Tese. University of Murcia, Spain.

Santos, TCC & Câmara, JBD, 2002. **GEO Brasil – Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. IBAMA, Brasília. 440p.

Tang, D; Zou, X; Liu, X; Liu, P; Zhamangulova, N; Xu, X & Zhao, Y, 2015. Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: A case study of the Jiangsu costal area. **Ecological Indicator** 48: 107-119.

Tweedley, JR; Warwick, RM & Potter, IC, 2015. Can biotic indicators distinguish between natural and anthropogenic environmental stress in estuaries? **Journal of Sea Research** 102:10-21.

Veríssimo, H; Neto, JM; Teixeira, H; Franco, JN; Fath, BD; Marques, JC & Patrício, J, 2012. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. **Ecological Indicators** 19:130-143.

Warwick, RM & Clarke, KR, 1995. New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series** 129:301-305.

Richard, M; Warwick, RM, Platt, K; Clarke, KR; Agard, J & Gobin, J, 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 138:119-142.

Widdows, JA; Brinsley, MD; Salkeld, PN & Lucas, CH, 2000. Influence of biota on spatial and temporal variation in sediment erodability and material flux on a tidal flat (Westerschelde, The Netherlands). **Marine Ecology Progress Series** 194: 23–37.

Capítulo I. O uso de indicadores termodinamicamente orientados para avaliação da qualidade ecológica em ecossistemas estuarinos tropicais (Nordeste, Brasil)

I.1. Introdução

A região costeira brasileira tem, aproximadamente, 8.500 km voltados para o Oceano Atlântico, e o equivalente a 45 milhões de pessoas vivendo nestas áreas (MP/IBGE, 2013). Esta região tem grande visibilidade econômica e ecológica, por funcionar como pólo atrativo às atividades humanas, e comportar ambientes costeiros e marinhos variados, como dunas, corais, baías, lagoas, mangues e estuários (Diegues, 1999). Dentre os ambientes costeiros, os estuários destacam-se por representarem zonas de transição com alta produtividade biológica (Miranda *et al.*, 2002).

Por apresentarem extrema variabilidade dos fatores ambientais como salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido na água e componentes orgânicos, as condições físicas e químicas estuarinas tendem a mudar sensivelmente (Dauvin, 2007). Isso determina uma série de restrições às formas de vida que as habitam, formando complexos ecológicos específicos que desempenham papel fundamental na proteção natural da linha da costa, além de serem áreas de reprodução e desenvolvimento da maioria dos organismos marinhos. Desta forma, têm reconhecida importância devido aos bens e serviços que fornecem (Constanza *et al.* 1997). Porém, as variadas formas de ocupação humana no seu entorno, com empreendimentos como centros industriais, zonas portuárias, fazendas de cultivo de camarões, setores petroquímicos (Jablonski & Filet, 2008) ou uso da área para moradia, podem causar impactos ambientais como poluição e alterações morfológicas, pondo em risco sua qualidade ambiental.

A saúde do ecossistema, ou a qualidade ecológica ecossistêmica, é um conceito relativo ao ecossistema estável, que mantém sua organização e autonomia durante o tempo (Rapport, 1998) com habilidade de resistir às mudanças quando sob perturbação (Rutledge, 1974). Contudo, estudos que tentam estabelecer relação entre as forças de impacto no sistema (*forcing functions*) e as suas variáveis internas (*state variables*) demonstram que raramente existe uma relação linear entre estas (Jørgensen, 2006a). Dessa forma, a qualidade ecológica de um dado ecossistema é precedida por relações ecológicas muito complexas, e para acessá-la é preciso considerar a multi-dimensionalidade das propriedades ecossistêmicas (Jørgensen, 2006a). Com isso, é fundamental aplicar medidas de avaliação como índices e/ou indicadores que combinem diferentes características.

Indicadores são utilizados para gerar informações sobre o estado do ecossistema, e, quando aplicados de maneira efetiva, é esperado que demonstrem a condição e as tendências do seu desenvolvimento. A sua grande contribuição para os estudos ecológicos é reunir em um único valor uma grande associação de fatores ambientais, que tratam sobre a sua estrutura e/ou o seu funcionamento a partir de certos aspectos, como concentração de nutrientes e composição e diversidade da comunidade, apesar disto também poder resultar numa simplificação do ecossistema (Marques *et al.*, 2009).

Com o interesse de recolher informações holísticas e entender a contribuição da qualidade biológica que forma dado ecossistema sob impacto, natural ou antrópico, foram desenvolvidos os indicadores termodinamicamente orientados (Jørgensen, 1994; Jørgensen *et al.*, 1995; Marques *et al.*, 2009). Baseada no princípio da Exergia (Jørgensen & Mejer, 1979), que representa a energia útil do sistema para realizar trabalho, em equilíbrio com o sistema que está ao seu redor (Jørgensen & Fath, 2004), quando aplicada à ecologia recebe o termo Eco-Exergia (Jørgensen *et al.*, 2005) ou Eco-Exergia total, e representa a quantidade de energia bioquímica que pode ser utilizada na transformação do ecossistema (Jørgensen, 2006b).

A Eco-Exergia é um indicador do desenvolvimento e saúde ecossistêmica amplamente utilizado (Marques *et al.*, 2003; Salas *et al.*, 2005; Jørgensen, 2006a; Jørgensen, 2006b; Jørgensen, 2007; Zhang *et al.*, 2010; Marchi *et al.*, 2012; Veríssimo *et al.*, 2012; Molozzi *et al.*, 2013; Vassallo *et al.*, 2013; Jørgensen, 2015; Tang *et al.*, 2015), e indica ou mede a distância de um ecossistema entre o seu presente estado e aquele que estaria em caso de equilíbrio termodinâmico com o ambiente adjacente. Para isso conta com a contribuição energética dos seus componentes (ex. biomassa dos organismos e *networks* de organismos) e a organização informacional incorporada nos genomas (Jørgensen, 2006a; 2010). Quando há mudança na capacidade de realização de trabalho que os organismos do ambiente podem desempenhar, isto reflete que certa quantidade de exergia contida na biomassa está sendo usada para manutenção do ecossistema. Contudo, se a biomassa total de um ecossistema for constante, a variação da exergia recairá sobre a complexidade estrutural do ecossistema. Dessa forma, a eco-exergia é uma função apenas da variação da utilização desta energia, sendo então a definição para o indicador complementar a Eco-Exergia específica (SpEX) (Jørgensen, 2006a; 2010).

Mesmo que se proponham enquanto indicadores que captam de maneira holística os componentes ecossistêmicos, é importante destacar que os termodinamicamente orientados teorizam sobre valores aproximados das fontes de exergia nos ecossistemas, visto que não é possível conhecer todos os seus componentes formadores (Bendoricchio & Jørgensen, 1997; Jørgensen, 2010; Veríssimo *et al.*, 2012). Então, a tradução da exergia no contexto ecológico, segundo Fonseca *et al.* (2000), necessita que se estime a quantidade de exergia relativa correspondente à quantidade de biomassa e a complexidade genética dos organismos, ou melhor, a informação contida nas suas estruturas genéticas.

Os critérios para qualificar um bom indicador não são unânimes (Marques *et al.*, 2009), apesar de haver uma convergência entre as ideias de variados autores (O'Connor & Dewling, 1986; Dale & Beyeler, 2001; Salas, 2002; UNESCO, 2003). Ainda assim, sob a perspectiva da ecologia de campo, um bom indicador é aquele que seja de “fácil utilização, sensível a pequenas variações ambientais de estresse, que seja independente de um estado ambiental de referência, tenha aplicação em extensas áreas geográficas e no maior número possível de comunidades ou ambientes ecológicos e, por fim, que tenha relevância para necessidades políticas e de gerenciamento” (Salas, 2002). Índices bióticos normamente não apresentam uma aplicação universal a impactos individuais ou de maior ordem, justamente porque os organismos não são igualmente sensíveis aos diferentes tipos e intensidades de impactos antrópicos (Pranovi *et al.*, 2007).

Uma forma de avaliar a aplicabilidade de um indicador ecológico é compará-los com outros índices biológicos. No presente estudo, as áreas estuarinas estudadas foram previamente avaliadas e com dados publicados por Valença & Santos (2012) utilizando os níveis de classificação de distúrbio gerados pelo *AZTI Marine Biotic Index* – AMBI (Índice Biótico Marinho) (Borja *et al.*, 2000) e também os Relatórios de Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas de Pernambuco, da Agência Estadual do Meio Ambiente – CPRH (CPRH, 2006; 2009; 2013; 2014).

Com base nisto, o objetivo deste capítulo é de investigar o desempenho dos indicadores holísticos termodinamicamente orientados em qualificar a saúde dos ecossistemas estuarinos tropicais. Nesse sentido, as hipóteses do capítulo são que (I) existe uma relação inversa entre o EXtot e SpEX, mensurados separadamente a partir dos componentes da comunidade bentônica (macro- e meiofauna), (II) o EXtot e SpEX diferenciam os estuários, indicando que o aumento dos seus valores traduz ecossistemas com maior saúde e que (III) há complementaridade na classificação/determinação da qualidade ambiental dos estuários quando estes indicadores são comparados aos resultados de avaliação da CPRH e do AMBI.

I.2. Materiais e Métodos

I.2.1. Área de estudo

Historicamente reconhecidas por estarem sob intenso estresse ambiental (MMA, 2007), as regiões estuarinas brasileiras são áreas prioritárias à conservação [Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006¹ (MP/IBGE, 2011)]. Em termos de gestão dos estuários, as normas legais a serem aplicadas a sua proteção são a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) – Lei Federal Nº 9.433 de 1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) – Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, e o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC) – Decreto Federal nº 5.300, de 07 de dezembro 2004².

O enquadramento dos corpos de água de acordo com seu uso, atualmente responde aos critérios previstos nas diretrizes da Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA)³, que aponta para a classificação das águas em função da salinidade, sendo os estuários tidos enquanto águas salobras (salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰) (CONAMA, 2005).

Apesar destas medidas protetivas e planejamento de gestão integrada, as zonas estuarinas aqui abordadas, mesmo enquadradas como Áreas de Proteção Ambiental na Lei do Estado nº 9931, de Dezembro de 1986, estão submetidas a diversas fontes e intensidades de agentes poluentes (tabela 1), segundo a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) (CPRH, 2006; Noronha, 2008; Valença & Santos, 2012; CPRH, 2014).

Doze áreas estuarinas localizadas ao longo da costa de Pernambuco (Nordeste, Brasil), foram utilizadas para o presente estudo: Canal de Santa Cruz, Paripe, Timbó, Paratibe, Capibaribe, Bacia do Pina, Jaboatão, Pirapama, Ipojuca-Merepe, Maracaípe, Ariquindá e Mamucabas⁴. Dentre elas, dois diferentes pontos foram situados no Canal de Santa Cruz (Itapissuma e Canal de Santa Cruz) e na Bacia do Pina (Bacia do Pina1 e Bacia do Pina2), por serem considerados complexos estuarinos com vários rios afluentes (Flores-Montes *et al.*, 2002; CPRH, 2006;2014), totalizando catorze pontos de coleta (figura 1). Os pontos de coleta nos estuários do Timbó, Paratibe, Capibaribe, Bacia do Pina, Jaboatão e Pirapama estão situados em regiões urbanizadas (Valença & Santos, 2012).

I.2.2. Metodologia em campo

A amostragem para análise das variáveis geoquímicas e da fauna bentônica foi realizada em outubro de 2007 e está descrito em Valença (2009). Foram efetuadas investigações preliminares nas áreas estuarinas, a fim de estabelecer os pontos de coleta com características sedimentológicas e de salinidade, nesta ordem, o mais semelhantes possível.

¹ Retirado de <<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ Ato2004-2006/2006/Decreto/D5758.htm>>, acessado em novembro de 2015.

² <<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>>, <<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>>, <<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2004-2006/2004/decreto/D5300.htm>>, acessados em novembro de 2015.

³ <<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>>, acessado em novembro de 2015.

⁴ Para maiores detalhes e descrição das zonas estuarinas, ver Valença (2009).

Está apresentado nas tabelas 2 e 3, respectivamente, os procedimentos de amostragem do material sedimentar e biológico e as metodologias aplicadas na avaliação das variáveis ambientais. Complementando as tabelas, a composição granulométrica foi determinada segundo a escala de Wentworth (1922): grão grosso (0,5 mm), grão médio (0,25 mm), grão fino (0,125 mm), grão muito fino (0,061 mm) e silte-argila (< 0,062 mm). Foram feitas medidas de salinidade e amônia da água, em duas temporadas (chuvosa e seca), sendo os dados tratados como réplicas. As réplicas amostrais para a comunidade bentônica (macrofauna e meiofauna), as quais foram acondicionadas separadamente em potes plásticos, sendo preservadas em formaldeído 10% (macrofauna) e 4% (meiofauna) até o transporte para laboratório.

Tabela 1| Coordenadas geográficas e os distúrbios particulares nos pontos de coleta nos estuários de Pernambuco. Retirado de Valença & Santos, 2012. *Pontos situados em estuários urbanizados.

Pontos de coletas nas áreas estuarinas	Distúrbio associado
Itapissuma (07°46'031,20"S/34°53'026,76"W)	Recepção de efluentes domésticos; cana de açúcar e pesca intensiva
Canal de Santa Cruz (07°46'13,12"S/34°52'58,19"W)	Ver Itapissuma
Paripe (07°48'38,76"S/34°51'23,28"W)	Sem fonte definida de impacto orgânico; ação antrópica é mínima (agricultura de subsistência e pesca)
Timbó* (07°51'18,72"S/34°50'33,96"W)	Recepção de efluentes domésticos e industriais (siderúrgica e têxtil), indústrias de produtos alimentares, matéria plástica, cosméticos higiênicos, gráfica
Paratibe* (07°57'37,44"S/34°49'48,54"W)	Degradação da vegetação nativa (mangue); descarga de efluentes domésticos, hospitalares e industriais
Capibaribe* (08°3'52,98"S/34°52'27,06"W)	Indústrias (produtos alimentares, farmacêuticos/veterinários, cosméticos higiênicos, couro, matéria plástica etc.); recepção de efluentes doméstico, industrial e agro-industrial
Bacia do Pina1* (08°4'38,7"S/34°52'29,7"W)	Entrada de rios tributários poluídos e esgoto doméstico
Bacia do Pina2* (08°5'27,0"S/34°53'11,64"W)	Ver Bacia do Pina1
Jaboatão* (08°14'24,43"S/34°56'43,20"W)	Esgoto doméstico; indústria siderúrgica e monofatura de celulose
Pirapama* (08°14'35,52"S/34°56'46,80"W)	Monocultura de cana de açúcar, ocupação humana irregular, recepção de efluentes doméstico, industrial e agro-industrial
Ipojuca-Merepe (08°24'39,66"S/34°58'28,62"W)	Degradação do mangue e a construção do Complexo Industrial do Porto de Suape
Maracaípe (08°32'21,42"S/35°00'21,72"W)	Ecoturismo
Ariquindá (08°41'22,74"S/35°06'08,22"W)	Empresa agrícola e turismo
Mamucabas (08°46'41,81"S/35°06'27,46"W)	Atividades agrícolas

Tabela 2| Procedimentos de amostragem dos parâmetros ambientais e biológicos dos estuários de Pernambuco.

Parâmetro	Descritor	Réplicas	Estratégia de amostragem
Biológico	Macrofauna	5	Corer cilíndrico área: 40,71 cm ² , profundidade: 20 cm
	Meiofauna	5	Corer cilíndrico área: 2 cm ² , profundidade: 5 cm
	Composição granulométrica	5	Corer cilíndrico área: 16,62 cm ² , profundidade: 2 cm
Ambientais (Sedimento)	Matéria orgânica	5	corer cilíndrico área: 16,62 cm ² , profundidade 2 cm
	N-total	5	Corer cilíndrico área: 16,62 cm ² , profundidade 2 cm
	Potencial de oxidação (Eh)	5	Medido em campo; Superfície (≈2 cm) e na camada inferior do sedimento (≈20 cm)
	Microfitobentos	5	Corer cilíndrico área: 1,13 cm ² , profundidade 2 cm
Ambientais (Água)	Salinidade	1	Medido em campo: 2x período seco e 2x período chuvoso
	Amônia	1	Coleta em garrafas plásticos de 200 ml



Figura 1| Local das estações de amostragem nas zonas estuarinas ao longo da costa de Pernambuco – Brasil; escala = 1:4.200.000.

Tabela 3| Metodologias aplicadas na avaliação dos parâmetros ambientais dos estuários de Pernambuco e suas respectivas referências.

Parâmetro Ambiental	Parâmetro	Método	Referência
Sedimento	Granulometria (%)	Fracionamento/agitador magnético	Suguio (1973)
	Matéria orgânica (%)	Incineração em mufla	Wetzel & Likens (1990)
	N-total (g/kg)	Kjeldahl – destilação a vapor	EMBRAPA (1997)
	Potencial de oxi-redução (Eh) (mV)	Medidor de Eh (eletrodo de platina)	APHA (1989)
	Microfitobentos ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)	Espectrofotômetro	Modificado de Colijin & Dijkema (1981) e equações de Lorenzen (1967)
Água	Salinidade	Refratômetro	Littlepage (1998)
	Amônia ($\mu\text{mol}/\text{L}$)	Espectrofotômetro	Grasshoff <i>et al.</i> (1983)

1.2.3. Processamento das amostras biológicas

As amostras com o conteúdo biológico (bentônico) foram submetidas à lavagem sob água corrente filtrada. Separadamente, os animais da macrofauna foram retidos em peneiras de 1 mm e 500 μm , enquanto os da meiofauna em uma sequência de diferentes malhas de peneiras (300, 200,

100 e 45 μm). Para o acondicionamento pós-lavagem, a macrofauna e a meiofauna foram preservadas em potes plásticos com formaldeído 4%, sendo adicionado o corante Rosa Bengala. Posteriormente, os animais foram contados e identificados sob estereomicroscópio até o nível taxonômico possível. A partir das contagens, as densidades de cada réplica foram calculadas e transformada em m^2 e 10 cm^2 para a macro- e meiofauna, respectivamente.

A biomassa da macrofauna foi obtida através de fatores de conversão disponíveis em Ricciardi & Bourget (1998). Os valores médios foram obtidos para grandes grupos taxonômicos sendo estimados em g *ash-free dry weight* – peso seco livre de cinzas (g AFDW). Para alguns táxons em particular, foram adotadas as seguintes medidas: o fator de conversão de Oligochaeta (= Polychaeta); para a família Chironomidae (= Amphipoda); Phoronida (= Sipuncula). Os filos Ctenophora e Cnidaria foram excluídos pela ausência do fator de conversão na literatura de referência e por sua baixa representatividade nos estuários estudados. Estes dados foram gerados por Valença (2009).

A biomassa da meiofauna foi obtida com base nas informações disponíveis em literatura especializada. Os valores foram estimados através de fatores de conversão para animais retidos por tamanho de peneira, ou enquanto média da biomassa individual (tabela 4). Apenas para os grupos taxonômicos Ciliophora e Insecta, que não apresentaram fatores de conversão diretos, não foram estabelecidos valores de conversão aproximados devido à sua baixa representatividade nas áreas estuarinas aqui trabalhadas. Os resultados também foram expressos em peso seco livre de cinzas (μg AFDW).

Tabela 4| Lista dos fatores de conversão em peso seco livre se cinzas (μg AFDW) para os grupos ecológicos da meiofauna disponíveis na literatura.

Grandes grupos taxonômicos	Peso seco livre de cinzas ($\mu\text{g}/\text{ind}$) por peneiras (μm)				Peso seco livre de cinza ($\mu\text{g}/\text{ind}$) total	Referências
	300	200	100	45		
Acari (Arthropoda)	0,368	0,368	0,016	0,016		Rudinick <i>et al.</i> , 1985
Annelida					6,5	Ankar & Elmgren, 1976
Bivalvia (Mollusca)	3,3	3,3				Widbom, 1984
Copepoda Harpacticoida (Arthropoda)	3,264	1,376	0,896	0,112		Rudinick <i>et al.</i> , 1985
Gastropoda (Mollusca)	3,3	3,3				Widbom, 1984
Grastrotricha	2,956	2,289	0,486	0,081		Rudinick <i>et al.</i> , 1985
Kinorhyncha	8,592	4,944	3,072	0,112		Rudinick <i>et al.</i> , 1985
Nauplius (Arthropoda)					0,048	Santos, 1995
Nematoda	0,91	0,405	0,11	0,037		Rudinick <i>et al.</i> , 1985
Ostracoda (Arthropoda)	4,427	2,753	0,198	0,198		Rudinick <i>et al.</i> , 1985
Rotifera					0,1	Bodin <i>et al.</i> , 1989
Tardigrada					0,2	Bodin <i>et al.</i> , 1989
Turbellaria (Platyhelminthes)	2,956	2,389	0,486	0,081		Rudinick <i>et al.</i> , 1985

1.2.4. Indicadores de qualidade ecológica

1.2.4.1 Relatórios da Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas de Pernambuco (Agência Estadual do Meio Ambiente – CPRH)

A Companhia Estadual de Meio Ambiente (CPRH) faz o monitoramento anual da qualidade da água das bacias hidrográficas de Pernambuco. Pelos relatórios de monitoramento, as bacias recebem classificações de indicadores de qualidade como “oxigênio dissolvido saturado” (%), “qualidade” (não comprometida; pouco comprometida, moderadamente comprometida, poluída e muito poluída), “estuário e mar” (baixa ação antrópica - baa, alta ação antrópica – aaa) entre outros. De um total de 103 estações amostradas ao longo dos rios do estado, porém apenas 9 estações são situadas dentro de áreas estuarinas, sendo elas no Canal de Santa Cruz, Capibaribe, Jaboatão, Maracaípe e Ipojuca-Merepe. Por sua vez, a comparação da qualificação determinada pelos EXtot e SpEX com os da CPRH (2006; 2009; 2013; 2014) foram estabelecidas apenas com as áreas coincidentes deste trabalho presentes nos relatórios, com os dados de estações próximas e/ou no estuário de cada rio. A tabela 5 apresenta a classificação dada pela CPRH aos estuários.

Apesar do critério de qualificação “estuário e mar” ter maior ligação com as áreas de estudo neste trabalho, para estabelecer uma relação empírica entre as classificações foi utilizada a categoria “qualidade” pelo fato de todas as áreas serem consideradas “alta ação antrópica”, não existindo uma sensibilidade adequada que diferenciem as especificidades de cada zona estuarina.

Tabela 5| Classificações dos ambientes estuarinos de Pernambuco pela Agência estadual do Meio Ambiente – CPRH (2006; 2009; 2013; 2014). * Informações indisponíveis; R – pontos de coleta de dados da CPRH no rio; E – pontos de coleta de dados da CPRH no estuário.

Estuários	CPRH
Itapissuma	*
Canal de Sta Cruz (E)	Poluído
Paripe	*
Timbó (R)	Poluído/muito poluído
Paratibe (R)	Poluído/muito poluído
Capibaribe (E)	Muito poluído
Bacia do Pina1	*
Bacia do Pina2	*
Jaboatão (E)	Muito poluído
Pirapama (R)	Poluído/muito poluído
Ipojuca-Merepe (E)	Muito poluído
Maracaípe (E)	Poluído
Ariquindá	*
Mamucabas	*

1.2.4.2 AMBI – Índice Biótico Marinho

As zonas estuarinas aqui abordadas foram avaliadas previamente por Valença & Santos (2012), através do AMBI. Os dados publicados deste último foram, então, reanalisados no presente trabalho.

O AMBI (Borja *et al.*, 2000) é um índice biótico designado para estabelecer a qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos da Europa, examinando a resposta da macrofauna bêntica aos distúrbios naturais e antropogênicos nos ambientes costeiros e estuarinos. É baseado na proporção

de cinco grupos ecológicos nos quais espécies bentônicas são alocadas, de acordo com sua sensibilidade em função do aumento de estresse. O AMBI foi calculado usando uma lista de espécies adaptada por Valença & Santos (2012). Os estuários foram classificados a partir da derivação do Coeficiente Biótico, que determina maiores impactos àquelas áreas com maiores valores, que variam de 0 (equilibrado) até 7 (extremamente perturbado). Borja *et al.* (2003) e Borja *et al.* (2004) têm estabelecido que formas de impacto distintas (enriquecimento orgânico, alterações físicas do habitat, *inputs* de metais pesados, etc.) ao longo da costa europeia, foram classificadas corretamente de acordo com o índice (Muxika *et al.*, 2005), e também se afirma sua utilidade em classificar estuários subtropicais e tropicais (ex.: Muniz *et al.*, 2005; Valença & Santos, 2012). Está apresentado na tabela 6 as classificações do AMBI a partir dos grupos ecológicos da macrofauna.

Tabela 6| Classificações dos ambientes estuarinos de Pernambuco, a partir dos dados de Valença & Santos (2012), pelo Índice Biótico Marinho (AMBI) segundo os grupos ecológicos da macrofauna.

Estuários	AMBI
Itapissuma	Moderadamente perturbado
Canal de Sta Cruz	Pouco perturbado
Paripe	Não perturbado
Timbó	Pouco perturbado/moderadamente perturbado
Paratibe	Moderadamente perturbado/muito perturbado
Capibaribe	Muito perturbado
Bacia do Pina1	Moderadamente perturbado
Bacia do Pina2	Moderadamente perturbado/muito perturbado
Jaboatão	Muito perturbado
Pirapama	Moderadamente perturbado
Ipojuca-Merepe	Moderadamente perturbado
Maracaípe	Moderadamente perturbado
Ariquindá	Pouco perturbado
Mamucabas	Muito perturbado

1.2.4.3 Indicadores termodinamicamente orientados: Eco-Exergia total (EXtot) e Eco-Exergia específica (SpEx)

Foi realizada uma análise prévia com os grandes grupos taxonômicos da meiofauna para os estuários aqui abordados, descritos em Paiva (2013). Com base nos resultados gerados por Paiva (2013), foi feito um estudo mais detalhado no presente estudo refinando as informações geradas para os indicadores termodinamicamente orientados.

A partir do tamanho dos genomas de cada organismo, especialmente com as partes do DNA de genes não-repetidos (Fonseca *et al.*, 2000), é possível obter um fator de peso (β) que discrimine o nível organizacional dos componente ecossistêmico. O β pode ser reconhecido, então, como a quantidade de informação que está incorporada à biomassa. A exergia contida na biomassa é expressa em “g equivalente de detritos” (Marques *et al.*, 2003; Fonseca *et al.*, 2002; Jørgensen, 2007) pois o detrito é tido como estado referência, ex. $\beta = 1$, e com base no método desenvolvido por Jørgensen (1995), estima-se fatores para cada componente ecossistêmico (β_i). Estes valores já foram calculados para grande parte dos metazoários (Jørgensen *et al.*, 2010)

Os valores de β_i foram extraídos de Jørgensen *et al.* (2005). Para aqueles grupos não incluídos na listagem foram aplicados os fatores de β_i retirados de Fonseca *et al.* (2000); Marchi *et al.* (2012) e Vassallo *et al.* (2013) (Tabela 7).

Tabela 7| Valores do fator de peso (β_i) obtidos pelo método descrito por Jørgensen *et al.* (1995) a partir do conteúdo não-repetido do DNA dos organismos.

Grupo Taxonômico	β_i	Referências
Acari (Arthropoda)	167	Marchi <i>et al.</i> , 2012
Annelida	133	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Bivalvia (Mollusca)	297	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Crustacea (Arthropoda)	232	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Chironomidae (Arthropoda)	163	Marchi <i>et al.</i> , 2012
Equinodermata	360	Fonseca <i>et al.</i> , 2000
Kinorhyncha	165	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Nauplius (Arthropoda)	232	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Nematoda	133	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Nemertea	76	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Ostracoda (Arthropoda)	232	Jørgensen <i>et al.</i> , 2005b
Turbellaria (Platyhelminthes)	133	Marchi <i>et al.</i> , 2012; Vassallo <i>et al.</i> , 2013

As equações da Eco-Exergia total (I) e Eco-Exergia específica (II) foram baseadas em Jørgensen *et al.* (2010a) e Jørgensen *et al.* (2005a) :

$$EX_{tot} = \sum_{i=n}^{i=0} \beta_i c_i \quad (I)$$

$$SpEx = \frac{EX_{tot}}{Biom_{tot}} \quad (II)$$

onde β_i é o fator de peso que se aplica aos vários componentes (i) do ecossistema, c_i é a biomassa calculada para os componentes i , e $Biom_{tot}$ é a biomassa total encontrada no local de estudo. Então, ao multiplicar o valor de EX_{tot} por 18,7, os resultados são obtidos em kJ/m² (ver Jørgensen, 2007). Os valores médios de biomassa para aplicação na fórmula foram os dos animais bentônicos mais representativos (acima de 1% entre todos os organismos encontrados nos estuários), definidos no maior nível taxonômico.

Tendo em vista que o EX_{tot} pode expressar o nível de desenvolvimento do ecossistema (Jørgensen & Nielsen, 2007), enquanto o $SpEx$ representa a habilidade do ecossistema em utilizar os recursos que estão disponíveis (Jørgensen, 2006b) pode-se avaliar a resposta dos indicadores em qualificar os ambientes. Jørgensen (2000) sugere três modelos de desenvolvimento interpretados como qualificadores de um estado saudável, todos resultando no aumento da eco-exergia: (I) pelo aumento da biomassa, levando a uma estrutura biológica revertida em mais eco-exergia; (II) aumento das redes de conexão ecológicas (*networks*), com mais troca e aproveitamento de eco-exergia entre os componentes ecossistêmicos (*feedbacks*); e (III) o aumento da capacidade *buffer*, pela dominância de organismos com estratégias de reprodução/evolução mais competidoras (k-estrategistas).

A partir dos valores normalizados dos indicadores termodinâmicos obtidos com dados da macrofauna e da meiofauna, foram criados estágios de desenvolvimentos dos ecossistemas estuarinos (ver figura 17, seção I.3.3.), aos quais foram designadas classificações de qualidade ambiental para serem equiparadas às classes de qualidade ecológica dos estuários previstas pela CPRH e AMBI (ver tabela 12 da seção I.3.3.).

1.2.5. Análises dos dados

A comunidade bentônica nas áreas estuarinas foi avaliada com base nos principais descritores ecológicos: abundância/densidade, biomassa, riqueza (S), equitabilidade de Pielou (J') diversidade de Shannon-WienerWiener (H' com base no log2). Tais descritores ecológicos foram obtidos a partir da rotina DIVERSE, com dados não transformados da densidade dos organismos contabilizados da macrofauna e meiofauna. Análises de Variância (ANOVA) foram aplicadas para testar diferenças entre as áreas estuarinas quanto aos descritores ecológicos. Em caso de significância, foi aplicado o teste de Tukey⁵. A homocedasticidade foi previamente testada, com os dados transformados, de maneira geral, em log X+1.

A estrutura da comunidade bentônica foi avaliada através de técnicas multivariadas descritas de acordo com Clarke e Warwick (1994). A partir da abundância dos grupos taxonômicos, matrizes de similaridade de Bray-Curtis foram construídas, sendo as diferenças entre as áreas estuarinas ordenadas graficamente pelo nMDS. A significância destas diferenças foi obtida através da PERMANOVA. A análise SIMPER foi empregada para determinar quais grupos taxonômicos mais representativos na macrofauna e meiofauna foram responsáveis pelas similaridades entre as áreas estuarinas. Para estabelecer possíveis associações entre a comunidade bentônica e as variáveis abióticas, a rotina BEST/BIOENV foi aplicada a partir das medidas de semelhanças com base na distância euclidiana dos dados normalizados. Assim, coeficientes de correlação de Spearman apresentaram as melhores relações entre as matrizes abiótica e biótica, demonstrando quais parâmetros melhor se relacionaram com a estrutura da comunidade.

Para investigar a distribuição dos valores dos indicadores EXtot e SpEx obtidos nas áreas estuarinas, foram aplicadas correlações de Spearman, tanto para analisar associações entre macro e meiofauna, como para analisar quais grupos taxonômicos da comunidade bentônica são determinantes de suas distribuições. Por fim, para a comparação entre os descritores univariados, os scores do AMBI (Valença & Santos, 2012) e estimativas dos indicadores termodinamicamente orientados, também foram aplicadas correlações de Spearman, para investigar o grau de coerência em descrever a qualidade ambiental de cada estuário.

A Análise de Variância (ANOVA), a homocedasticidade e o teste de Tukey foram calculados no programa estatístico STATISTICA 7.0 (StatSoft. Inc, 2005). Por sua vez, a rotina DIVERSE, o nMDS, a PERMANOVA, a análise SIMPER e a rotina BEST/BIOENV foram executados no programa

⁵ Nos casos específicos de Nematoda, Oligochaeta e Polychaeta na macrofauna, e Polychaeta na meiofauna, quando todas as transformações cabíveis foram aplicadas e mesmo assim a homocedasticidade não foi testada, a transformação escolhida foi aquela com $p \geq 0,05$. Sendo assim, o teste de Tukey foi aplicado da mesma forma. Quando ainda assim não foi provada relação de significância, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis – para o caso de Polychaeta na meiofauna.

PRIMER® 6 + PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006). As correlações de Spearman foram calculadas no programa BioEstat 5.3 (Ayres *et al.*, 2007). Para todas as análises estatísticas foi adotado o nível de significância $\alpha = 5\%$.

I.3. Resultados

I.3.1. Parâmetros ambientais

Foi possível constatar variações sem padrão em todos os parâmetros ambientais avaliados nos estuários (tabela 8 e figura 2). A partir da rotina BEST/BIOENV foram selecionados os parâmetros ambientais que melhor se correlacionaram para determinar semelhanças entre as comunidades bentônicas estudadas (tabela 9). Apesar dos baixos valores de coeficiente de Spearman (ρ_s), o conjunto de variáveis formado por areia muito fina, Eh fundo, clorofila-a, feopigmentos e salinidade agrupam os estuários de maneira consistente com a comunidade macrobentônica ($\rho_s=0,323$), enquanto que o conjunto de variáveis formado por areia média, Eh superfície, clorofila-a e salinidade explicaram a configuração observada pela comunidade meiobentônica ($\rho_s=0,261$).

Tabela 8| Valores (média \pm 95% I.C.) dos parâmetros ambientais nos estuários de Pernambuco, coletados em outubro de 2007. As abreviações da linha superior abarcam os estuários e significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas. As abreviações da coluna à extrema esquerda abarcam os parâmetros ambientais e significam M.O. – Matéria orgânica e Eh – Potencial redox. Dados de Valença (2009).

	It	CC	Pr	Tb	Pa	Cp	BP1	BP2	Jb	Pp	IM	Ma	Ar	Mm
	23,95	33,19	14,44	11,60	26,19	40,76	12,93	34,07	6,65	10,65	11,41	17,81	10,67	29,94
Areia grossa (%)	($\pm 1,62$)	($\pm 6,56$)	($\pm 3,72$)	($\pm 3,28$)	($\pm 6,47$)	($\pm 6,15$)	($\pm 1,74$)	($\pm 12,60$)	($\pm 1,76$)	($\pm 2,24$)	($\pm 3,02$)	($\pm 5,78$)	($\pm 3,29$)	($\pm 9,42$)
	38,55	14,09	25,44	10,98	30,25	21,44	11,70	30,83	31,69	29,83	19,47	39,32	14,62	41,76
Areia média (%)	($\pm 5,65$)	($\pm 2,65$)	($\pm 4,28$)	($\pm 1,53$)	($\pm 7,31$)	($\pm 1,71$)	($\pm 2,86$)	($\pm 3,56$)	($\pm 2,77$)	($\pm 9,61$)	($\pm 8,07$)	($\pm 14,26$)	($\pm 4,78$)	($\pm 7,94$)
	23,89	37,10	47,42	19,21	26,61	17,35	42,92	21,21	36,55	36,15	30,93	25,11	25,54	19,32
Areia fina (%)	($\pm 1,73$)	($\pm 3,92$)	($\pm 6,86$)	($\pm 1,77$)	($\pm 5,85$)	($\pm 4,55$)	($\pm 4,06$)	($\pm 7,52$)	($\pm 6,43$)	($\pm 4,96$)	($\pm 9,74$)	($\pm 10,94$)	($\pm 3,66$)	($\pm 8,16$)
Areia muito fina (%)	11,15	12,00	9,43	35,87	13,34	10,55	25,79	9,18	18,81	18,28	32,05	11,29	37,58	5,56
	($\pm 4,82$)	($\pm 1,81$)	($\pm 1,51$)	($\pm 2,74$)	($\pm 2,97$)	($\pm 1,66$)	($\pm 2,63$)	($\pm 3,34$)	($\pm 2,74$)	($\pm 5,14$)	($\pm 14,57$)	($\pm 4,87$)	($\pm 5,43$)	($\pm 2,19$)
	1,61	2,37	2,48	21,01	2,42	4,82	5,54	2,83	3,99	4,11	4,16	4,94	10,59	2,25
Silte-argila (%)	($\pm 0,73$)	($\pm 1,27$)	($\pm 0,44$)	($\pm 1,20$)	($\pm 0,98$)	($\pm 1,31$)	($\pm 0,63$)	($\pm 1,39$)	($\pm 2,22$)	($\pm 1,72$)	($\pm 1,52$)	($\pm 2,36$)	($\pm 1,92$)	($\pm 1,62$)
	1,96	14,91	8,22	5,93	7,42	15,05	8,13	14,89	3,69	7,58	6,95	4,91	9,69	8,52
M.O. (%)	($\pm 1,12$)	($\pm 3,26$)	($\pm 1,95$)	($\pm 1,67$)	($\pm 5,85$)	($\pm 1,10$)	($\pm 1,23$)	($\pm 2,73$)	($\pm 1,90$)	($\pm 1,74$)	($\pm 2,49$)	($\pm 1,72$)	($\pm 2,33$)	($\pm 11,59$)
	0,48	3,08	1,34	0,74	1,38	2,46	1,16	3,04	0,84	1,58	1,00	0,98	1,48	0,60
N-total (g/kg)	($\pm 0,32$)	($\pm 0,86$)	($\pm 0,45$)	($\pm 0,28$)	($\pm 1,27$)	($\pm 0,31$)	($\pm 0,08$)	($\pm 0,72$)	($\pm 0,32$)	($\pm 0,27$)	($\pm 0,41$)	($\pm 0,51$)	($\pm 0,25$)	($\pm 0,50$)
	-169,10	-320,80	-255,70	-300,70	-300,80	-271,10	-240,00	-378,10	-345,30	-272,50	-283,20	-304,60	-296,40	-285,60
Eh (mV)	($\pm 81,43$)	($\pm 25,17$)	($\pm 73,67$)	($\pm 72,17$)	($\pm 87,70$)	($\pm 92,90$)	($\pm 59,57$)	($\pm 28,00$)	($\pm 52,81$)	($\pm 71,52$)	($\pm 50,02$)	($\pm 65,49$)	($\pm 73,79$)	($\pm 95,63$)
Salinidade (PSU)	35	35	33	37	15	18	27	20	18	12	29	40	35	8
Amônia ($\mu\text{mol/L}$)	0,44	0,13	0,06	1,84	7,29	3,35	4	2,84	6,31	1,22	0,0001	0,17	0,06	0,18

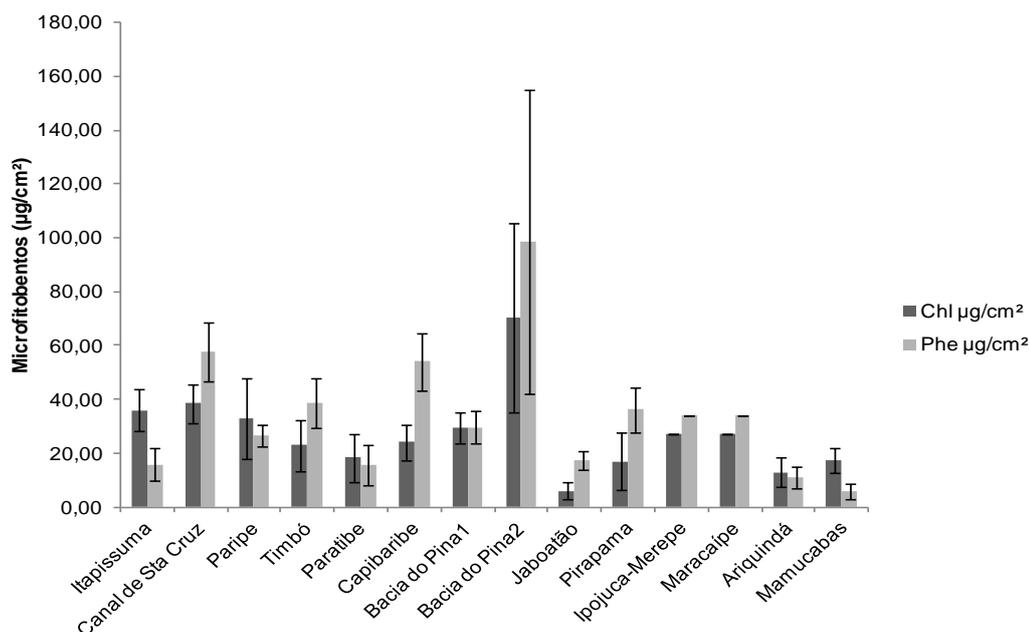


Figura 2| Biomassa (média \pm I.C. 95%) dos pigmentos do microfitobentos ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) do sedimento nos estuários de Pernambuco, onde Chl é a clorofila a e Phe é o feopigmento. Os dados para Ipojuca-Merepe e Maracaípe foram mensurados a partir do valor médio de todos os estuários. Modificado de Valença (2009).

Tabela 9| Correlações estabelecidas pela rotina BEST/BIOENV entre os parâmetros ambientais (variáveis) e a comunidade bentônica nos estuários de Pernambuco, onde ρ_s é o coeficiente de Spearman.

Variáveis	Nº de variáveis	ρ_s	Correlações selecionadas
1 Areia grossa	5	0.323	4,9-12
2 Areia média	5	0.311	3,4,9,11,12
3 Areia fina	5	0.31	3,4,9-11
4 Areia muito fina	5	0.309	4,6,10-12
5 Silte-argila	4	0.306	4,9,11,12
6 Matéria orgânica	5	0.305	1,4,9,11,12
7 Nitrogênio total	5	0.304	3,4,10-12
8 Eh superfície	4	0.303	4,10-12
9 Eh fundo	5	0.303	4,6,9-11
10 Clorofila-a	5	0.303	3,4,9,10,12
11 Feopigmentos	4	0.261	2,8,10,12
12 Salinidade	5	0.247	2,8,10-12
	3	0.246	2,8,12
	5	0.238	2,8-10,12
	5	0.234	1,2,8,10,12
	3	0.232	2,10,12
	5	0.231	2,6,8,10,12
	3	0.228	2,8,10
	4	0.228	2,8,9,12
	5	0.228	2,3,8,10,12

1.3.2. Composição da Comunidade Bentônica

A comunidade macrobentônica foi composta de 14.237 indivíduos distribuídos em 11 Filos, com os dados das peneiras de 1 mm e 500 μm combinados (Valença, 2009). Os grupos taxonômicos da macrofauna com densidades mais representativas foram Polychaeta (48%), Oligochaeta (35%) e Nematoda (15%), enquanto os demais táxons somados representaram menos de 2% do total (figura

3). A análise SIMPER definiu que os grupos ecológicos Polychaeta, Oligochaeta e Nematoda estabeleceram conjuntamente ($\Sigma\%>97$) diferenças entre os estuários (Anexo 1).

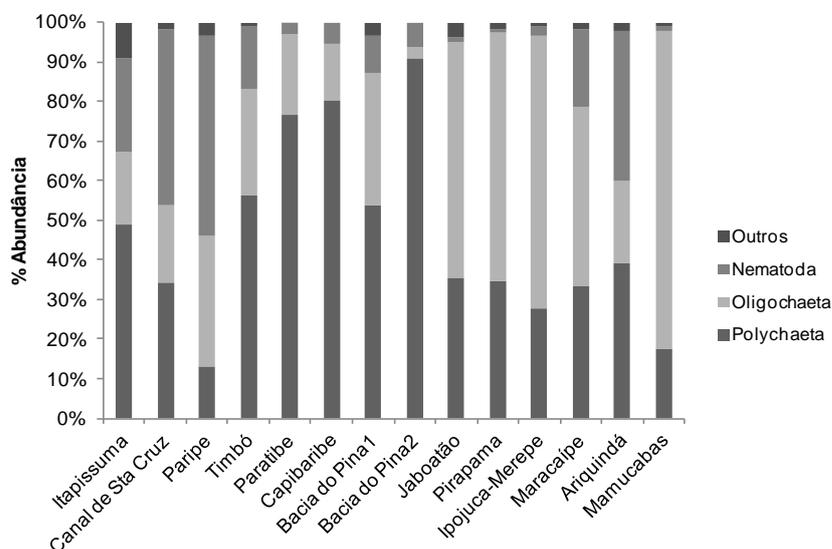


Figura 3| Densidade expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos (% > 1%) na comunidade da macrofauna nos estuários de Pernambuco.

Acerca da meiofauna bentônica, foram contabilizados 464.650 indivíduos distribuídos em 12 filos (figura 4). Nematoda foi o grupo taxonômico que drasticamente dominou a meiofauna total, representando 78% do total, seguido por Acari (8%), Nauplius (4,49%), Copepoda Harpacticoida (4,47%), Turbellaria (1,34%), Polychaeta (1,13%), enquanto os demais grupos taxonômicos somados totalizaram menos de 3%. A análise SIMPER determinou Nematoda, Acari e Copepoda Harpacticoida como os grupos taxonômicos que contribuíram para as dissimilaridades entre os estuários analisados (Anexo 2).

A partir dos valores de abundância média observados na meiofauna, é possível afirmar que Nematoda, por conta de sua representatividade expressiva (figura 6), apresentou os maiores valores de densidades em todos os estuários (entre 60% e 90%). Isto apenas não foi observado em Pirapama e Jaboatão (% > 40%), nos quais a classe Acari foi dominante (figura 4) – apesar de serem valores de representatividade próximos aos do filo (Pirapama: 59.19% / 36.42%; Jaboatão: 46.47% / 45.30%, respectivamente).

Quanto aos demais descritores ecológicos univariados, a riqueza (S) e o índice de diversidade de Shannon-Wiener ($H'(\log 2)$) para grandes grupos taxonômicos da macrofauna variaram mais fortemente quando comparados à equitabilidade de Pielou (J'), apresentando um padrão semelhante de distribuição; contudo, este padrão não foi observado para os estuários do Ipojuca-Merepe e Mamucabas (figura 5). As correlações de Pearson mostraram uma associação significativa entre os dados, visto para a riqueza e a equitabilidade ($r=0,6056$, $p=0,0217$), e uma forte relação entre a riqueza e a diversidade de Shannon-Wiener ($r=0,8514$, $p=0,0001$) e a equitabilidade e a diversidade ($r=0,9268$, $p<0,0001$).

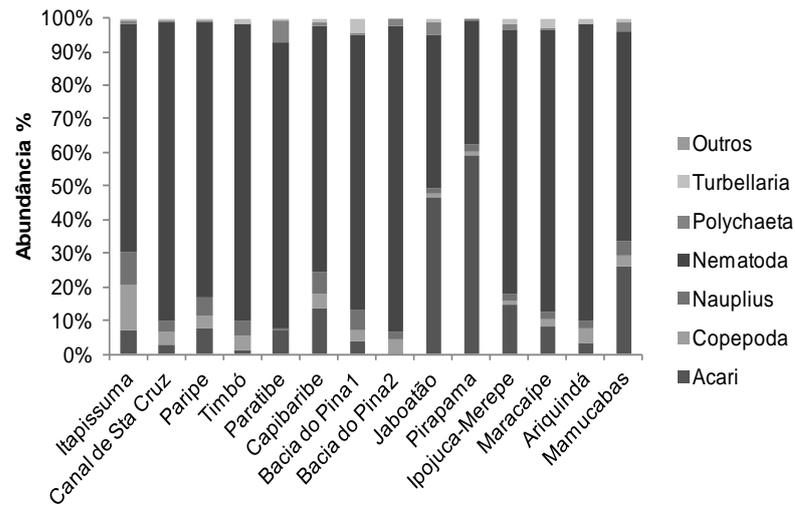


Figura 4| Densidade expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos (% > 1%) na comunidade da meiofauna nos estuários de Pernambuco.

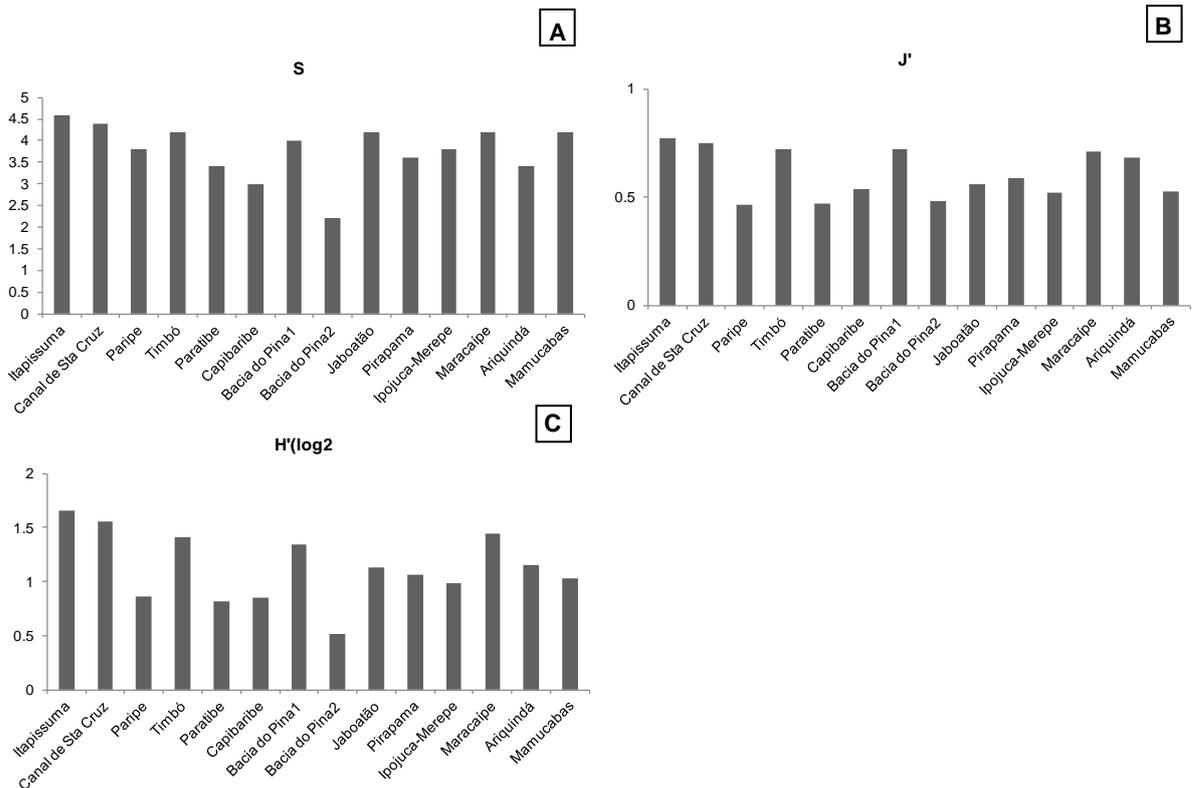


Figura 5| Medidas univariadas A – riqueza (S), B – equitabilidade de Pielou (J') e índice de diversidade de C – Shannon-Wiener (H'(log2)) dos grandes grupos taxonômicos da comunidade da macrofauna nos estuários de Pernambuco.

Por sua vez, os descritores univariados mensurados pelos grandes grupos taxonômicos da meiofauna apresentaram uma representação gráfica semelhante à da macrofauna, sendo a variação da equitabilidade de Pielou (J') menos expressiva, e diferentemente, uma leve inversão no padrão da distribuição da riqueza (S) (com valores sempre maiores que os vistos para a macrofauna) e diversidade de Shannon-Wiener (H'(log2)) nos estuários do Capibaribe, Bacia do Pina2 e Ipojuca-

Merepe (figura 6). Apesar disto, a correlação de Pearson atestou apenas uma relação significativa entre a equitabilidade e a diversidade de Shannon-Wiener ($r=0,9799$, $p<0,0001$).

A ANOVA 1-fator revelou diferenças significativas para a riqueza ($F_{13,56}=2,97$, $p=0,002$) e para a diversidade H' ($F_{13,56}=4,13$, $p<0,0001$) da comunidade macrobentônica e em todos os descritores para a comunidade meiobentônica (riqueza: $F_{13,56}=3,38$, $p=0,0007$; equitabilidade J' : $F_{13,56}=$, $p<0,00001$; diversidade H' : $F_{13,56}=5,46$, $p<0,00001$).

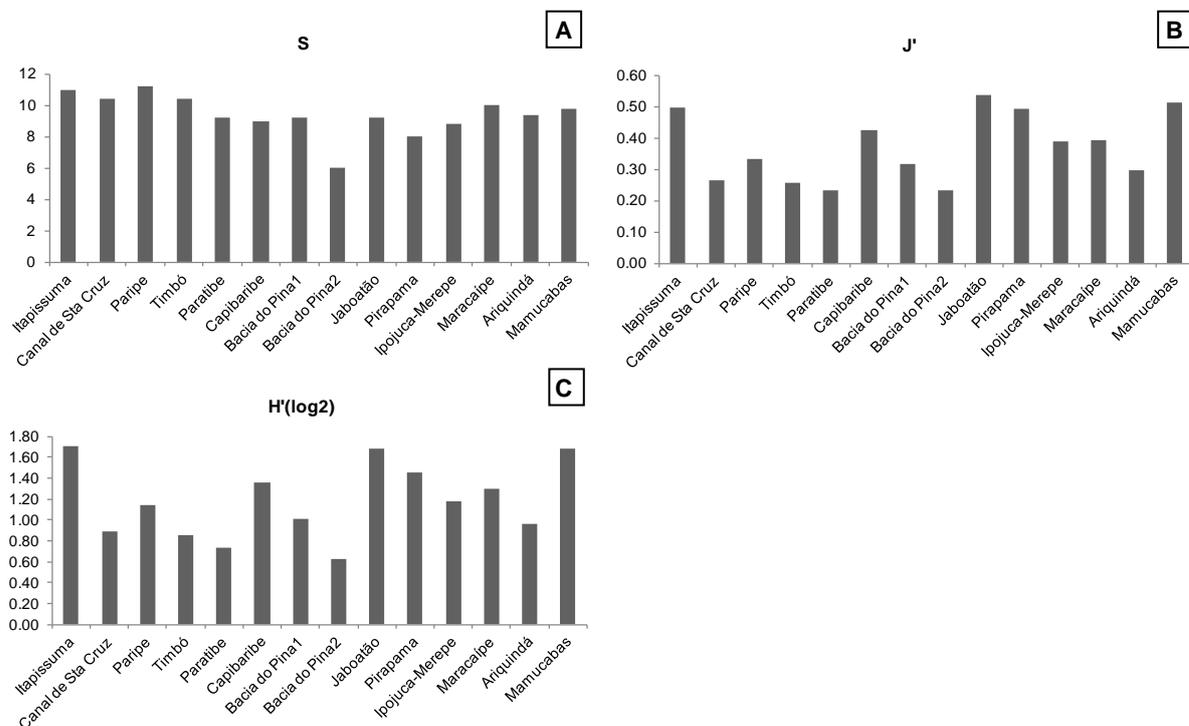


Figura 6| Medidas univariadas A – riqueza (S), B – equitabilidade de Pielou (J') e índice de diversidade de C – Shannon-Wiener (H'(log2)) dos grandes grupos taxonômicos da comunidade da meiofauna nos estuários de Pernambuco.

A representação gráfica no nMDS da macrofauna agrupou a maioria dos pontos estuarinos (figura 7). Contudo há um visível distanciamento em relação às réplicas de Bacia do Pina2 e Ariquindá, formando dois núcleos diferentes. Por sua vez, o nMDS dos estuários a partir da meiofauna também aponta grande similaridade entre as réplicas dos estuários, porém é possível visualizar um maior distanciamento em relação às réplicas do Jaboatão e do Pirapama (figura 8).

Macrofauna

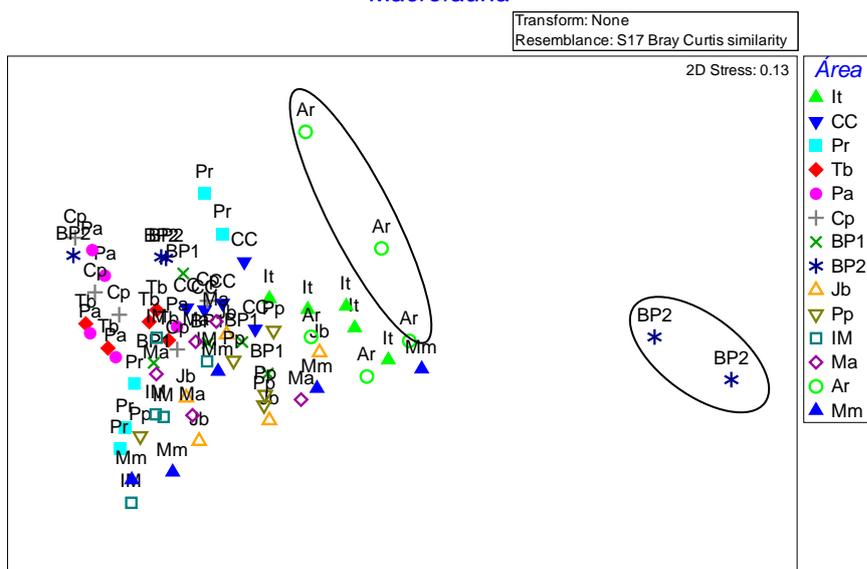


Figura 7| Ordenação nMDS aplicada aos dados de densidade da macrofauna estuarina em Pernambuco (n=5 réplicas). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

Meiofauna

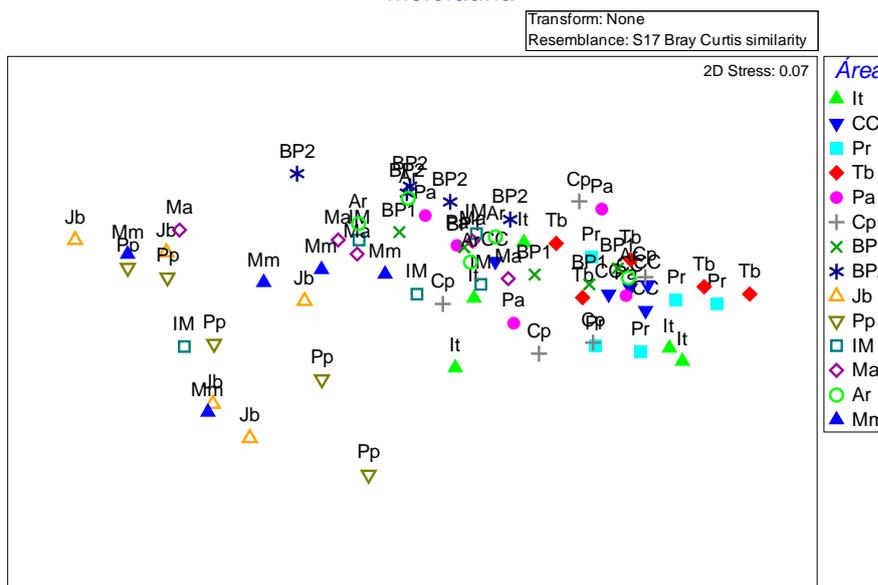


Figura 8| Ordenação nMDS aplicada aos dados de densidade da meiofauna estuarina em Pernambuco (n= 5 réplicas). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

A PERMANOVA indicou diferenças significativas entre os estuários a partir da avaliação da comunidade bentônica (Macrofauna: $F_{13,56}=5,04$, $p=0,0001$; Meiofauna: $F_{13,56}=5,83$, $p=0,0001$). Com relação às diferenças apontadas a partir da estrutura macrobentônica, houve forte dissimilaridade dentro das réplicas de Bacia do Pina2, Mamucabas, Ariquindá e Jaboatão, e marcadamente forte similaridade entre os estuários Timbó e Paratibe e entre Timbó e Capibaribe (tabela 10). A estrutura da meiofauna definiu fortes dissimilaridades dentro das réplicas do Pirapama e do Jaboatão, e

consequentemente sua diferença dos demais estuários, além de uma maior similaridade entre o Canal de Santa Cruz e Paripe, entre Timbó e Capibaribe, e entre Paripe e Timbó (tabela 11).

Tabela 10| Matriz de similaridade de Bray Curtis dentro/entre nos estuários a partir da estrutura da macrofauna. Em negrito as menores similaridades dentro dos estuários (<58%), e as menores similaridades entre os estuários (<20%). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

	It	CC	Pr	Tb	Pa	Cp	BP1	BP2	Jb	Pp	IM	Ma	Ar	Mm
It	64.611													
CC	43.439	73.516												
Pr	23.033	54.504	66.451											
Tb	24.811	52.666	46.969	74.037										
Pa	21.791	38.151	30.358	69.186	71.695									
Cp	25.417	43.396	30.633	65.288	67.055	58.86								
BP1	43.451	58.526	37.039	57.495	51.868	54.041	63.87							
BP2	19.503	25.105	14.749	36.494	38.643	37.546	31.641	26.27						
Jb	42.626	47.015	34.962	43.547	37.972	39.735	55.597	18.298	53.943					
Pp	43.051	51.412	33.991	42.359	37.833	40.761	58.789	19.215	60.391	58.286				
IM	25.791	44.09	43.538	55.217	47.88	46.185	54.261	22.613	53.634	53.455	60.063			
Ma	39.812	60.422	46.014	56.933	44.2	47.339	61.627	23.676	56.924	55.791	55.492	59.5		
Ar	53.462	33.712	17.621	18.519	14.643	18.031	31.475	14.663	30.36	30.786	17.308	31.164	41.779	
Mm	36.714	35.531	31.491	33.633	28.653	29.154	42.008	13.132	47.438	48.994	47.381	44.192	29.845	36.186

Tabela 11| Matriz de similaridade de Bray Curtis dentro/entre nos estuários a partir da estrutura da meiofauna. Em negrito as menores similaridades dentro dos estuários (<58%), e as menores similaridades entre os estuários (<20%). As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

	It	CC	Pr	Tb	Pa	Cp	BP1	BP2	Jb	Pp	IM	Ma	Ar	Mm
It	58.655													
CC	59.634	75.622												
Pr	59.395	72.578	72.492											
Tb	57.421	71.081	71.481	67.041										
Pa	53.081	62.188	54.033	55.51	59.828									
Cp	58.119	66.135	63.111	62.162	60.857	61.36								
BP1	56.492	64.968	57.662	61.436	65.222	63.888	64.37							
BP2	44.37	42.011	33.163	37.557	55.917	46.306	56.892	65.84						
Jb	21.054	15.599	13.141	11.766	23.469	20.19	23.321	30.094	51.701					
Pp	22.181	17.585	15.592	13.687	26.067	24.069	25.577	32.593	55.59	49.466				
IM	45.453	42.541	33.738	36.022	54.918	47.215	55.155	58.618	40.875	42.441	56.118			
Ma	41.907	41.464	32.58	35.502	52.065	43.935	53.682	59.172	40.801	42.647	59.718	54.044		
Ar	51.942	55.731	46.621	49.8	60.303	55.318	63.197	62.242	27.599	30.664	58.076	57.909	57.847	
Mm	28.085	24.078	17.941	18.933	33.47	27.827	35.144	44.639	55.437	54.35	51.611	51.929	41.559	55.389

A biomassa da macrofauna foi dominada exprecivamente por Mollusca (73,28%), seguida por Polychaeta (7,82%), Nematoda (4,51%), Crustacea (1,30%) e Oligochaeta (1,14%). Os demais

grupos taxonômicos representaram menos de 1% do valor da biomassa total nos estuários. Dentre os estuários estudados, a biomassa de Mollusca foi importante principalmente para Timbó, Paratibe, Jaboatão, Pirapama, Ipojuca-Merepe e Maracaípe (figura 9). Os valores da biomassa total variaram fortemente, sendo os maiores aqueles acima de 1.000g AFDW/m², observados nos estuários dos rios Jaboatão, Timbó, Ipojuca-Merepe e Pirapama (figura 10A).

Apesar de sua alta representatividade em termos de biomassa, Mollusca não foi registrado para Capibaribe e Bacia do Pina (pontos 1 e 2). Para os demais estuários, seus valores estiveram distribuídos entre 2 (Mamucabas) e 5.111g AFDW/m² (Jaboatão) (figura 10B). A discrepância nos valores obtidos para os estuários dos rios Jaboatão, Timbó, Ipojuca-Merepe e Pirapama, muito acima do padrão encontrado, pode ser explicada devido à contribuição dos bivalves *Macoma* sp., *Lucina* sp. e *Anomalocardia brasiliiana* (ver Valença & Santos, 2012). Dessa forma, foi possível observar que a biomassa total da macrofauna e a biomassa de Mollusca (figura 10B) distribuíram-se de modo similar.

O táxon Polychaeta apresentou baixa variação, com valores médios inferiores a 200g AFDW/m² (figura 10C). O táxon Nematoda também apresentou baixa variação com médias inferiores a 80g AFDW/m², com excessão e nos estuários dos rios Paripe, Canal de Santa Cruz e Timbó (figura 10D). Crustacea (figura 10E) e Oligochaeta (figura 10F) apresentaram as menores biomassas médias quando comparados aos demais grupos taxonômicos mais representativos. O primeiro esteve ausente em Capibaribe, Bacia do Pina2, Timbó, Jaboatão, Canal de Santa Cruz, Itapissuma, Ariquindá e Maracaípe. Ainda assim, naqueles estuários em que Crustacea foi observado, os valores apresentaram ampla variação, variando de 1 (Mamucabas) a 144g AFDW/m² (Paratibe). Em contrapartida os valores médios para Oligochaeta apresentaram variação mais homogênea, no entanto, com biomassa muito abaixo daquela percebida nos demais grupos (≤ 32 g AFDW/m²).

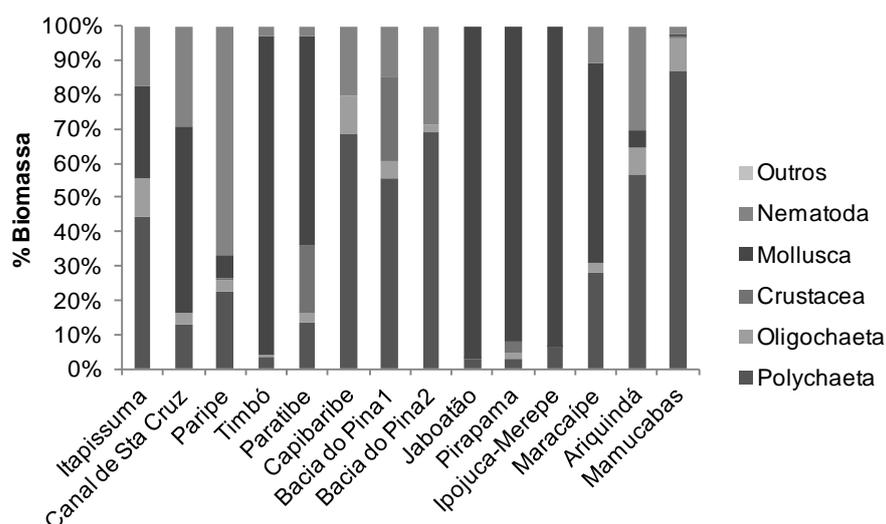


Figura 9| Biomassa expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos (% > 1%) na comunidade da macrofauna nos estuários de Pernambuco.

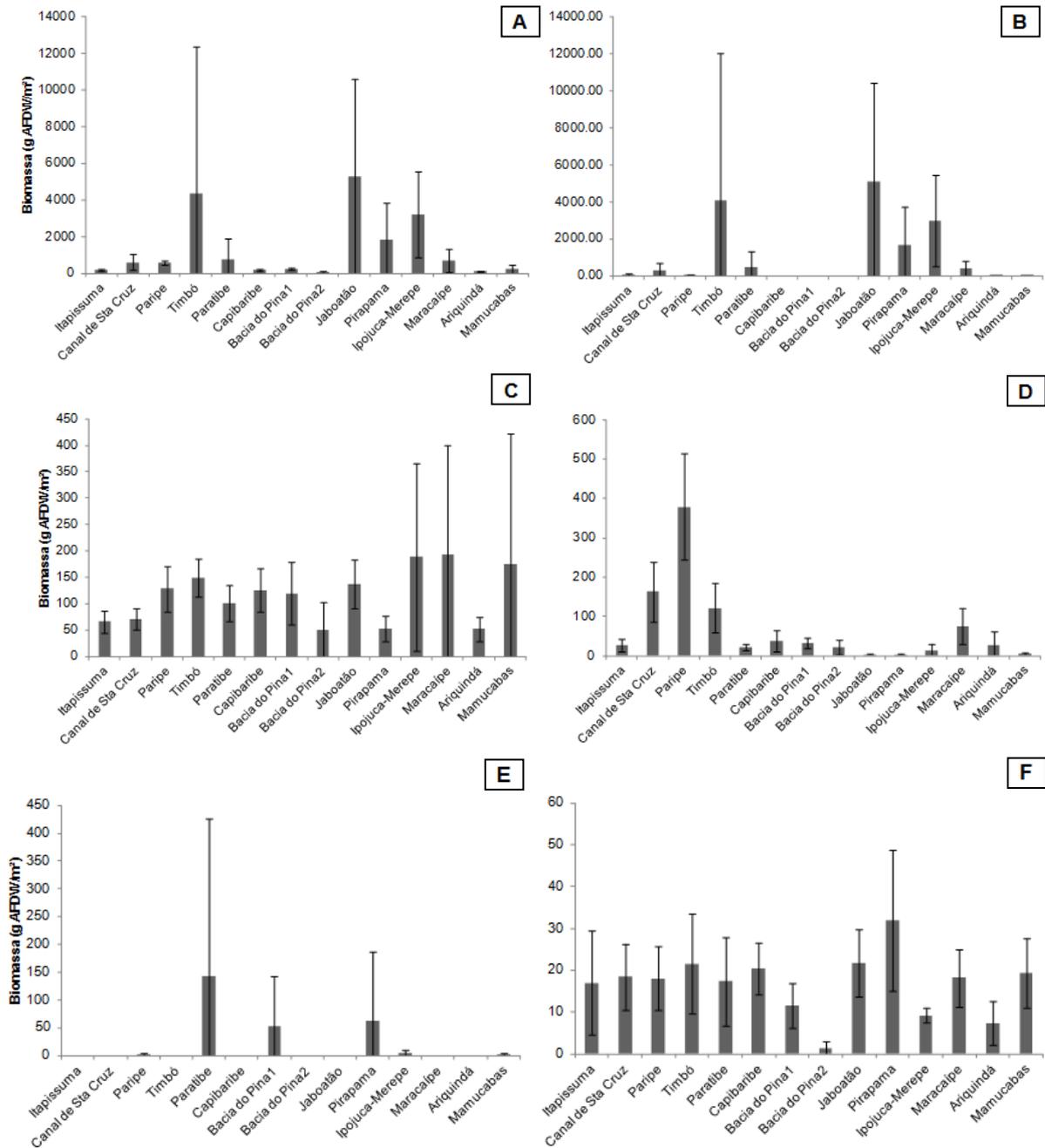


Figura 10| Biomassa (média \pm 95% I.C.) da Macrofauna Total (A), Mollusca (B), Polychaeta – Annelida (C), Nematoda (D), Crustacea – Arthropoda (E) e Oligochaeta – Annelida (F) da comunidade da macrofauna entre os estuários de Pernambuco.

A biomassa da meiofauna foi calculada para os principais grupos taxonômicos encontrados (figura 11). O táxon Nematoda (47%) foi o grupo taxonômico mais dominante nas amostras da meiofauna, seguido por Polychaeta (20%), Copepoda Harpacticoida (14%), Oligochaeta (7%), Ostracoda (4%), Turbellaria (3%), Kinorhyncha (2%), Bivalvia (1,5%), enquanto o restante dos organismos somados representaram 1,7% da biomassa total.

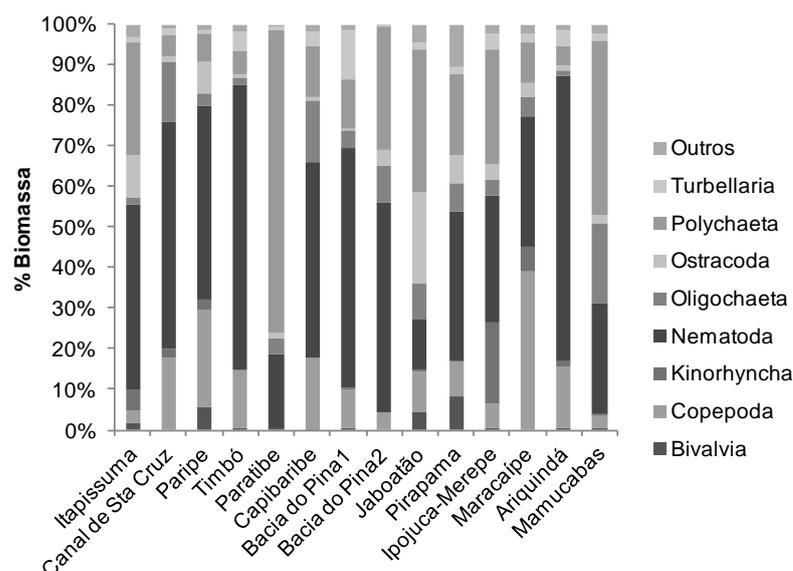


Figura 11| Biomassa expressa em % dos grupos taxonômicos mais representativos (% > 1%) na comunidade da meiofauna nos estuários de Pernambuco.

A biomassa da Meiofauna Total apresentou uma forte variação entre os estuários, sendo Canal de Santa Cruz e Paripe os pontos com os maiores valores, acima de 5.000g AFDW/10cm², e o Pirapama com a menor média encontrada, estando abaixo de 400g AFDW/10 cm² (figura 12A).

A composição gráfica dos valores de biomassa média de Nematoda (figura 12B) foi semelhante à Meiofauna Total, devido a sua alta representatividade. Os maiores valores observados, acima de 2.000g AFDW/10cm², foram no Canal de Santa Cruz, Paripe e Timbó, enquanto os menores valores, abaixo de 200g AFDW/10 cm², no Jaboatão, Pirapama e Mamucabas.

O táxon Polychaeta apresentou em sua maioria biomassa média inferior a 1.000g AFDW/10cm², com exceção de Paratibe (figura 12C). Por sua vez, Copepoda Harpacticoida (figura 12D) geralmente demonstrou valores menores que Polychaeta, com médias também abaixo de 1.000g AFDW/10cm², tendo o Paripe e o Paratibe, respectivamente, a maior e menor biomassa média entre os estuários.

Oligochaeta apresentou variação entre as médias observadas (figura 12E), sendo os valores distribuídos entre 20 (Ariquindá) e 800g AFDW/10 cm² (Canal de Santa Cruz). Ostracoda (figura 12F) e Turbellaria (figura 12G) apresentaram baixos valores de biomassa média, estando os maiores entre de 100 e 500g AFDW/10cm². Para o primeiro grupo taxonômico, os maiores valores fora do Paripe, Itapissuma e Jaboatão, e em continuidade, para o segundo grupo citado, foram do Bacia do Pina1, Timbó e Capibaribe. Para ambos os grupos as menores médias foram inferiores a 15g AFDW/10cm², no Mamucabas, Bacia do Pina1 e Ariquindá para Ostracoda (figura 12F), e Bacia do Pina2, Pirapama e Mamucabas para Turbellaria (figura 12G). O filo Kynorhyncha (figura 12H) e a classe Bivalvia (figura 12I) apresentaram, respectivamente, valores acima de 100g AFDW/10cm² nos estuários Ipojuca-Merepe, Itapissuma, Paripe e Canal de Santa Cruz, e Paripe.

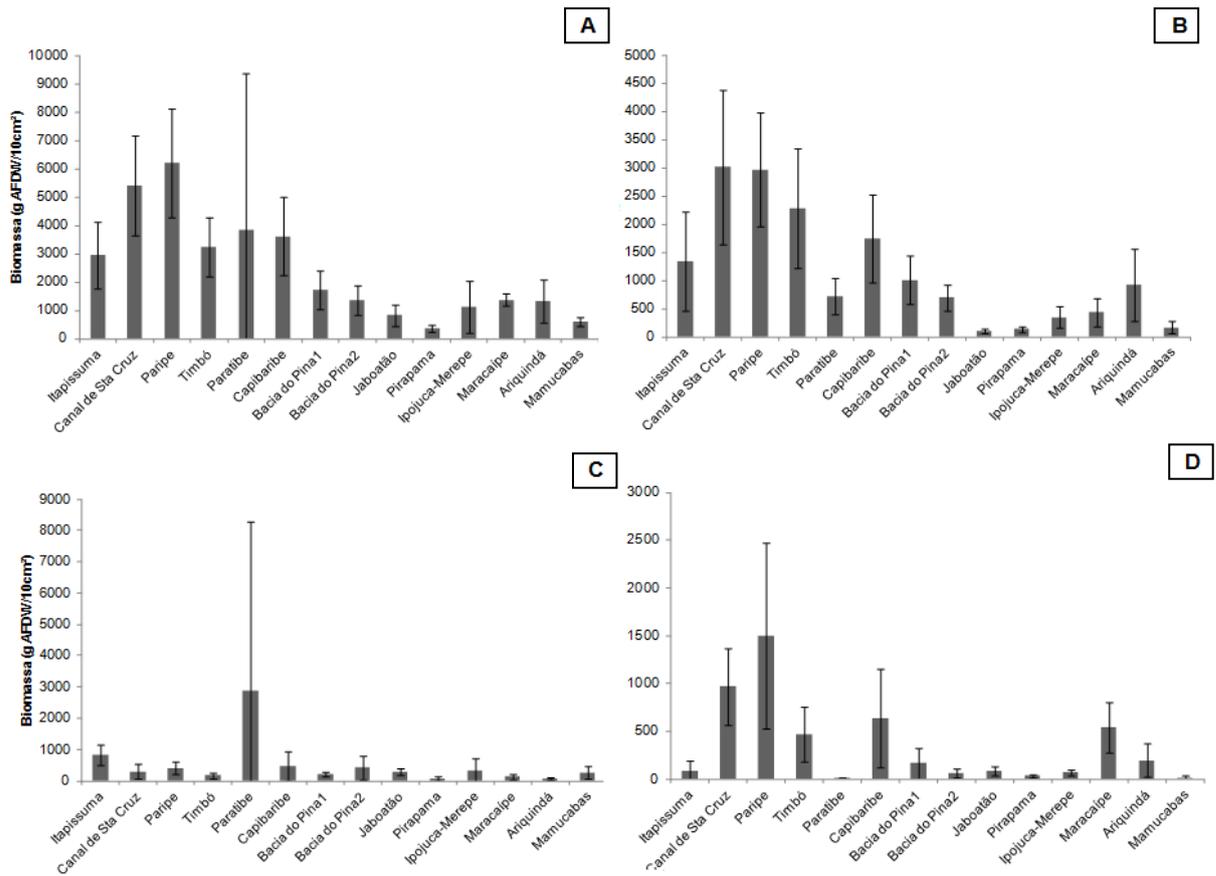


Figura 12| Biomassa (média \pm 95% I.C.) da Meiofauna Total (A), Nematoda (B), Polychaeta – Annelida (C) e Copepoda Harpacticoida – Arthropoda (D) da comunidade da meiofauna entre os estuários de Pernambuco.

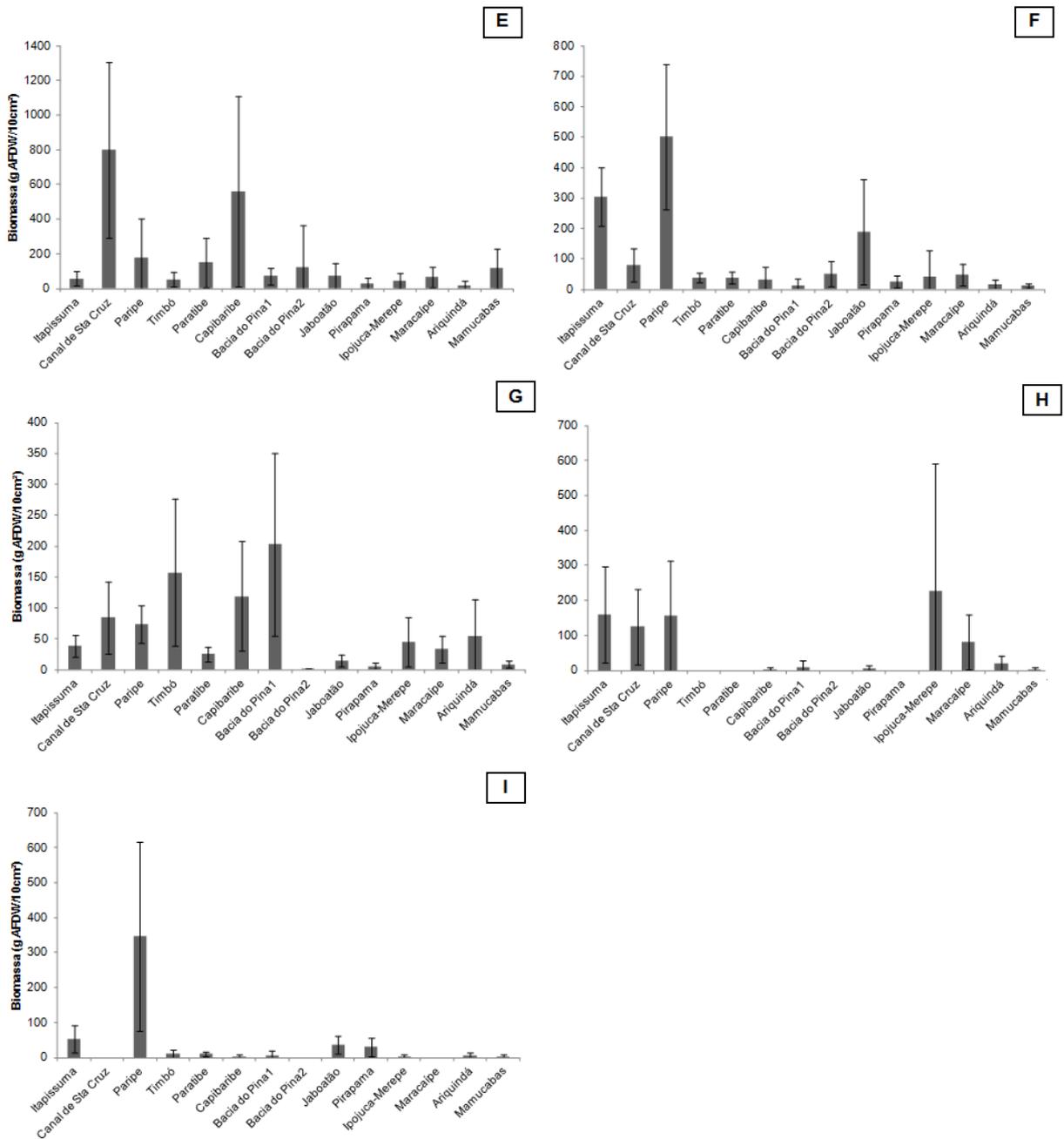


Figura 12 continuidade| Biomassa (média \pm 95% I.C.) de Oligochaeta – Annelida (E), Ostracoda – Arthropoda (F), Turbellaria – Platyhelminthes (G), Kinoryncha (H) e Bivalvia – Mollusca (I) da comunidade da meiofauna entre os estuários de Pernambuco.

1.3.3. Eco-Exergia total e Eco-Exergia específica

A Eco-Exergia total (EXtot) mensurada a partir da macrofauna revelou valores distribuídos entre 182 (Baía do Pina2) e $30.031.10^3$ kJ/m² (figura 13A). Os pontos Jaboatão, Timbó, Ipojuca-Merepe e Pirapama apresentarem os maiores valores, estando sempre acima de $10.000.10^3$ kJ/m². Sobre a Eco-Exergia específica (SpEx), os valores não apresentaram grande variação entre si, estando distribuídos entre 133 kJ/g (Capibaribe e Baía do Pina2) e 305 kJ/g (Jaboatão) (figura 13B).

A Eco-Exergia total (EXtot) medida a partir da meiofauna apresentou valores abaixo de 30.000 kJ/m², tendo seu pico no estuário do rio Paripe, e seu valor mínimo observado para o Pirapama (figura 13C). Assim como na macrofauna, a SpEX também não apresentou forte variação entre os estuários, sendo o menor valor obtido igual a 135 kJ/μg (Paratibe) e o maior 178 kJ/μg (Maracaípe) (figura 13D).

Correlações de Spearman evidenciaram relação significativa e positiva apenas entre os indicadores termodinamicamente orientados calculados a partir dos dados do macrobentos (tabela 12). Ainda sobre a relação EXtot e SpEX para a macrofauna, é possível perceber uma tendência significativa na distribuição dos seus valores, de forma que os indicadores variam, geralmente, de maneira congruente (figura 14).

Tabela 12| Índices das correlações de Spearman (ρ_s) entre os indicadores Eco-Exergia total (EXtot) e Eco-Exergia específica (SpEX) calculados a partir da comunidade bentônica dos estuários de Pernambuco. Em negrito as correlações significativa ($p < 0,05$).

	Macrofauna	Meiofauna	Macro vs Meio	
	EXtot (kJ/m ²) vs SpEx (kJ/g)	EXtot (kJ/m ²) vs SpEx (kJ/μg)	EXtot vs EXtot	SpEx vs SpEx
ρ_s	0,9395	0,0925	-0,1516	0,2668
p	<0,0001	0,7531	0,6048	0,3564

Quanto à relação entre os descritores univariados da comunidade e os indicadores termodinâmicos (tabela 11), correlações de Spearman demonstraram significância apenas entre a riqueza e a EXtot, calculada com dados da comunidade meiobentônica.

Tabela 13| Índices das correlações de Spearman (ρ_s) entre os Eco-Exergia total (EXtot – kJ/m²) e Eco-Exergia específica (SpEx – kJ/g macrofauna; kJ/μg meiofauna) calculados a partir da macro- e meiofauna estuarina de Pernambuco e os descritores univariados da comunidade (riqueza – S; J' – equitabilidade de Pielou; H'(log2) – diversidade de Shannon-Wiener). Em negrito as correlações significativas ($p < 0,05$).

	S vs Extot	S vs SpEx	J' vs EXtot	J' vs SpEx	H'(log2) vs EXtot	H'(log2) vs SpEx	
Macrofauna	ρ_s	0.3497	0.3924	0.0264	0.1806	0.1692	0.2926
	p	0.2203	0.1651	0.9286	0.5366	0.5630	0.3099
Meiofauna	ρ_s	0.5525	0.2636	-0.4626	0.4404	-0.3872	0.4355
	p	0.0404	0.3625	0.0957	0.1149	0.1713	0.1195

A partir da correlação entre os indicadores termodinamicamente orientados e os grupos taxonômicos da comunidade bentônica, para a macrofauna foi determinada uma associação significativa entre Mollusca e EXtot ($\rho_s=0,9238$, $p<0,0001$ e SpEX ($\rho_s=0,927$, $p<0,0001$), e Oligochaeta e a EXtot ($\rho_s=0,5354$, $p=0,048$). A partir da meiofauna, foi observada uma associação significativa entre Nematoda e EXtot ($\rho_s=0,9121$, $p<0,0001$), Copepoda Harpacticoida e EXtot ($\rho_s=0,6895$, $p=0,007$), Copepoda Harpacticoida e SpEX ($\rho_s=0,5881$, $p=0,026$), Turbellaria e EXtot ($\rho_s=0,6703$, $p=0,008$) e Oligochaeta e EXtot ($\rho_s=0,6029$, $p=0,022$).

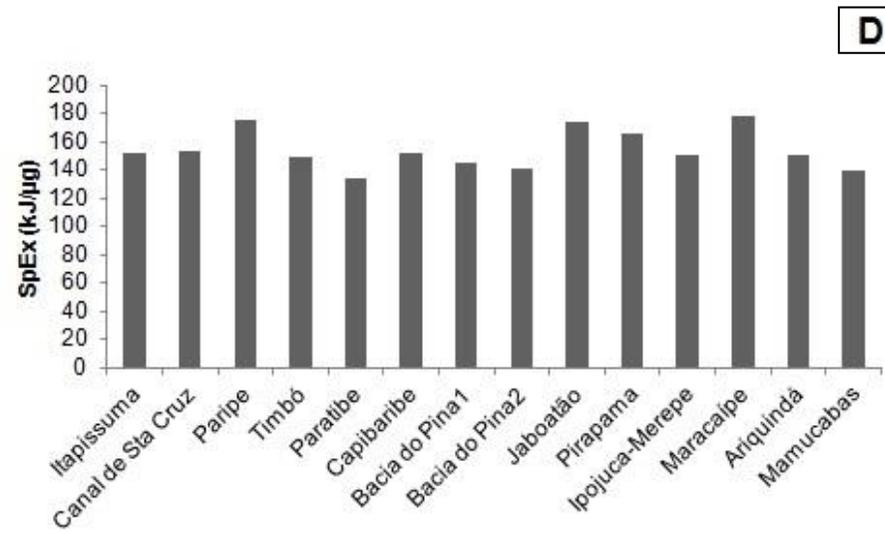
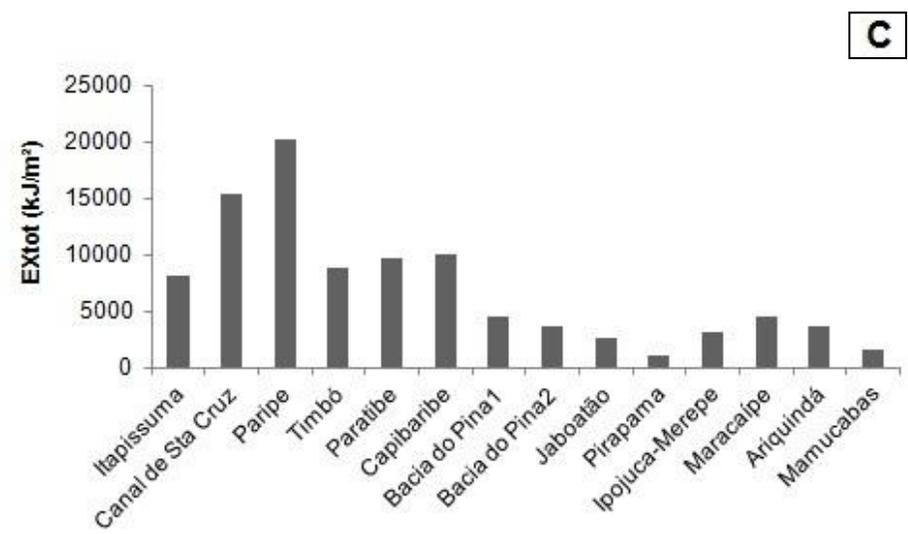
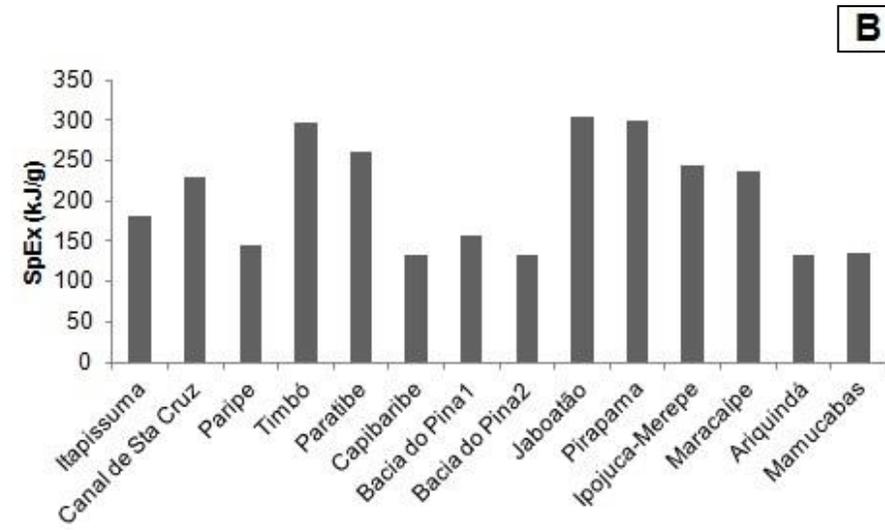
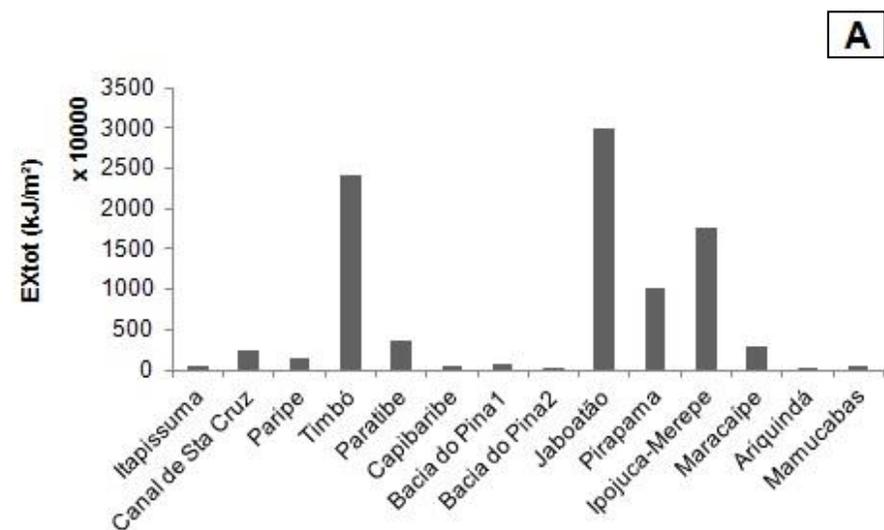


Figura 13| Indicadores termodinamicamente orientados, Eco-Exergia total (EXtot) e Eco-Exergia especifica (SpEx), calculados com base na equação de Jørgensen *et al.* (2010) para dados de biomassa média da comunidade bentônica (macrofauna A e B; meiofauna C e D) nos estuários de Pernambuco.

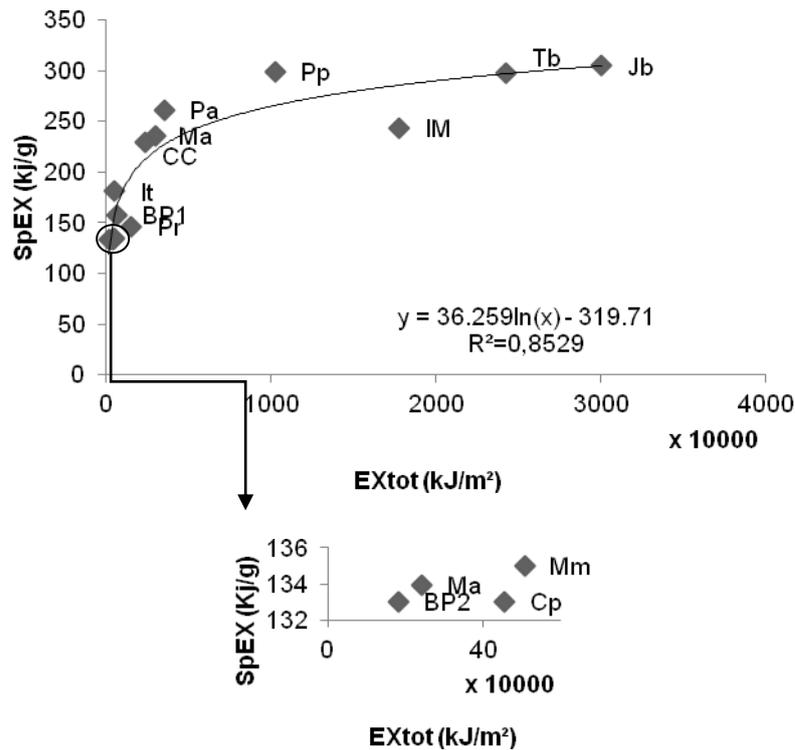


Figura 14| Diagrama de dispersão dos indicadores Eco-Exergia total (EXtot) e Eco-Exergia específica (SpEX) com linha de tendência logarítmica e a equação da regressão, calculados a partir da biomassa da comunidade macrobentônica dos estuários de Pernambuco. As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

Foram elaborados quatro diferentes estágios de desenvolvimento para os estuários estudados (figura 15). Ecossistemas com EXtot e SpEx altos traduzem estuários “pouco comprometidos”, com alta complexidade estrutural e de informação biológica, além de alto aproveitamento da eco-exergia do ecossistema, fruto de *networks* com mais e mais componentes conectados (quadrante I); na categoria com baixos valores de EXtot e altos de SpEX, estão os ecossistemas “comprometidos, porém com alto aproveitamento de eco-exergia”, descreve os estuários com baixa complexidade físico-biológica, porém com melhor aproveitamento dos nichos disponíveis pelo uso eficiente da eco-exergia (quadrante II); os ecossistemas com EXtot alto e SpEX baixo, considerados “comprometidos, apesar da complexidade da estrutura físico-biológica”, apresentam baixo aproveitamento da eco-exergia e organismos com menos informações conjugadas à biomassa (quadrante III); e por fim, ecossistemas com EXtot e SpEx com valores baixos correspondem a estuários “muito comprometido”, com baixa complexidade estrutural, vulneráveis e com baixa informação contida no material biológico, com uso ineficiente da eco-exergia, demonstrando que não há grande possibilidade do ecossistema suportar mais organismos (quadrante IV).

Os quatro modelos foram observados na distribuição dos valores dos indicadores calculados com a meiofauna, e apenas os modelos (I), (III) e (IV) com dados do macrobentos. Os grupamentos

nos quadrantes do gráfico mostram que houve uma total convergência na resposta do EXtot e SpEx, mensurados separadamente pela comunidade meio- e macrobentônica, na qualificação da Bacia do Pina1, Bacia do Pina2, Mamucabas, Ariquindá e Maracaípe. É importante observar que o ponto Canal de Santa Cruz foi posicionado a partir dos dados dos EXtot e SpEX em uma região de forte transição do modelo (III) para o (I).

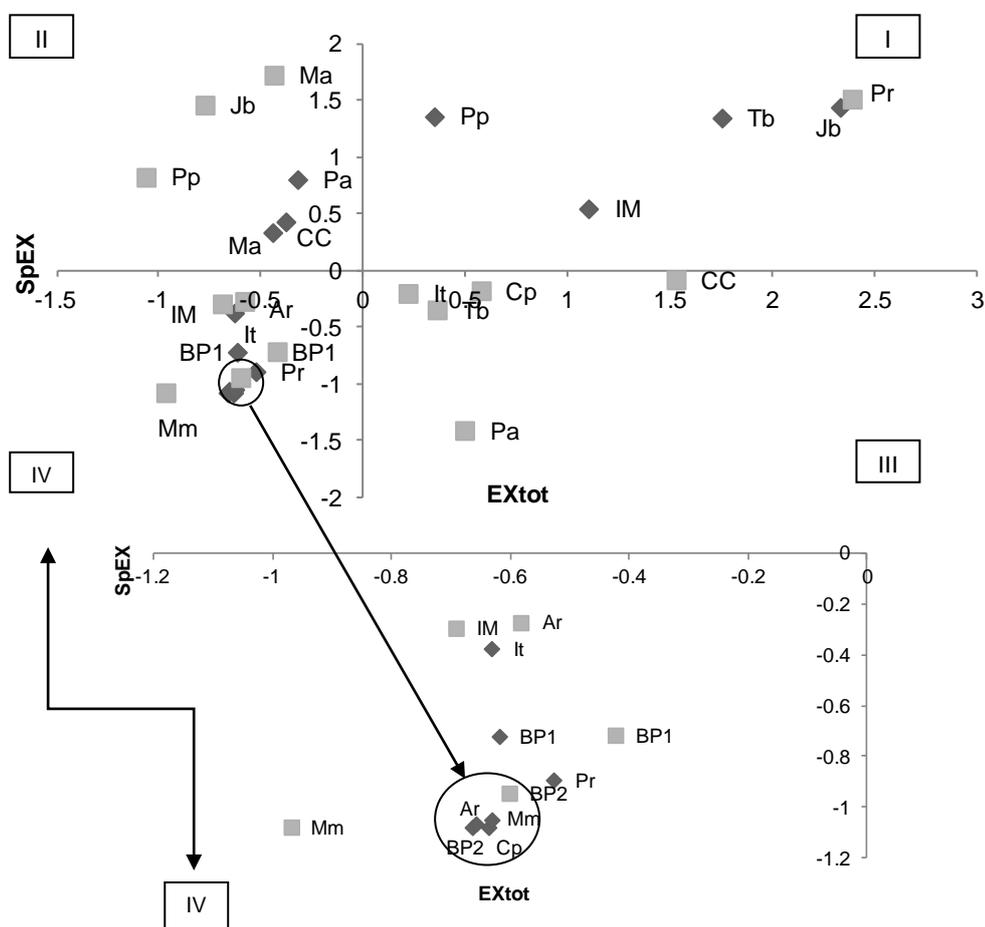


Figura 15| Modelos de desenvolvimento dos ecossistemas estuarinos de Pernambuco (I, II, III e IV), com base nos dados dos indicadores Eco-Exergia total (EXtot ~ eixo x) e Eco-Exergia específica (SpEx ~ eixo y) mensurados a partir da macrofauna (losango escuro) e meiofauna (quadrado claro) com os dados normalizados.

Ao equiparar os estágios de desenvolvimento com as classificações da qualidade ecológica dos estuários segundo a CPRH e o AMB (tabela 14), foi possível observar maiores concordâncias entre aquelas apontadas pelos EXtot e SpEX, calculados com dados da meiofauna, com as dos demais descritores (tabela 15).

Tabela 14| Espelhamento das classes de qualidade ecológica dos ambientes estuarinos de Pernambuco segundo os estágios de desenvolvimento do ecossistema baseados nos indicadores Eco-Exergia total e Eco-Exergia específica (calculados com dados da macro- e meiofauna bêntica), pela Agência estadual do Meio Ambiente – CPRH (2006; 2009; 2013; 2014) e segundo os grupos ecológicos do Índice Biótico Marinho – AMBI (Valença, 2009). --- Sem equivalência.

Equivalência entre classificações		
Estágio de desenvolvimento	Estágios de desenvolvimento e CPRH	Estágios de desenvolvimento e AMBI
I – pouco comprometido	---	I ≈ não perturbado ou pouco perturbado
II – comprometido, porém com alto aproveitamento de eco-exergia	II ≈ poluído	II ≈ pouco perturbado/moderadamente perturbado
III – comprometido, apesar da complexidade da estrutura físico-biológica	III ≈ poluído/muito poluído	III ≈ moderadamente perturbado ou moderadamente perturbado/muito perturbado
IV – muito comprometido	IV ≈ muito poluído	IV ≈ muito perturbado

Tabela 15| Classificações de qualidade ecológica dos estuários de Pernambuco segundo os indicadores selecionados: Estágios de desenvolvimento do ecossistema baseado nos indicadores Eco-Exergia total e Eco-Exergia específica (calculados com dados da macro- e meiofauna bêntica), Relatórios de Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas de Pernambuco (CPRH, 2006; 2009; 2013; 2014) e os grupos ecológicos do Índice Biótico Marinho – AMBI (dados de Valença, 2009). *Informações indisponíveis. Estuários

	Estágio de desenvolvimento		CPRH	AMBI
	Macrofauna	Meiofauna		
Itapissuma	IV	III	*	Moderadamente perturbado
Canal de Sta Cruz	II	III em transição para II	Poluído	Pouco perturbado
Paripe	IV	I	*	Não perturbado
Timbó	I	III	Poluído/muito poluído	Pouco perturbado/moderadamente perturbado
Paratibe	II	III	Poluído/muito poluído	Moderadamente perturbado/muito perturbado
Capibaribe	IV	III	Muito poluído	Muito perturbado
Bacia do Pina1		IV	*	Moderadamente perturbado
Bacia do Pina2	IV	IV	*	Moderadamente perturbado/muito perturbado
Jaboatão	I	II	Muito poluído	Muito perturbado
Pirapama	I	II	Poluído/muito poluído	Moderadamente perturbado
Ipojuca-Merepe	I	IV	Muito poluído	Moderadamente perturbado
Maracaípe	II	II	Poluído	Moderadamente perturbado
Ariquindá	IV	IV	*	Pouco perturbado
Mamucabas	IV	IV	*	Muito perturbado

Por fim, ao correlacionar os *scores* obtidos para cada estuário pelo AMBI, para a macrofauna (Valença & Santos, 2012), com os valores dos descritores univariados e com os valores dos indicadores EXtot e SpEX da comunidade macro- e meiobêntica, vemos que apenas a riqueza (meiofauna) apresentou uma relação significativa tanto com o AMBI (tabela 16) quanto com a EXtot (tabela 13).

Tabela 16| Índices das correlações de Spearman (ρ_s) entre os scores do AMBI (Índice Biótico Marinho), para a macrofauna (dados de Valença & Santos, 2012), e os descritores univariados da comunidade bentônica (riqueza – S; J' – equitabilidade de Pielou; H'(log2) – diversidade de Shannon-Wiener). Em negrito as correlações significativas ($p < 0,05$).

		S vs AMBI	J' vs AMBI	H'(log2) vs AMBI
Macrofauna	ρ_s	-0.2419	-0.3612	-0.4554
	<i>p</i>	0.4046	0.2044	0.1016
Meiofauna	ρ_s	-0.6162	0.4344	0.3656
	<i>p</i>	0.0189	0.1206	0.1985

I.4. Discussão

I.4.1. Qualificação das áreas estuarinas pelos EXtot e SpEX, a partir da macro- e meiofauna bentônica

Os indicadores orientados termodinamicamente Eco-Exergia total (EXtot) e Eco-Exergia específica (SpEX) são reconhecidos no meio científico enquanto qualificadores de ambientes aquáticos (Fonseca *et al.* (2000); Marques *et al.*, 2003; Salas *et al.*, 2005; Jørgensen, 2006a; Jørgensen, 2006b; Jørgensen, 2007; Marchi *et al.*, 2012; Veríssimo *et al.*, 2012; Molozzi *et al.*, 2013; Vassallo *et al.*, 2013; Jørgensen, 2015; Tang *et al.*, 2015) como praias, regiões intertidais, reservatórios artificiais e estuários. Os estudos detectaram que os indicadores respondem diferentemente à dinâmica de desenvolvimento do ecossistema durante o processo de eutrofização, quando medidos a partir da macrofauna (Veríssimo *et al.*, 2012, Molozzi *et al.*, 2013; Tang *et al.*, 2015), sendo sugerido usá-los em complemento às classificações do seu estado de saúde (Marques *et al.*, 1997). Por sua vez, trabalhos que incluem a meiofauna incorporada ao “sub-sistema microbentônico” (Fabiano *et al.*, 2004, Vassallo *et al.*, 2006, Vassallo *et al.*, 2013), o que inclui bactérias, protozoários, microfítobentos e a própria matéria orgânica, também observam que, geralmente, os valores de EXtot e SpEX têm uma correlação negativa, ou seja, os maiores valores de Eco-Exergia total e menores de Eco-Exergia específica são obtidos em pontos considerados impactados.

No presente trabalho, a correlação entre os indicadores mensurados a partir da comunidade bentônica foi observada apenas para a macrofauna (tabela 12). Contudo, tal reação comportou-se diferentemente do usual: ao passo que os valores do EXtot aumentavam, geralmente, aumentavam também os do SpEX. Pelo fato dos ecossistemas estuarinos aqui abordados apresentarem altas biomassas, esta relação entra em acordo com os trabalhos no sentido que Eco-Exergia total aumenta como uma função da variação de biomassa (Jørgensen *et al.*, 1995). Contudo, por serem áreas já naturalmente estressadas, isso não poder ser ligado diretamente ao estado de eutrofização ou com o aumento das concentrações de nutrientes, pois a utilização da eco-exergia do ecossistema, medida pelo SpEX, aponta para seu aproveitamento e, conseqüentemente, um maior desenvolvimento do ecossistema. Vassallo *et al.* (2006) sugeriu para a relação inversa dos indicadores termodinâmicos uma associação ao estado trófico da região estuarina. Assim, em seu estudo na costa da Itália e da Albânia (em proximidade de grandes cidades e com maior impacto humano), em áreas oligotróficas esta inversão pode ser percebida, contudo, a média de matéria orgânica disponível nos estuários estudados no presente trabalho foi muito alta (8,42%), indicando que as áreas são, no mínimo, naturalmente mesotróficas (Valença & Santos, 2012).

O SpEX medido pela comunidade bentônica apresentou uma baixa variação, indicando que a biomassa interferiu muito nos valores do EXtot. Isso é explicado pelo fato dos grupos taxonômicos encontrados não apresentarem grandes diferenças entre seus valores de β_i , e por sua vez este limita os resultados a serem muito próximos. De qualquer forma, estes resultados não significam que o SpEX não possa indicar a complexidade do ecossistema, mas sim indica a demanda de maiores

investigações sobre sua resposta em situações de grupos de organismos com fatores de peso próximos.

A partir do histórico de ação antrópica e estado ecológico das zonas estuarinas aqui avaliadas era esperado que os indicadores termodinamicamente orientados apresentassem baixos valores em regiões com menor estrutura, estabilidade e diversidade de comunidade, estando em condições mais frágeis de saúde ecossistêmica e sob maior estresse antrópico. Contudo, os resultados apontaram condições divergentes quando mensurados a partir da macrofauna e meiofauna bentônica (tabelas 14 e 15). Em sua grande maioria, com base nos dados da meiofauna, as áreas foram classificadas pelos indicadores com maior compatibilidade com seu histórico de impacto associado. Reforçando este resultado, Fabiano *et al.* (2004) propôs o uso da exergia, exergia específica e ascendência para acessar a saúde do ecossistemas costeiros/marinhos com base em medidas do sub-sistema microbentônico com base na ideia que a análise deste, como parte de um todo do ecossistema, pode representar uma maneira eficiente para investigação de distúrbios (ex. enriquecimento orgânico). Somado a isso, estudos afirmam que, por conta do seu pequeno tamanho e rápida geração, os organismos micro- e meióbentônicos respondem rapidamente às mudanças no meio ambiente (Venzulli *et al.*, 2002). Dessa maneira, pode-se afirmar que os indicadores termodinâmicos medidos com a meiofauna refletiram tanto as funções ecossistêmicas como sua organização.

Por sua vez, segundo os dados da macrofauna, os pontos considerados como “pouco comprometidos” foram Timbó – que apesar da extensa vegetação de mangue é submetido à intensa ação antrópica industrial (Grego *et al.*, 2004), Jabotão – receptor de efluentes domésticos e industriais de seis grandes cidades (Souza & Tundisi, 2003) e Ipojuca-Merepe – cuja obra do Complexo Portuário de Suape interrompeu a conexão entre os dois rios (Silva *et al.*, 2004), além de desmatar mais de 600 ha de mangue afetando o balanço e a resiliência de várias espécies (Koenig *et al.*, 2002). Em contrapartida, a estrutura da biomassa da meiofauna os classifica com maior compatibilidade com suas realidades ecológicas e de estresse, sendo Timbó considerado como “comprometido, apesar da complexidade físico-biológica”, enquanto Jabotão e Ipojuca-Merepe “comprometidos, porém com alto aproveitamento de eco-exergia”. Salas *et al.* (2006) observou no estuário do rio Mondego em duas regiões com características de qualidade ecológicas opostas, uma inversão na sua classificação pelos indicadores termodinamicamente orientados medidos pela macrofauna bentônica. Neste trabalho, pode-se sugerir que as comunidades dos estuários Timbó, Jabotão e Ipojuca-Merepe estão, aparentemente, se beneficiando da condição de estresse a que estão submetidas.

Muitos índices têm um funcionamento dependendo do modelo de Pearson-Rosenberg sobre o enriquecimento orgânico e torna-se importante que se valide suas medidas com outros fatores estressantes como perturbações físico-químicas (Quintino *et al.*, 2006) e embora estuários sejam ambientes com natural enriquecimento orgânico (Dauvin, 2007), o alto aporte de nutrientes, por exemplo, pode ter sido um fator determinante para o padrão acima citado. Estudos indicam que índices bióticos podem sofrer fortes interferências de condições ambientais extremas, como baixa salinidade (Borja & Muxika, 2005; Muxika *et al.*, 2007) ou potencial de oxi-redução (Giere, 2009). No

caso do Maracaípe, a ambas as comunidades classificam o estuário como “comprometido, porém com alto aproveitamento de eco-exergia”. O estuário é caracterizado por uma densa floresta de *Lagunculária racemosa*, e atividades antrópicas são restritas em seu entorno, sendo o ecoturismo a de maior incidência (Mendonça & Almeida-Cortez, 2007). Contudo, apresentou a mais alta salinidade entre os estuários e influenciou fortemente a estrutura da macrofauna, porém parece ter surtido um efeito aparentemente menos drástico na meiofauna, visto que a classificação “comprometidos, porém com alto aproveitamento de eco-exergia” foi corrigida para “pouco comprometido”. Esta tendência da salinidade, por sua vez, não pode ser comprovada no caso dos estuários Ariquindá e Mamucabas.

Apesar de expressarem de maneira holística o estado do ambiente, em alguns casos os indicadores não diferenciaram estuários conhecidamente com certo nível de preservação, como no caso do Ariquindá – que integra o estuário do rio Formoso, com bom estado de preservação (Medeiros, 2005) e do Mamucabas – que tem origem no interior da área de preservação biológica de Saltinho e percurso entre áreas de preservação florestadas e centros urbanos com baixa densidade populacional (Araújo & Costa, 2006), classificados como “muito comprometidos”. Gradientes de salinidade podem determinar fortemente ocorrência e composição de espécies bentônicas (Richmond *et al.*, 2007) e no caso, ambos os estuários apresentaram valores opostos de salinidade. Mais adiante será discorrido como a composição da comunidade pode determinar esta classificação equivocada, tendendo a reconhecer a complexidade das zonas estuarinas.

Organismos da meiofauna podem existir sob todos os regimes de salinidade. Por conta de que muitas espécies são capazes de se adaptar nestes regimes, muitas vezes é possível atestar que, em determinadas áreas estuarinas com água salobra em níveis críticos, há maior diversidade na meiofauna, enquanto descreve-se um número mínimo de espécies para a macrofauna (Remane, 1934 *in* Giere, 2009), como visto para Mamucabas e Ariquindá. No Mamucabas, isto pode estar ligado ao ponto de coleta dos dados (Valença & Santos, 2012), sendo então considerado como um estuário oligohalino, influenciando tanto a macrofauna quanto a meiofauna. Por sua vez, o Ariquindá apresentou altas biomassas de grupos ecológicos tolerantes, como Nematoda e Oligochaeta, na macrofauna, e Nematoda e Turbellaria, para a meiofauna. Isso implica, conseqüentemente, em uma quantidade maior de EXtot, e por seus discriminantes de complexidade serem iguais (tabela 6), determina uma menor complexidade.

Os estuários apresentaram sempre valores de Eh negativos, indicando grande atividade microbiana para degradação de matéria orgânica. Páez-Osuna *et al.* (1999) explicam que a capacidade assimilativa de um ecossistema ao enriquecimento de nutrientes é finita e que quantidades excessivas de nutrientes podem alterar a composição das espécies, a diversidade e a dinâmica das comunidades bióticas. Ainda, segundo Sandulli & Nicola-Giudici (1991), a redução da disponibilidade de oxigênio e a elevação da camada de descontinuidade do potencial redox como resultado da contaminação orgânica podem causar alterações na composição quali-quantitativa da meiofauna, ex. aumento de formas tolerantes, como nematoides e oligoquetos. Assim, por conta de que Bacia do Pina (pontos 1 e 2), Mamucabas e Ariquindá apresentaram os valores mais negativos de Eh vistos entre os estuários, isto pode também ter influenciado no seu agrupamento no modelo IV (categoria muito comprometido). Contudo, é sabido que são estuários em estados de saúde distintos.

A Bacia do Pina é hipereutrífica, situada dentro da região metropolitana, sob intensa ação antrópica, reconhecida pelos mais altos valores dos pigmentos (clorofila *a* e feopigmentos) e matéria orgânica (tabela 6), ligados à poluição orgânica (Sommerfeld *et al.*, 2003) do aporte de efluentes domésticos dos rios Capibaribe, Tejipló, Jiquiá, Jordão e Pina (CPRH, 2014).

Diante do “paradoxo de qualidade estuarina” (Dauvin, 2007), as espécies tolerantes ao estresse são típicas em regiões de estuários, tendendo a definir estes ambientes em classes de baixa qualidade. No caso da macrofauna (Anexo 1), Mollusca e Oligochaeta ou estiveram ausentes nas amostras ou com valores muito abaixo do encontrado entre os demais estuários, sendo por vezes os menores registrados, contribuindo para os baixos valores de eco-exergia e confirmando a influência da biomassa dos grupos ecológicos tolerantes na EX_{tot}. Ainda, a estrutura de suas comunidades é dominada grupos zoológicos com baixos fatores de β_i , como Oligochaeta, que têm menos eco-exergia incorporada a sua biomassa, determinando também os mais baixos SpEX encontrados. Porém, isso apenas cabe como uma justificativa para seu agrupamento, e não uma característica de proximidade entre estados tróficos ou de saúde ecossistêmica.

Copepoda Harpacticoida foi o único grupo taxonômico que se relacionou significativamente com SpEX ($\rho_s=0,5881$, $p=0,026$), contudo, a dominância de grupos ecológicos como Nematoda no valor final da biomassa dos estuários tende a homogeneizar a estrutura da comunidade em torno de sua baixa carga informacional (β_i), influenciando por consequência nos baixos valores de SpEX. Por fim, isso é corroborado ainda com a relação significativa entre a riqueza e o EX_{tot} ($r=0,5697$, $p=0,03$), visto que todos os estuários, com exceção do Bacia do Pina², apresentaram para ambos altos valores. Os grupos ecológicos que influenciaram a estrutura da comunidade meiobentônica (Anexo 2) também o fizeram na distribuição dos indicadores termodinâmicos.

1.4.2. Comparação entre as classificações ecológicas dos estuários

1.4.2.1. CPRH e EX_{tot} e SpEX

Embora a CPRH não inclua em seus parâmetros a comunidade zoológica, as semelhanças observadas entre as classificações podem estar ligadas a fatores ambientais, como a concentração de clorofila-*a* e salinidade, os quais determinaram a estrutura da comunidade para macro- e meiofauna. A clorofila-*a* pode ser considerada como um indicador para acessar os níveis nutricionais das águas costeiras, pois seus altos teores indicam atividade biológica e deve ser atribuído a fontes de esgotos sanitários domésticos e industriais, e baixa concentração deve ser atribuída a substâncias de fontes industriais. Como já mencionado, a salinidade também pode determinar a ocorrência das espécies bentônicas ao longo de um gradiente (Richmond *et al.*, 2007).

O estuário do Maracaípe apresentou alta concentração de clorofila-*a* e alta salinidade (figura 2 e tabela 8, respectivamente). A salinidade, no caso do Maracaípe, é justificada pelo ponto onde a coleta foi realizada (ver Valença & Santos, 2012), enquanto a clorofila-*a* pode ter influenciado os baixos valores de biomassa, que são compensados pela atividade e complexidade biológica do estuário. Assim, apesar de seu estado ecológico ser mais adequadamente classificado no grupo (I), como feito pela meiofauna, do que no (II), pela macrofauna, a indicação da qualidade do ecossistema

pelos indicadores termodinâmicos medidos pela macrofauna foi compatível com a interpretação da CPRH.

No caso do Canal de Santa Cruz, sua transição da forma de desenvolvimento (III) para (I) quando os indicadores termodinâmicos tomam por base a biomassa meiobentônica, demonstrando seu possível estado mais saudável, pode ser sustentada por informações na literatura que reconhecem a influência continental de vários rios no canal, e também sua exposição aos efluentes da agorindústria e atividades urbanas, contudo, reforçam a vasta vegetação de mangue que comporta (Flores-Montes *et al.*, 2002). Dessa forma, mais uma vez, a qualificação da meiofauna é vantajosa à da macrofauna. Apesar disso, por conta dos baixos valores do Eh do sedimento, altas concentrações de matéria orgânica e alta salinidade, a comunidade da macrofauna determinou por meio dos EXtot e SpEX sua possível situação de comprometimento arriscado, o que fez entrar em concordância com os dados da agência estadual. Por sua vez, para o Timbó, Paratibe e Ipojuca-Merepe, todos com estruturas da comunidade da meiofauna significativamente similares (figura 10), a concordância com os dados da CPRH corrobora o que foi citado acima sobre a mais adequada classificação ecológica dos estuários segundo a meiofauna.

Com relação à melhor classificação do Capibaribe pelos EXtot e SpEX da macrofauna, as altas concentrações e matéria orgânica confirmam o estado eutrófico do estuário (Fernandes *et al.*, 1999). Relacionando a densa ocupação na área estuarina do Capibaribe, que reflete nos *inputs* de nutrientes frutos do deságue direto do esgoto da Região Metropolitana do Recife, dos efluentes industriais e dos seus rios tributários poluídos (Tejipió, Jordão, Pina e Bebebribe), há o estímulo do crescimento algal e de bactérias que conseqüentemente atinge a comunidade macrobentônica e também a meiobentônica. Contudo, o conjunto desses fatores parece ter surtido maior efeito de crise na macrofauna do que na meiofauna, visto que esta chega a apontar o comprometimento do estuário, mas também uma complexidade da estrutura biológica, aparentando um benefício à condição de impacto.

Dessa forma, é possível traçar um paralelo entre a compatibilidade dos indicadores termodinâmicos com base na macrofauna e os dados da CPRH para estuários altamente poluídos e forte ação antrópica (Capibaribe) e incompatibilidade com estuários reconhecidos como em pouco ou baixo comprometimento à comunidade da meiofauna, mas com alta atividade biológica (Canal de Santa Cruz e Maracaípe).

I.4.2.2 AMBI e EXtot e SpEX

Surpreendentemente, os EXtot e SpEX calculados a partir da meiofauna apresentaram maior compatibilidade com as classificações ecológicas do AMBI do que quando medidos a partir da biomassa da macrofauna. Enquanto houve compatibilidade apenas para o estuário do Cabibaribe entre as classificações do AMBI e dos modelos de desenvolvimento do ecossistema baseados nos EXtot e SpEX com dados da macrofauna, a mesma relação de compatibilidade porém com os indicadores termodinâmicos medidos a partir da meiofauna ocorreram para os estuários Itapissuma, Canal de Santa Cruz, Paripe, Paratibe, assim como com os dados da CPRH, e Mamucabas. Contudo, o caso da classificação pelos indicadores para o Mamucabas já foi problematizado

anteriormente. Valença & Santos (2012) também reconhecem a inconsistência do AMBI em classificá-lo como poluído em transição para muito poluído, devido ao seu histórico de poucos distúrbios (localização longe de centros urbanos e com um certo grau de preservação).

Vários trabalhos avaliaram a meiofauna bentônica como indicadora de poluição, sendo frequentemente Nematoda e Copepoda Harpacticoida grupos destacados (ver Heip, 1980; Platt *et al.*, 1984; Shaw *et al.*, 1983); ainda assim, é sugerido que se use dados da meiofauna associados ao da macrofauna para avaliarem melhor conjuntamente os estados eutróficos (Widbom & Elmgren, 1988). Contudo, a macrofauna é comparativamente melhor compreendida como indicadora de enriquecimento orgânico ou inorgânico (Pearson & Rosenberg, 1978) em relação à meiofauna, e acessá-la, então, em áreas onde o macrobentos tem baixa riqueza e diversidade de espécies é um esforço necessário (Widbom & Elmgren, 1988), mesmo que dependa de mais tempo e mais pessoas peritas. Apenas a riqueza, a característica biológica mensurável de comunidades ecológicas que se relaciona com a estabilidade da comunidade (Tang *et al.*, 2015), foi o descritor univariado entre as comunidades (no caso a da meiofauna) a ter relação significativa com o valor do EXtot (tabela 13). Por sua vez, quando então se correlaciona a riqueza da meiofauna e os *scores* do AMBI, existe uma forte relação inversa entre os dois: os maiores valores do primeiro, que discriminam genericamente maior qualidade ecológica, estão ligados aos mais baixos valores do AMBI, que apontam ambientes impactados (tabela 16).

Para os que o AMBI avalia de maneira inapropriada, sendo áreas de saúde ambiental reconhecida, Borja & Muxika (2005b) recomendam o seu uso em associação a outras medidas para se compreender melhor a condição ambiental da área. Contudo, não existe relação entre os descritores univariados medidos pelos grandes grupos taxonômicos da macrofauna com o AMBI (tabela 16) ou com os indicadores termodinâmicos (tabela 13). Uma justificativa para isto pode ser o fato de que o AMBI discrimina as áreas com base nos grupos ecológicos em que espécies são descritas, ex. espécies oportunistas e tolerantes, enquanto os dados utilizados aqui abarcam generalizações sobre grandes grupos taxonômicos, que podem comportar diferentes espécies com diferentes estratégias de sobrevivência. Outros trabalhos demonstram o AMBI como não robusto o suficiente se comparado aos indicadores EXtot e SpEx (Pranovi *et al.*, 2007; Patrício *et al.*, 2009).

I.5. Conclusão

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, foi evidenciada uma relação significativa e inversa apenas entre os indicadores termodinâmicos quando mensurados com dados da comunidade macrobentônica. Apesar disto, a partir dos valores dos indicadores EX_{tot} e SpEX, foi possível criar quatro modelos de desenvolvimento do ambiente que, em alguns casos, são concordantes para os indicadores mensurados tanto pela macrofauna quanto pela meiofauna bentônica. As incompatibilidades podem ser justificadas pela influência de grupos tolerantes, como Mollusca, Oligochaeta e Nematoda, na reduzida biomassa e fatores de peso que discriminam a complexidade dos organismos. Os indicadores EX_{tot} e SpEX calculados com os dados dos organismos da meiofauna conseguiram classificar mais adequadamente, de acordo com os dados na literatura sobre seu estado, as zonas estuarinas do que os mesmos com base na macrofauna. Contudo, mais investigações devem ser feitas para melhor compreender a influência de fatores ambientais na distribuição dos valores de EX_{tot} e SpEX em estuários tropicais. Por fim, foi possível evidenciar que existe uma maior concordância entre a resposta dos indicadores termodinâmicos calculados com a biomassa da meiofauna e o *status* dos estuários de Pernambuco quando qualificados por trabalhos antecedentes, mesmo sob metodologias distintas, como os relatórios da CPRH e as classificações do AMBI, para a macrofauna.

I.6. Referências

- APHA – American Public Health Association, 1989. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, 17ed, Washington, DC. 1550p.
- Araújo, M.C.B. and Costa, M.F. 2006. The significance of solid wastes with land-based sources for a tourist beach: Pernambuco, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences** 1:28-34.
- Ayres, M; Ayres Júnior, M; Ayres, DL & Santos, ASS dos, 2007. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. MCT; IDSM; CNPq, Belém, Pará. 364p.
- Bendoricchio, G & Jørgensen, SE, 1997. Exergy as goal function of ecosystems dynamic. **Ecological Modelling** 102:5-15.
- Bodin, P; Boucher, D & Le Guellec, C, 1989. **Estimation des biomasses du microphyto- et du meiobenthos en Baie de Saint-Brieuc**. Contrat IFREMER/UBO 88.2.43.0426. 35p.
- Borja, A & Muxika, I 2005. Do benthic indicator tools respond to all impact sources? The case of AMBI (AZTI Marine Biotic Index) *in*: Magni, P; Hyland, J; Manzella, G; Rumohr, H; Viaroli, P & Zenetos, A (eds.). **Proceedings of the Workshop “Indicators of Stress in the Marine Benthos”**, Torregrande-Oriстано, Italy. IOC Workshop Reports, 195:15-18.
- Borja, A; Franco, J & Pérez, V, 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. **Marine Pollution Bulletin** 40:1100-1114.
- Borja, A, Franco, J & Muxika, I, 2004. The Biotic Indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. **Marine Pollution Bulletin** 48:405-408.
- Borja, A; Muxika, I & Franco, J, 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. **Marine Pollution Bulletin** 46: 835-845.
- Clarke, KR & Gorley RN, 2006. **PRIMER v6: User Manual/Tutorial**. PRIMER-E, Plymouth. 192p.
- Clarke, R & Warwick, RM, 1994. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth. NERC. 187p.
- Colijn, F & Dijkema, KS, 1981. Species composition of benthic Diatoms and distribution of chlorophyll-a on an intertidal flat in the Dutch Waaden Sea. **Marine Ecology Progress Series** 4:9-21.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução. CONAMA nº 357, Diário Oficial da União de 18 de março de 2005. Brasília.
- Costanza, R; d’Arge, R; de Groot, R; Farber, S; Grasso, M; Hannon, B; Limburg, K; Naeem, S; O’neill, RV; Paruelo, J; Raskin, RG; Sutton, P & van den Belt, M, 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387:253-260.
- CPRH – Agência Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2006. **Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2005**, Recife. 90p.
- _____, 2009. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de**

- Pernambuco – 2008, Recife.** 96p.
- _____, 2013. **Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2011, Recife.** 103p.
- _____, 2014. **Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2013, Recife.** 104p
- Dale, VH & Beyeler, SC, 2001. Challenges in the development and use of ecological indicator. **Ecological Indicators** 1:3-10.
- Dauvin, JC, 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. **Marine Pollution Bulletin** 55:271-281.
- Diegues, AC, 1999. Human populations and coastal wetlands: conservation and management in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, 42:187-210.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo.** 1997. 2ed, Rio de Janeiro, 212p.
- Fabiano, M; Vassallo, P; Vezzulli, L; Salvo, VS; Marques, JC, 2004. Temporal and spatial change of exergy and ascendancy in different benthic marine ecosystems. **Energy** 29:1697-1712.
- Fernandes, MB; Sicre, MA; Cardoso, JN; Macêdo, SJ, 1999. Sedimentary 4-desmethyl sterols and *n*-alkanols in an eutrophic urban estuary, Capibaribe River, Brazil. **The Science of the Total Environment** 231:1-16.
- Flores-Montes, MJ; Macêdo, SJ & Koenig, ML, 2002. N:Si:P atomic ratio in the Santa Cruz Channel, Itamaracá-PE (Northeast Brazil): a nyctemeral variation. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 45:115-124.
- Fonseca, JC, Marques, JC, Paiva, AA, Freitas, AM, Madeira, VMC, Jørgensen, SE, 2000. Nuclear DNA in the determination of weighing factors to estimate exergy from organisms biomass. **Ecological Modelling** 126:179-189.
- Fonseca, JC; Pardal, MA; Azeiteiro, UM; Marques, JC, 2002. Estimation of ecological exergy using weighing factors determined from DNA contents of organisms – a case study. **Hydrobiologia** 475/476:79-90.
- Giere, O, 2009. **Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments.** Springer-Verlag, 2nd ed., Berlin. 513p.
- Grasshoff, K; Ehrhardt, M & Kremling, K, 1983. **Methods of seawater analysis.** Verlag Chemie, 2ed, New York. 419p.
- Grego, CKS; Feitosa, FAN; Silva, MH & Flores-Montes, MJ, 2004. Distribuição espacial e sazonal da clorofila *a* fitoplanctônica e hidrologia do estuário do rio Timbó (Paulista-PE). **Tropical Oceanography** 32:181-199
- Heip, C, 1980. Meiobenthos as a tool in the assessment of marine environmental quality. **Rapports et process-verbaux des reunions/Conseil permanent international pour l'exploration de la mer** 179:182-187.

- Jablonski, S & Filet, M, 2008. Coastal management in Brazil – A political riddle. **Ocean & Coastal Management** 51:536-543.
- Jørgensen, SE, 1994. Models as instruments for combination of ecological theory and environmental practice. **Ecological Modelling** 75/76:5-20.
- _____, 2006a. Application of holistic thermodynamic indicators. **Ecological Indicators** 6:24-29.
- _____, 2006b. **Eco-exergy as sustainability**. WITpress Southampton, Series: The Sustainable World (vol 16), Boston. 206p.
- _____, 2007. Description of aquatic ecosystem's development by eco-exergy and exergy destruction. **Ecological Modelling** 204:22-28.
- _____, 2010. Ecosystem services, sustainability and thermodynamic indicators. **Ecological Complexity** 7:311-313.
- _____, 2015. New method to calculate the work energy of information and organisms. **Ecological Modelling** 296:18-20.
- Jørgensen, SE & Fath, BD, 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. **Ecological Complexity** 1:267-280.
- Jørgensen, SE & Mejer, H, 1979. A holistic approach to ecological modelling. *Ecological Modelling* 7:169-189.
- Jørgensen, SE & Nielsen, SN, 2007. Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. **Energy** 32:673-685.
- Jørgensen, SE; Nielsen, SN & Mejer, H, 1995. Emergy, environ, exergy and ecological modelling. **Ecological Modelling** 77:99-109.
- Jørgensen, SE; Constanza, R & Xu, FL (EDS.), 2005a. **Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health**, CRC Press. 431p.
- Jørgensen, SE; Ladegaard, N; Debeljak, M & Marques, JC, 2005b. Calculation of exergy for organisms. **Ecological Modelling** 185:165-175.
- Jørgensen, SE; Ludovisi, A & Nielsen, SN, 2010. The free energy and information embodied in the amino acid chains of organisms. **Ecological Modelling** 221:2388-2392.
- Koenig, ML; Eskinazi-Leça, E; Neumann-Leitão, S & Macêdo, SJ, 2002. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). **Acta Botanica Brasilica** 16:407-420.
- Littlepage, JL, 1998. **Oceanografia: Manual de Técnicas Oceanográficas para trabalhos em laboratório e a bordo**. UFC edições, Fortaleza, Ceará. 99p.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography** 12:343-346.
- Marchi, M; Jørgensen, SE; Bécares, E; Fernández-Aláez, C; Rodríguez, C; Fernández-Aláez, M; Pulselli, FM; Marchettini, N & Bastianoni, S, 2012. Effects of eutrophication and exotic crayfish

- on health status of two Spanish lakes: a joint application of ecological indicators. **Ecological Indicators** 20:92-100.
- Marques, JC; Pardal, MA; Nielsen, SN & Jørgensen, SE, 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. **Ecological Modelling** 102:155-167.
- Marques, JC; Nielsen, SN; Pardal, MA & Jørgensen, SE, 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. **Ecological Modelling** 166:147-168.
- Marques, JC; Salas, F; Patrício, J; Teixeira, H & Neto, JM, 2009. **Ecological indicators for the coastal and estuarine environmental assessment: a user guide**. WITpress Southampton Boston. 157p.
- Medeiros, TN, 2005. **Uso comparativo de atrator luminoso e rede de arrasto na captura de larvas de peixes no estuário do rio Formoso – Pernambuco – Brasil**. Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco. 47p.
- Mendonça, IVS & Almeida-Cortez, JS, 2007. Caracterização da galha induzida por ácaro em *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn (Combretaceae). **Biota Neotropica** 7:163-170.
- Miranda, LB; Castro, BM & Kjerfve, B, 2002. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo. 411p.
- Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2007. **Áreas prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização – Portaria MMA nº 09, de 23 de janeiro de 2007**. Brasília, Brasil, 300p.
- Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Diretoria de Geociências, 2011. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Rio de Janeiro, Brasil. 176p.
- Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão e Instituto Brasileiro de Geografia (IBGE), 2013. **Atlas do censo demográfico 2010**. Rio de Janeiro, Brasil, 160p.
- Molozzi, J; Sala, F; Callisto, M & Marques, JC, 2013. Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. **Ecological Indicators** 24:543-551.
- Muxika, I; Borja, A & Bonne, W, 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. **Ecological Indicators** 5:19-31.
- Muxika, I; Borja, A & Bald, J, 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin** 55:16-29.
- Noronha, TJM, 2008. **Avaliação das concentrações de metais pesados em sedimentos do estuário do rio Timbó, Pernambuco – Brasil**. Mestrado em Tecnologia Ambiental, Instituto de Tecnologia de Pernambuco. 110p.
- O'Connor, JS & Dewling, RT, 1986. Indices of marine degradation: their utility. **Environmental**

Management 10:335-343.

- Páez-Osuna, F; Guerrero-Gálvan, SR & Ruiz- Fernández, AC, 1999. Discharge of Nutrients from Shrimp farming to Coastal Waters of the Gulf of California. **Marine Pollution Bulletin** 46:806-815.
- Paiva, HRRL, 2013. **Aplicação de indicadores termodinamicamente orientados (eco-exergia e eco-exergia específica) na avaliação da qualidade ambiental estuarina usando a meiofauna.** Trabalho de conclusão de curso de Graduação em Ciências Biológicas com Ênfase em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Pernambuco. 52p.
- Patrício, J; Neto, JM; Teixeira, H; Salas, F & Marques, JC, 2009. The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. **Marine Environmental Research** 68:25-36.
- Pearson, TH & Rosenberg, R, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology Annual Review** 16:229-311.
- Platt, HM; Shaw, KM & Lamshead, PJD, 1984. Nematode species abundance patterns and their use in the detection of environmental perturbations. **Hydrobiologia** 118:59-66.
- Pranovi, F; Da Ponte, F & Torricelli, P, 2007. Application of biotic indices and relationship with structural and functional features of macrobenthic community in the lagoon of Venice: an example over a long time series of data. **Marine Pollution Bulletin** 54:1607-1618.
- Quintino, V; Elliott, M & Rodrigues, AM, 2006. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at differing spatial scales. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 330:368-382
- Rapport, DJ; Costanza, RC & McMichael, AJ, 1998. Assessing ecosystem health. **Trends in Ecology and Evolution** 13:397-402.
- Remane A, 1934. Die Brackwasserfauna. *Zool Anz Suppl* 7: 34–74. *In*: Giere, O, 2009. **Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments.** Springer-Verlag, 2nd ed., Berlin. 513p.
- Ricciardi, A & Bourget, E, 1998. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. **Marine Ecology Progress Series** 63:245-251.
- Richmond, CE; Wetthey, DS & Woodin, SA, 2007. Climate change and increased environmental variability: Demographic responses in an estuarine harpacticoid copepod. **Ecological Modelling** 209:189-202.
- Rudnick, DT; Elmgren, R & Frithsen, JB, 1985. Meiofaunal prominence and benthic seasonality in a coastal marine ecosystem. **Oecologia** 67:157-168
- Rutledge, RW, 1974. Ecological stability: a system theory viewpoint. Tese. Oklahoma State University, Oklahoma *in*: Jørgensen, SE, 2006a. Application of holistic thermodynamic indicators. **Ecological Indicators** 6:24-29.
- Salas, F, 2002. **Valoración y aplicabilidad de los índices y bioindicadores de contaminación organica en la gestión del médio marino.** PhD Tese. University of Murcia, Spain.

- Salas, F; Marcos, C; Pérez-Ruzafa, A & Marques, JC, 2005. Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). **Energy** 30:2505-2520.
- Salas, F; Marcos, C; Neto, JM, Patrício, J; Pérez-Ruzafa, A & Marques, JC, 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. **Ocean & Coastal Management** 49:308-331.
- Sandulli, R & Nicola-Giudici, M, 1990. Pollution effects on the structure of meiofaunal communities in the Bay of Naples. **Marine Pollution Bulletin** 20:223-227.
- Santos, PJP, 1995. **Contribution a l'étude du meiobenthos et du microphytobenthos dans La zone oligo-mesohaline de l'estuaire de la Gironde et dynamique de population et production secondaire du Copepode Harpacticoide Nannopus palustris Brandy, 1880.** Tese, Université Bordeaux Sciences et Technologies, Bordeaux.
- Shaw, K M; Lambshead, PJD; Platt, HM, 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. **Marine Ecology Progress Series** 11:195-202.
- Silva, AP; Neumann-Leitão, S; Schwamborn, R; Gusmão, LMO & Silva, TA, 2004. Mesozooplankton of an impacted bay in North Eastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 47:485-493.
- Sommerfield, PJ; Fonsêca-Genevois, VG; Rodrigues, ACI; Castro, FJV & Santos, GAP, 2003. Factors affecting meiofaunal community structure in the Pina Basin, an urbanized embayment on the coast of Pernambuco, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom** 83:1209-1213.
- Souza, ADG & Tundisi, JG, 2003. Water quality in watershed of the Jaboatão river (Pernambuco, Brazil): a case study. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 46:711-721.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. Disponível em <www.statsoft.com>.
- Suguio, K, 1973. **Introdução à Sedimentologia.** São Paulo, ed. Edgard Blücher. 318p
- Tang, D; Zou, X; Liu, X; Liu, P; Zhamangulova, N; Xu, X & Zhao, Y, 2015. Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: A case study of the Jiangsu coastal area. **Ecological Indicator** 48:107-119.
- UNESCO, 2003. **A reference guide on the use of indicators for integrated coastal management.** ICAM Dossier I, IOC Manual and Guides. 45p.
- Valença, APMC, 2009. **As comunidades macrobentônicas na avaliação da qualidade ambiental de áreas estuarinas de Pernambuco.** Mestrado em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. 70p.
- Valença, APMC & Santos, PJP, 2012. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): Review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. **Marine Pollution Bulletin** 64:1809-1820.
- Vassallo, P; Fabiano, M; Vezzulli, L.; Sandulli, R; Marques, JC & Jørgensen, SE, 2006. Assessing

- the health of a coastal marine ecosystems: A holistic approach based on sediment micro and meio-benthic measures. **Ecological Indicators** 6:525-542.
- Vassallo, P; Paoli, C; Schiavon, G; Albertelli, G & Fabiano, M, 2013. How ecosystems adapt to face disruptive impact? The case of a commercial harbor benthic community. **Ecological Indicators** 24:431-438.
- Vezzulli, L; Chelossi E; Riccardi G & Fabiano M, 2002. Bacterial community structure and activity in fish farm sediment of the Ligurian Sea (Western Mediterranean). **Aquaculture International** 10:123-41.
- Veríssimo, H; Neto, JM; Teixeira, H; Franco, JN; Fath, BD; Marques, JC & Patrício, J, 2012. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. **Ecological Indicators** 19:130-143.
- Wentworth, CK, 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **Journal of Geology** 30:377-392.
- Wetzel, RG & Likens, GE, 1990. **Limnological analyses**. Springer-Verlag, 2.ed. 338p.
- Widbom, B & Elmgren, R, 1988. Response of benthic meiofauna to nutrient enrichment of experimental marine ecosystems. **Marine Ecology Progress Series** 42:257-268.
- Widbom, B, 1984. Determination of average individual dry weights and ash-free dry weights in different sieve fractions of marine meiofauna. *Marine Biology* 84:101-108.
- Zhang, J; Gurkan, Z & Jørgensen, SE, 2010. Application of eco-exergy for assessment of ecosystem health and development of structurally dynamic models. **Ecological Modelling** 221:693-702.

ANEXO

Anexo 1| Contribuição dos grupos ecológicos da macrofauna ($\Sigma\%$) sobre as diferenças entre os estuários. Em negrito $\Sigma\%>97\%$. As abreviações da linha superior significam N – Nematoda, O – Oligochaeta e P – Polychaeta, enquanto os estuários são It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

N;O;P	$\Sigma\%$	N;P;O	$\Sigma\%$	O;N;P	$\Sigma\%$	O;P	$\Sigma\%$	O;P;N	$\Sigma\%$
It & Pr	96.47	It & CC	95.67	CC & IM	98.3	Jb & Pp	94.2	It & Jb	94.46
CC & Pr	95.04	CC & BP1	94.94	CC & Mm	97.76	It & IM	93.38	BP1 & Jb	92.61
Pr & BP2	97.04	CC & Ar	97.52			BP1 & IM	90.65	It & Pp	95.11
CC & Jb	96.86					BP2 & IM	95.75	BP1 & Pp	94.66
CC & Pp	97.56					Jb & IM	94.26	It & Ma	96.43
Pr & Pp	96.4					Pp & IM	94.91	Jb & Ma	96.86
Pr & IM	96.59					IM & Ar	93.2	Pp & Ma	97.98
CC & Ma	97.5					BP2 & Mm	94.11	IM & Ma	98.14
Pr & Ma	95.93					Jb & Mm	93.37	Jb & Ar	94.76
Pr & Ar	96.38					Pp & Mm	95.46	Pp & Ar	97.34
Pr & Mm	96.53					IM & Mm	95.4	Ma & Ar	98.01
Pr & BP1	95							It & Mm	94.85
Pr & Jb	96.11							BP1 & Mm	96.57
								Ma & Mm	97.66
								Ar & Mm	97.52

P;N;O	$\Sigma\%$	P;N;O;M	$\Sigma\%$	P;O	$\Sigma\%$	P;O;N	$\Sigma\%$
Pr & Tb	96.57	It & Ar	95.22	It & Pa	95.69	It & Tb	98.17
CC & Pa	99.03			It & Cp	92.65	CC & Tb	98.03
Pr & Pa	97.48			Pa & Cp	93.47	Tb & Pa	98.61
CC & Cp	98.87			Pa & BP1	94.8	Tb & Cp	98.83
Pr & Cp	97.34			Cp & BP1	91.52	It & BP1	92.73
It & BP2	94.4			Pa & BP2	96.3	Tb & BP1	96.83
CC & BP2	98.47			Cp & BP2	94.4	Tb & BP2	99.14
BP2 & Ar	99.12			BP1 & BP2	90.41	Tb & Jb	97.52
				Pa & Jb	95.29	Tb & Pp	98.48
				Cp & Jb	92.48	Tb & IM	98.24
				BP2 & Jb	92.35	Tb & Ma	98.05
				Pa & Pp	96.13	Pa & Ma	99.03
				Cp & Pp	93.42	Cp & Ma	98.93
				BP2 & Pp	94.11	BP1 & Ma	94.94
				Pa & IM	96.51	BP2 & Ma	98.8
				Cp & IM	94.5	Tb & Ar	99.08
				Pa & Ar	95.48	BP1 & Ar	96.76
				Cp & Ar	93.44	Tb & Mm	98.92
				Pa & Mm	97.03		
				Cp & Mm	94.92		

Anexo 2| Contribuição dos grupos ecológicos da meiofauna ($\Sigma\%$) sobre as diferenças entre os estuários. Em negrito $\Sigma\%>93\%$. As abreviações da linha superior significam A – Acari, C – Copepoda Harpacticoida, I – Insecta, N – Nematoda, Na – Nauplius, K – Kinorhyncha, O – Ostracoda e P – Polychaeta, enquanto os estuários são It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

A;N;O;P	A;N;P
Jb & Pp 91.58	Pp & Mm 90.4

N;C		N;C;A		N;C;A;Na		N;C;A;Na;l	
CC & Mm	90.53	CC & BP2	90.75	It & Tb	93.49	It & Cp	92.36
		CC & IM	90.5	It & Pp	94.07		
				BP2 & Ar	92.31		
				Ma & Ar	92.36		
N;C;Na		N;C;Na;A		N;C;Na;A;P		N;C;Na;Tu	
Tb & BP1	91.84	It & CC	91.52	It & Pa	94.28	CC & BP1	92.09
Tb & Jb	92.51	It & BP1	90.15				
Tb & IM	91.67	It & BP2	92.49				
CC & Ma	92.5	It & IM	92.09				
Tb & Ma	93.87	It & Ma	92.86				
CC & Ar	90.95	It & Ar	92.41				
Tb & Mm	93.85	It & Mm	93.83				
		CC & Tb	91.89				
		Tb & Pa	91.62				
		It & Jb	94.83				

N;Na;A		N;Na;C		N;Na;Tu;A		N;Na;Tu;C	
BP1 & Mm	90.04	Tb & BP2	94.16	BP1 & BP2	91.35	BP1 & Ma	93.02
		Tb & Ar	94.03			BP1 & Ar	94.13

N;A	Σ%	N;A;C	Σ%	N;A;C;Na	Σ%	N;A;C;Na;P	Σ%
Pa & Jb	90.34	CC & Jb	92.59	It & Pr	95.49	BP2 & IM	92.24
CC & Pp	90.23	BP2 & Jb	90.7	IM & Ar	92.4		
Pa & Pp	91.44	Tb & Pp	92.97				
		BP2 & Pp	92.81				
		Jb & Ar	91.6				
		Pp & Ar	94.08				
		BP2 & Mm	90.25				
		Ar & Mm	92.63				
N;A;I;C	Σ%	N;A;Na	Σ%	N;A;Na;C	Σ%	N;A;Na;C;O	Σ%
Tb & Cp	91.14	Pr & BP2	91.01	Pr & Tb	91.69	CC & Pr	92.38
		Pr & Jb	92.48	Pr & Pa	90.22		
		BP1 & Jb	90.13	Pr & BP1	91.96		
		Pr & Pp	92.12				
		BP1 & Pp	91.29				
		Pr & IM	90.54				
		Pr & Ma	91.26				
		Pr & Ar	91.28				
		Pr & Mm	92.06				
N;A;Na;C;P	Σ%	N;A;Na;I	Σ%	N;A;Na;I;C	Σ%	N;A;Na;P;I	Σ%
BP2 & Ma	90.34	Cp & BP2	90.67	Pr & Cp	92.4	Pa & Cp	90.07
		Cp & Jb	91.72	Cp & BP1	92.73		
		Cp & Pp	92.56	Cp & IM	94.41		
		Cp & Ma	90.27				
		Cp & Ar	91.02				
		Cp & Mm	92.47				
N;A;Na;Tu	Σ%	N;A;I;Na;C	Σ%	N;A;K	Σ%	N;A;K;Na	Σ%
BP1 & IM	91.1	CC & Cp	93.06	Pp & IM	91.47	IM & Mm	91.2
N;A;K;Tu;Na	Σ%	N;A;O;Na;C	Σ%	N;A;O;K	Σ%	N;A;O;Tu;C	Σ%
IM & Ma	90.72	Jb & Mm	92.76	Jb & IM	91.3	Jb & Ma	91.93
N;A;P	Σ%	N;A;P;C	Σ%	N;A;P;C;Na	Σ%	N;A;P;Na;Tu	Σ%
Pa & BP2	91.31	Pa & Ar	93.47	CC & Pa	93.77	Pa & BP1	93.25
Pa & IM	92.57						
Pa & Ma	92.1						
Pa & Mm	95.77						
N;A;Tu;O	Σ%	N;A;Tu;Na;O	Σ%				
Pp & Ma	91.78	Ma & Mm		91.85			

Capítulo II. Aplicação dos índices de Distância Taxonômica para espécies de Copepoda Harpacticoida na ordenação de estuários de Pernambuco – Brasil

II.1. Introdução

Em uma escala global, regiões costeiras e estuarinas vêm sendo usadas para o desenvolvimento de civilizações e atividades humanas cujas consequências afetam intensamente os ecossistemas naturais. O estudo da biodiversidade ambiental representa uma forma de compreender as consequências destas modificações e criar políticas que harmonizem o crescimento socioeconômico nas áreas costeiras e a manutenção da sua integridade ecológica (Borja & Dauer, 2008).

Historicamente, vários índices foram propostos para mensurar a diversidade biológica dos ambientes (Magurran, 2004), detectando e quantificando as suas variações, normalmente reduzindo a um valor aspectos da complexidade ambiental (Sommerfield *et al.*, 2008). A riqueza de espécies e indicadores com base em suas medidas, como o índice de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e equitabilidade de Pielou, são vastamente utilizados em estudos que descrevem atributos da estrutura da comunidade (Clarke & Warwick, 2001; Ricotta, 2004; Allen *et al.*, 2009). Contudo, existem limitações para as comparações diretas dos seus resultados entre os estudos.

Obter dados sobre o censo de organismo é um processo exaustivo, tanto para a coleta quanto para identificação. Assim, a riqueza “real” de ambientes marinhos e costeiros raramente é representada nas amostras, que são recortes da complexidade ambiental (Clarke & Warwick, 2001). Pelo fato de representar a quantidade de espécies na amostra, a riqueza observada pode ou não exprimir a biodiversidade da área estudada, sempre existindo a possibilidade de que o aumento do esforço de coleta também aumente o número de espécies encontradas (ver Gage & Coghill, 1977).

É importante ressaltar que os valores de riqueza de uma mesma área obtidos em estudos diferentes não são diretamente comparáveis, pois por mais que se padronizem as metodologias aplicadas, podem existir graus de esforço amostral diferentes, ou condições ambientais incontroláveis ou desconhecidas (Clarke & Warwick, 2001). O mesmo pode ser estendido à comparação entre valores de índices de diversidade baseados na riqueza de espécies e na distribuição de espécies para diferentes tamanhos amostrais.

Ao longo de um gradiente espacial de impacto, a interpretação comumente associada aos valores dos índices com base na riqueza conduz a aceitar que o aumento no nível de estresse ambiental relaciona-se com a diminuição na diversidade e riqueza, indicando um ambiente debilitado biologicamente (Leonard *et al.*, 2006). Também pode ocorrer de espécies com estratégias ecológicas generalistas serem favorecidas nas situações de desequilíbrio em detrimento de outras mais restritivas. Dessa maneira, a diversidade e a riqueza podem não apresentar alterações em valores, induzindo a apontar o ambiente como estável, enquanto a estrutura taxonômica da comunidade possivelmente indicaria o oposto (May, 1990). Assim, a riqueza não expressa diretamente a diversidade filogenética ou composição de uma comunidade e, de maneira ideal, é importante que

medidas de biodiversidade apontem sobre o quão diferentes os indivíduos de certa área são uns dos outros (Haper & Hawksworth, 1994).

É indicado o uso de índices de biodiversidade que mantenham uma relação monotônica em resposta aos diferentes níveis de perturbação para não gerar conclusões inadequadas sobre a estrutura do ambiente (Clarke & Warwick, 1998). Como visto por Wilkinson (1999), os variados níveis de degradação ambiental não repercutem um efeito monotônico na riqueza, ou seja, quanto maior o impacto ao ecossistema, a riqueza não responde com menores valores. Inclusive, apesar deste paradigma estar bem estabelecido, é sabido que em níveis moderados de perturbação, a riqueza pode aumentar mas decair novamente com maiores impactos (ver Connell, 1978).

Por conta dessas limitações, as interpretações sobre um ecossistema impactado segundo índices de diversidade com base na riqueza de espécies podem levar a uma simplificação errônea da situação. Warwick & Clarke (1995) desenvolveram índices de diversidade que corrigem os problemas citados a partir da “diversidade taxonômica” de uma amostra. São medidas baseadas na abundância das espécies (x_i/x_j) e na distância taxonômica entre elas (ω_{ij}), percebida a partir de uma classificação Linneana, sendo possível estabelecer níveis de distanciamento entre indivíduos, mesmo que sejam da mesma espécie, do mesmo gênero e de diferentes espécies, ou de diferentes gêneros. Clarke & Warwick (1999) apontaram para uma escala linear simples, onde o maior número de distâncias em uma árvore é $\omega=100$.

Estes índices vêm sendo utilizados em estudos, especialmente sobre a comunidade macrobentônica (Patrício *et al.*, 2009; Zhaou *et al.*, 2010), que reforçam a sua relevância em acessar a distinção taxonômica da biodiversidade marinha (Rogers *et al.*, 1999; Leonard *et al.*, 2006), apesar de também existirem críticas sobre seu desempenho (Sommerfield *et al.*, 1997; Salas *et al.*, 2006). Entre os diferentes compartimentos bentônicos, a meiofauna aparenta comportar organismos altamente sensíveis aos distúrbios ambientais (Kennedy & Jacob, 1999; Elliott & Quitino, 2007; Moreno *et al.*, 2008; Giere, 2009), mas pesquisas que analisem a diversidade taxonômica da comunidade são poucas. Vê-se nos trabalhos de Warwick & Clarke (1995; 1998) e Clarke & Warwick (1998; 1999; 2001) que o grupo Nematoda é usado para fundamentar as teorias sobre os índices de Distância Taxonômica. Foi demonstrado por estes o sucesso do uso do grupo para identificar locais com perturbações potencialmente relacionadas com a diversidade trófica. Porém apesar de copépodes serem geralmente mais sensíveis que nematóides a certos impactos antrópicos, como em situações de hipoxia (Giere, 2009), o grupo vem sendo pouco utilizado com o uso dos índices com base na distinção taxonômica das espécies (Galassi *et al.*, 2011).

A subclasse Copepoda contém nove ordens, sendo Harpacticoida a ordem mais importante quantitativamente nos ecossistemas marinhos bentônicos. Apesar de comportar aproximadamente 6.000 espécies distribuídas em 645 gêneros e 59 famílias (Wells, 2007; Giere, 2009), estima-se que mais de 21.000 espécies não registradas possam existir (Sarmiento & Santos, 2012). Os Harpacticoida são organismos presentes com altos valores de densidade em estuários (por volta de 1.000 ind/10cm²) que fazem parte da alimentação de vários metazoários como peixes, camarões e poliquetos (Giere, 2009), desempenhando um papel crucial na transferência de energia para níveis tróficos mais elevados (Coull, 1988).

Neste sentido e considerando a representatividade da ordem Harpacticoida, o presente trabalho tem como objetivos (I) analisar a ordenação dos estuários estabelecida com base na distinção taxonômica entre a associação de Copepoda Harpacticoida, comparando com indicadores ecológicos amplamente utilizados (riqueza, índice de Shannon-Wiener e índice de Margalef); (II) relacionar os valores de distância taxonômica com a qualidade ambiental dos estuários a partir das informações geradas pelo AMBI para a macrofauna (Valença & Santos, 2012). A partir disto, as hipóteses testadas serão que (HI) a distinção taxonômica irá classificar melhor os estuários do que os demais índices; (HII) os índices de Distância Taxonômica apresentam menores valores em áreas estuarinas que são reconhecidas como desequilibradas pelo AMBI.

II.2. Materiais e Métodos

II.2.1. Área de estudo

Foram selecionadas doze áreas estuarinas localizadas ao longo da costa de Pernambuco (Nordeste, Brasil), com o total de catorze pontos de coleta (figura 1). Dois diferentes pontos foram situados no Canal de Santa Cruz (Itapissuma e Canal de Santa Cruz) e na Bacia do Pina (Bacia do Pina1 e Bacia do Pina2), por serem considerados complexos estuarinos com vários rios afluentes (Flores-Montes *et al.*, 2002; CPRH, 2006;2014).



Figura 1| Local das estações de amostragem nas zonas estuarinas ao longo da costa de Pernambuco – Brasil; escala = 1:4.200.000.

II.2.2. Metodologia em campo

A amostragem para análise das variáveis geoquímicas e da fauna bentônica foi realizada em outubro de 2007 e está descrito em Valença (2009). Foram efetuadas investigações preliminares nas áreas estuarinas, a fim de estabelecer os pontos de coleta com características sedimentológicas e de salinidade, nesta ordem, com maior semelhança possível. O material biológico da meiofauna foi

amostrado por um corer cilíndrico com área de 2 cm², inserido no sedimento em uma profundidade de 5 cm. As réplicas amostrais foram acondicionadas separadamente em potes plásticos, sendo preservadas em formaldeído 4% até o transporte para laboratório.

II.2.3. Processamento das amostras biológicas e identificação dos Copepoda Harpacticoida

As amostras com o conteúdo biológico foram submetidas à lavagem sob água corrente filtrada, e os animais da meiofauna retidos em peneira de malha com 45 µm foram acondicionados e preservados em potes plásticos com fomaldeído 4%. Posteriormente, os animais foram contados e identificados sob estereomicroscópio até o nível taxonômico possível e, a partir das contagens, as densidades de cada réplica foram calculadas e transformadas em 10 cm².

Para a análise taxonômica dos copépodes, quando possível (algumas amostras apresentaram um número reduzido de indivíduos), foram selecionados os primeiros 30 observados nas amostras, e posteriormente estes foram acondicionados em tubos de eppendorfs com álcool 70%. Os indivíduos foram montados em lâminas temporárias com adesivos vazados em forma de anel e imersos em glicerina para cobertura com uma lamínula. A identificação dos indivíduos adultos seguiu as chaves taxonômicas especializadas do Lang (1948), Huys *et al.* (1996) e Wells (2007), sob microscópio ótico Leica DM2500, equipado com contraste interferencial de fase (DIC) e com câmera clara para desenho das partes dos animais.

Foi realizada uma análise prévia com as espécies de indivíduos adultos de Copepoda Harpacticoida usando-se 4 réplicas, descrita em Lucena (2012). Por sua vez, no presente trabalho, foram incluídos os resultados de identificação de copépodes da quinta réplica, de modo a aumentar o n amostral.

II.2.4. Medidas dos Índices de Distância Taxonômica

Para estimar os índices Diversidade Taxonômica (Δ - I), Distância Taxonômica (Δ^* - II), Média da Distância Taxonômica (Δ^+ - III), Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$ - IV) e Variação na Distância Taxonômica (Λ^+ - V) (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1998; 2001) foi construída uma lista com as espécies de Copepoda Harpacticoida encontradas nas regiões estuarinas estudadas, sendo esta considerada a “grande lista”, a partir da qual cada listagem dos estuários pode ser comparada. A grande lista é organizada sob uma classificação lineana, utilizada para representar a relação entre as espécies individualmente. Assim, o conjunto taxonômico foi compilado considerando quatro níveis taxonômicos de hierarquia (espécie, gênero, família, sub-ordem e ordem). Os Δ e Δ^* foram calculados com base nos dados não transformados de abundância. Por sua vez, os índices Δ^+ , $s\Delta^+$ e Λ^+ foram calculados com base na presença/ausência de espécies nos estuários. As equações I, II, III e IV foram retiradas de Clarke & Warwick (1998; 2001) e a equação V de Salas *et al.* (2006):

$$\Delta = [\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j] / [n(n-1)/2] \quad (I)$$

$$\Delta^* = [\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j] / [\sum \sum_{i < j} x_i x_j] \quad (II)$$

$$\Delta^+ = [\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}] / [s(s-1)/2] \quad (\text{III})$$

$$s\Delta^+ = \sum \left[\sum_{i \neq j} \omega_{ij} / (s-1) \right] \quad (\text{IV})$$

$$\Lambda^+ = [\sum \sum_{i \neq j} (\omega_{ij} - \bar{\omega})^2] / [s(s-1)] \quad (\text{V})$$

onde x_i abundância da espécie i do número de espécies observadas na amostra (s), $n (= \sum x_i)$ é o total de indivíduos na amostra e ω_{ij} é o “comprimento do caminho” taxonômico entre duas espécies i e j .

A Diversidade Taxonômica (Δ) representa a média da distância taxonômica que separa cada par de indivíduos na amostra, ou, o comprimento do caminho entre quaisquer dois indivíduos escolhidos aleatoriamente, inclusive indivíduos da mesma espécie. Enquanto que a Distância Taxonômica (Δ^*) é a média da distância taxonômica entre dois indivíduos escolhidos aleatoriamente, sob a condição de serem de diferentes espécies (Rogers *et al.*, 1999).

A Média da Distância Taxonômica (Δ^+) é uma forma simples de Δ^* , usando-se dados baseados em uma lista de presença ou ausência de espécies, e por sua vez descreve os padrões de relação, ou melhor, a medida do distanciamento taxonômico entre taxa de uma amostra. Altos valores destes índices indicam, em média, que as espécies não são intimamente relacionadas e, então, denotam uma alta biodiversidade.

O índice de Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$) foi proposto por Clarke & Warwick (2001) como uma medida da amplitude taxonômica total de uma assembleia, como a modificação da riqueza de espécies, que faz menção a interrelação das espécies.

Por fim, a Variação da Distância Taxonômica (Λ^+) distingue diferenças em estruturas taxonômicas a partir da variância das distâncias entre cada par de espécies i e j , em relação as suas médias de distância de Δ^+ . Assim, mede a não aleatoriedade da distribuição das espécies em uma amostra, e seus altos valores sugerem baixa biodiversidade.

11.2.5. Análises estatísticas

A composição taxonômica de Copepoda Harpacticoida nos estuários estudados foi representada através de dados de densidade das espécies. Intervalos de confiança de 95% (IC) foram utilizados para expressar a variação das médias calculadas nos gráficos da densidade das espécies de Copepoda Harpacticoida (com representação igual ou superior a 2% da abundância total).

Os dados univariados de riqueza, diversidade de Shannon-Wiener (H' usando o \log_2), Margalef e os índices Δ e Δ^* , foram calculados pela rotina DIVERSE com dados de abundância não transformados dos copépodes. Por sua vez, a partir da lista de presença/ausência das espécies encontradas em cada estuário foi gerada uma matriz de agregação e os valores dos Δ^+ , $s\Delta^+$ e Λ^+ também foram calculados na rotina DIVERSE. Para testar a significância dos valores de Δ^+ o *confidence funnel* de 95% foi gerado (Warwick & Clarke, 1998). Este *funnel* faz a simulação de 1000 subconjuntos aleatórios dos n gêneros da “grande lista” de espécies de Copepoda Harpacticoida criada, definindo um intervalo de confiança em quem 95% desses valores se encontram. Para

investigar os índices de distância taxonômica enquanto descritores da qualidade ambiental dos estuários, os valores estimados para cada índice foram submetidos a análises de Correlações de Pearson para estabelecer possíveis associações com os dados univariados e os valores do AMBI para a macrofauna bentônica (Valença & Santos, 2012).

A rotina DIVERSE foi rodada no Primer 6+PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006) e as análises de Correlação de Pearson no BioEstat 5.3 (Ayres *et al.*, 2007). Todos os resultados foram baseados no nível de significância de 0,05 com correção de Bonferroni.

II.3. Resultados

II.3.1. Associação dos Copepoda Harpacticoida

Foram identificados ao nível específico 616 copépodes adultos, distribuídos entre 2 subordens, 13 famílias, 26 gêneros e 29 espécies (tabela 1). A figura 2 apresenta os valores de densidade média (ind/10cm²) das espécies identificadas, sendo as com médias mais representativas entre os estuários, por ordem, *Halectinosoma sp*, *Robertsonia sp*, *Nannopus palustris*, *Mesochra pseudoparva*, *Onychocamptus sp*, *Enhydrosoma sp*, *Paralaophonte sp*, *Robertsonia knoxi*, *Cletocamptus sp2*, *Cletocamptus sp1* e *Ectinosoma sp*, totalizando 89% do total identificado.

Tabela 1| Listagem dos Copepoda Harpacticoida identificados nos estuários de Pernambuco.

Sub-ordem	Família	Gênero	Espécie	
Polyarthra	Longipediidae	<i>Longipedia</i>	<i>Longipedia sp</i>	
Oligoarthra	Ameiridae	<i>Ameiopsis</i>	<i>Ameiopsis sp</i>	
		<i>Nitocra</i>	<i>Nitocra sp</i>	
	Canthocamptidae	<i>Cletocamptus</i>	<i>Cletocamptus sp1</i>	
			<i>Cletocamptus sp2</i>	
		<i>Mesochra</i>	<i>Mesochra pseudoparva</i>	
	Cletodidae	<i>Enhydrosoma</i>	<i>Enhydrosoma sp</i>	
	Dactylopusiidae	<i>Diarthrodes</i>	<i>Diarthrodes sp</i>	
	Ectinosomatidae	<i>Ectinosoma</i>	<i>Ectinosoma sp</i>	
		<i>Halectinosoma</i>	<i>Halectinosoma sp</i>	
	Huntemanniidae	<i>Nannopus</i>	<i>Nannopus palustris</i>	
	Laophontidae	<i>Echilaophonte</i>	<i>Echilaophonte sp</i>	
		<i>Heterolaophonte</i>	<i>Heterolaophonte sp</i>	
		<i>Laophonte</i>	<i>Laophonte sp</i>	
		<i>Onychocamptus</i>	<i>Onychocamptus sp</i>	
		<i>Paralaophonte</i>	<i>Paralaophonte sp</i>	
		<i>Quinquelaophonte</i>	<i>Quinquelaophonte sp</i>	
		Metidae	<i>Metis</i>	<i>Metis sp</i>
		Miracidae	<i>Amphiascus (Varians)</i>	<i>Amphiascus (Varians) sp</i>
			<i>Bulbamphiascus</i>	<i>Bulbamphiascus sp</i>
			<i>Delavalia</i>	<i>Delavalia sp1</i>
	<i>Delavalia sp2</i>			
<i>Paramphiascella</i>	<i>Paramphiascella sp</i>			
	<i>Robertgurneya</i>	<i>Robertgurneya sp</i>		
	<i>Robertsonia</i>	<i>Robertsonia knoxi</i>		
		<i>Robertsonia sp</i>		
Orthopsyllidae	<i>Orthopsyllus</i>	<i>Orthopsyllus linearis</i>		
Pseudotachidiidae	<i>Eudactylopus</i>	<i>Eudactylopus sp</i>		
Tetragonicipitidae	<i>Diagoniceps</i>	<i>Diagoniceps sp</i>		

II.3.2. Indicadores ecológicos

Em termos de dados univariados, os maiores valores de riqueza foram em Itapissuma e Paripe, enquanto os menores foram em Paratibe, Bacia do Pina2, Jaboatão, Pirapama e Mamucabas. O índice de Margalef, em geral, apresentou valores próximos entre os estuários, com exceção de Paratibe, Bacia do Pina2 e Mamucabas. Por sua vez, o índice de Shannon-Wiener variou entre os estuários, com os maiores valores em Itapissuma, Paripe e Timbó, e os menores em Paratibe, Bacia

do Pina2 e Mamucabas (figura 3). As análises de correlação de Pearson entre os índices univariados e o AMBI resultaram em relações de significância entre a riqueza e o AMBI ($r=-0,8291$, $p=0,0002$) e o índice de Margalef e o AMBI ($r=-0,7313$, $p=0,0029$) (tabela 3).

Os valores calculados para cada índice de distância taxonômica estão apresentados na figura 4. É possível perceber que eles demonstraram um comportamento similar entre suas médias, sendo em Paratibe e Bacia do Pina2 os menores valores obtidos para os cinco índices e, especificamente os Δ , $s\Delta^+$ e Λ^+ também foram baixos no Mamucabas. Em Itapissuma, Timbó e Jaboatão foram observados os maiores valores de Δ , com Itapissuma também tendo o maior valor do $s\Delta^+$, enquanto em Ariquindá apresentou os maiores valores nos demais índices.

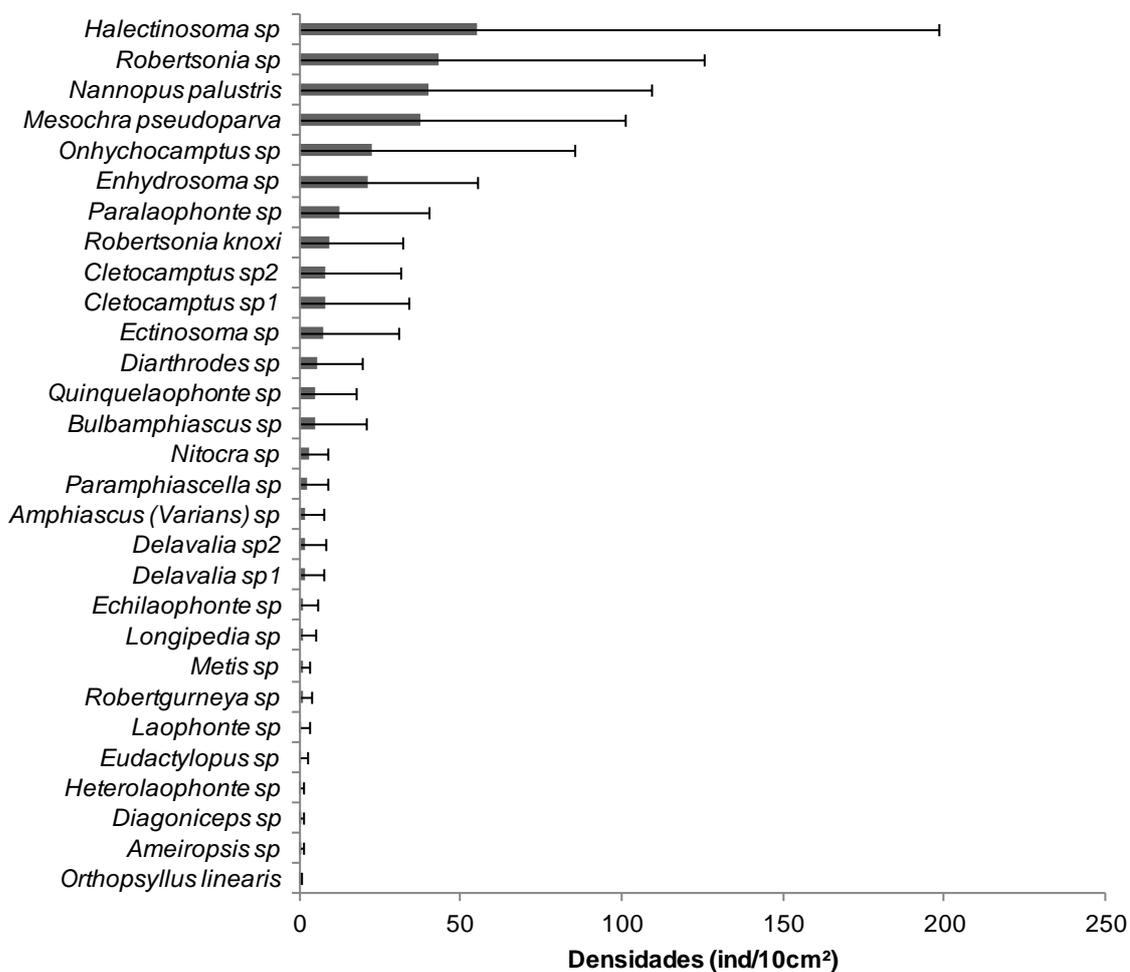


Figura 2| Densidade (média ± IC) por espécies de Copepoda Harpacticoida nos estuários de Pernambuco.

Tabela 2| Espécies de Copepoda Harpacticoida e suas densidades (média ± IC) por estuário. As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

	It	CC	Pr	Tb	Pa	Cp	BP1	BP2	Jb	Pp	IM	Ma	Ar	Mm
<i>Ameiropsis sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3±5,9	0
<i>Amphiascus (Varians) sp</i>	0	0	22,2±34,3	4,6±8,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bulbamphiascus sp</i>	0	67,6±132,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cletocamptus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	1,2±2,4	109,3±146,7	0	0	0	0	0	0
<i>Cletocamptus sp2</i>	0	0	0	0	0	98,2±180	0	10,7±20,9	0	0	2,9±5,6	0	0	0
<i>Delavalía sp1</i>	0	0	4,1±8,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22,3±19,3	0
<i>Delavalía sp2</i>	26,5±51,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diagoniceps sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3±5,9	0	0	0	0	0
<i>Diarthrodes sp</i>	61,6±75,1	3±5,9	4,1±8,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3±5,9	0
<i>Echilaophonte sp</i>	18,3±23,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectinosoma sp</i>	99±194	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,3±4,5	0
<i>Enhydrosoma sp</i>	145,3±253,5	6,2±7,4	0	23,4±34,8	0	9,6±12,2	40,8±36,4	0	0	1,3±2,6	4,8±9,4	37,4±28,4	28,3±10,2	0
<i>Eudactylopus sp</i>	0	5±9,8	3,6±7,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halectinosoma sp</i>	612,4±522,3	0	0	22,9±28,3	0	0	2,9±5,7	0	0	0	3,2±6,3	7,1±14	118,1±121,8	0
<i>Heterolaophonte sp</i>	0	0	4,1±8,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laophonte sp</i>	0	0	0	0	0	0	8,8±17,3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Longipedia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16,3±22,4	0
<i>Mesochra pseudoparva</i>	95,2±131,7	0	0	227,4±221,7	0	34,5±67,6	163,3±135,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metis sp</i>	0	5±9,8	7,2±14,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nannopus palustris</i>	0	10±19,6	20,1±18,1	200,1±130,1	0	246,7±143,2	17,1±20,6	0	8±15,7	9,7±13,4	0	0	4,6±9	41,5±27,8
<i>Nitocra sp</i>	22,3±27,5	0	0	15,4±30,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Onychocamptus sp</i>	268,8±267,1	0	0	0	2±3,9	0	8,8±17,3	0	0	0	29,1±35,9	6,5±9,5	0	0
<i>Orthopsyllus linearis</i>	0	0	0	0	0	0	1±2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paralaophonte sp</i>	68,7±134,7	0	102,8±84,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,3±4,5	0
<i>Paramphiascella sp</i>	0	27,8±29,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quinquelaophonte sp</i>	22,3±27,5	0	49,3±96,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Robertgurneya sp</i>	0	11,3±22,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Robertsonia knoxi</i>	11,7±22,9	0	19,6±24,8	96,7±68,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Robertsonia sp</i>	63±65,2	244,1±205,9	276,7±149,5	4,6±8,9	0	0	0	0	0	0	0	9±14,3	0	4,5±8,8

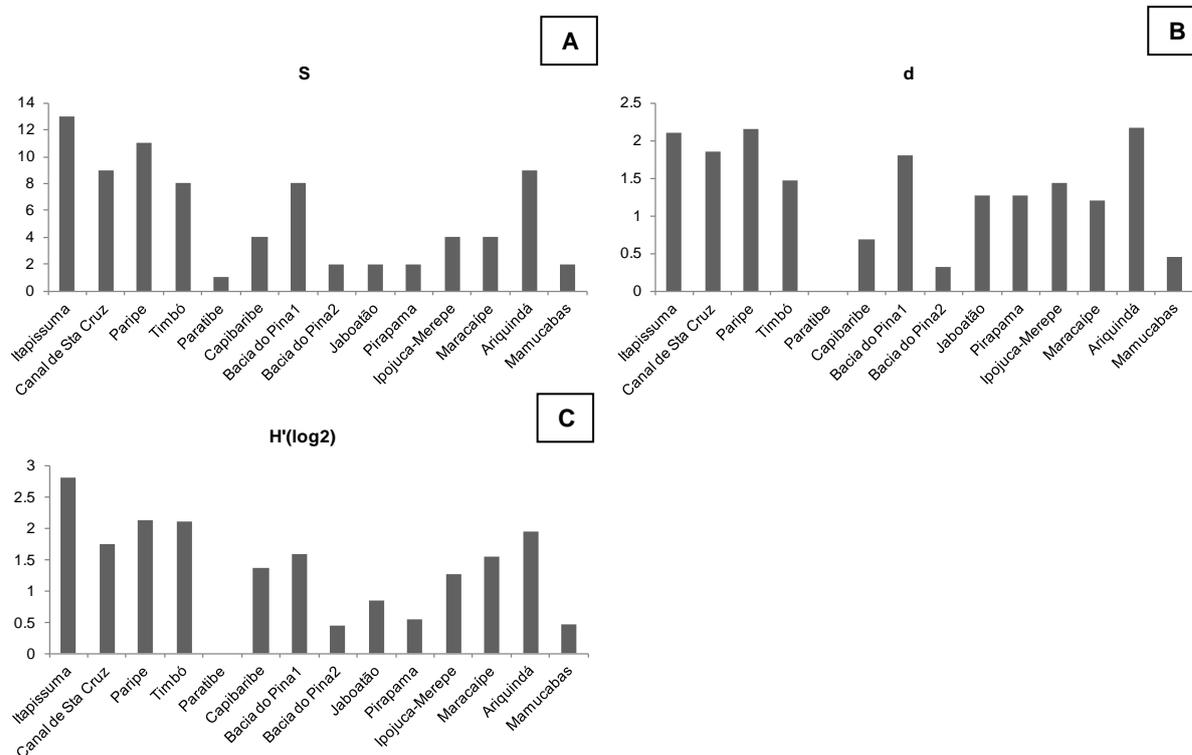


Figura 3| Valores médios dos descritores univariados A - riqueza de espécies (S), B - índice de diversidade Margalef (d) e C - índice de diversidade Shannon-Wiener (H') nos estuários de Pernambuco, com base nos dados de Copepoda Harpacticoida.

Tabela 3| Coeficiente das correlações de Pearson (r) entre os índices univariados de riqueza de espécies (S), índice de Margalef (d) e índice de Shannon-Wiener (H') da associação de Copepoda Harpacticoida e o AMBI, com base na macrofauna (Valença & Santos, 2012), nos estuários de Pernambuco. Em negrito as correlações significativas ($p < 0,003$).

	r	p
S vs AMBI	-0,8291	0,0002
d vs AMBI	-0,7313	0,0029
H'(log2) vs AMBI	-0,6843	0,0069

As análises de correlação de Pearson atestaram significância entre a riqueza e o $s\Delta^*$ ($r=0,9924$, $p < 0,0001$) e a riqueza e o Λ^+ ($r=0,8237$, $p=0,0003$), o índice de Margalef e o Δ ($r=0,79$, $p=0,0008$), o Margalef e o $s\Delta^*$ ($r=0,8917$, $p < 0,0001$), entre a diversidade de Shannon-Wiener e o Δ ($r=0,8073$, $p=0,0005$), diversidade de Shannon-Wiener e o $s\Delta^*$ ($r=0,7927$, $p < 0,0001$) e, por fim, entre a diversidade de Shannon-Wiener e o Λ^+ ($r=0,7927$, $p=0,0007$) (tabela 4). Por sua vez, sobre as correlações com o AMBI, apenas houve uma relação negativa e significativa entre este e os valores de $s\Delta^*$ ($r=-0,804$, $p=0,0005$) e de Λ^+ ($r=-0,7365$, $p=0,0026$) (tabela 5).

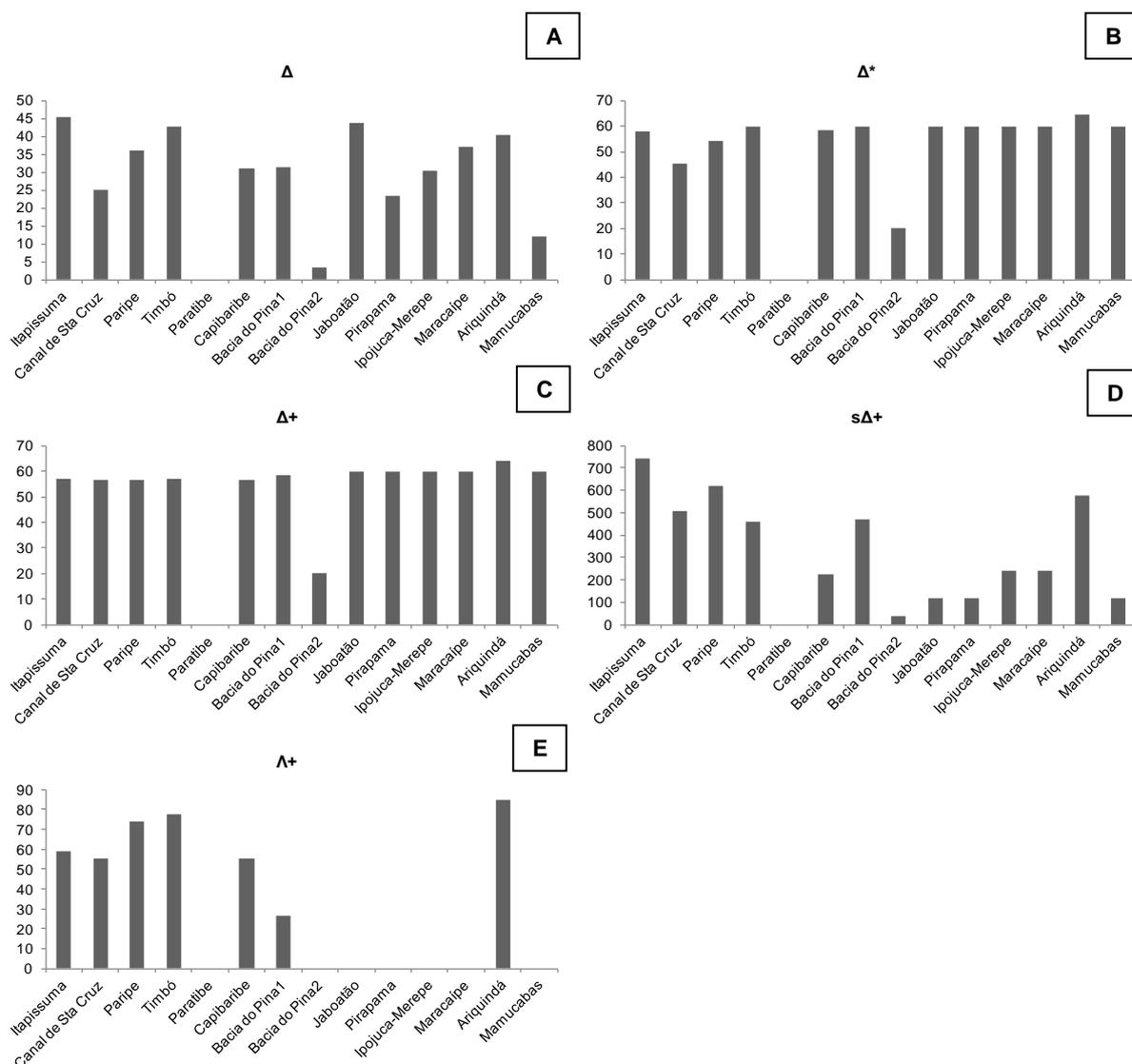


Figura 4| Valores calculados dos índices A - Diversidade Taxonômica (Δ), B - Média da Distância Taxonômica (Δ^*), C - Média da Distância Taxonômica para dados de presença/ausência (Δ^+), D - Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$) e E - Variação da Distância Taxonômica (Λ^+) a partir de dados de Copepoda Harpacticoida dos estuários de Pernambuco.

Tabela 4| Coeficiente das correlações de Pearson (r) entre os índices univariados de riqueza de espécies (S), índice de Margalef (d) e índice de Shannon-Wiener (H') e os índices de distinção taxonômica Diversidade Taxonômica (Δ), Distância Taxonômica (Δ^*), Média da Distância Taxonômica (Δ^+), Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$) e Variação na Distância Taxonômica (Λ^+) mensurados a partir da associação de Copepoda Harpacticoida em Pernambuco. Em negrito as correlações significativas ($p < 0,003$).

	r	p
Δ vs S	0,6205	0,0179
Δ vs d	0,79	0,0008
Δ vs $H'(\log_2)$	0,8073	0,0005
Δ^* vs S	0,3672	0,1965
Δ^* vs d	0,632	0,0153
Δ^* vs $H'(\log_2)$	0,5514	0,0409
Δ^+ vs S	0,4097	0,1457
Δ^+ vs d	0,6799	0,0074
Δ^+ vs $H'(\log_2)$	0,5703	0,0331
$s\Delta^+$ vs S	0,9924	<0,0001
$s\Delta^+$ vs d	0,8917	<0,0001
$s\Delta^+$ vs $H'(\log_2)$	0,948	<0,0001

Λ^+ vs S	0,8237	0,0003
Λ^+ vs d	0,6507	0,0117
Λ^+ H'(log2)	0,7927	0,0007

Tabela 5| Coeficiente das correlações de Pearson (r) entre os índices de distância taxonômica Diversidade Taxonômica (Δ), Distância Taxonômica (Δ^*), Média da Distância Taxonômica (Δ^+), Distância Taxonômica Total ($s\Delta^+$) e Variação na Distância Taxonômica (Λ^+) mensurados a partir da associação de Copepoda Harpacticoida e AMBI, com base na macrofauna (Valença & Santos, 2012), nos estuários de Pernambuco. Em negrito as correlações significativas ($p < 0,003$).

	r	p
Δ vs AMBI	-0,3568	0,2105
Δ^* vs AMBI	-0,982	0,7384
Δ^+ vs AMBI	-0,1706	0,5599
$s\Delta^+$ vs AMBI	-0,804	0,0005
Λ^+ vs AMBI	-0,7365	0,0026

O *confidencial funnel* (figura 5) mostra os limites de probabilidade de 95% de Δ^+ para cada valor da riqueza de espécies. A grande maioria dos estuários amostrados foram posicionados no interior dos limites do *funnel*, sugerindo uma boa representação da diversidade mensurada nestes estuários em relação à lista regional das espécies de copépodes. Os maiores valores de riqueza estiveram associados a altos valores de Δ^+ (Itapissuma e Paripe). Em contrapartida, os menores valores de riqueza estiveram associados a também altos valores de Δ^+ (Jaboatão, Pirapama e Mamucabas), refletindo uma associação pobre de copépodes, compostas por espécies pertencentes a diferentes famílias (tabela 2).

Nos casos únicos dos estuários fora dos limites do *funnel*, os estuários dos rios Bacia do Pina2 e Paratibe apresentaram os mais baixos valores de Δ^+ em relação à riqueza, sugerindo uma diversificação taxonômica da assembléia de copépodes em baixos níveis hierárquicos. Especificamente, no Bacia do Pina2, todas os indivíduos encontradas pertenciam a um único gênero, apresentando alta incidência de espécies congêneras (tabela 2), enquanto no Paratibe foi o único estuário com apenas uma espécie observada (tabela 2).

Para avaliar o desempenho dos índices de distância taxonômica, foram expressas graficamente as correlações mais fortes com o AMBI (Valença & Santos, 2012), considerando então os coeficientes de Pearson mais significativo. É possível notar que há uma forte similaridade entre as informações geradas tanto pelos indicadores de riqueza de espécies e de diversidade de Margalef e os indicadores de distância taxonômica $s\Delta^+$ e Λ^+ (figura 6).

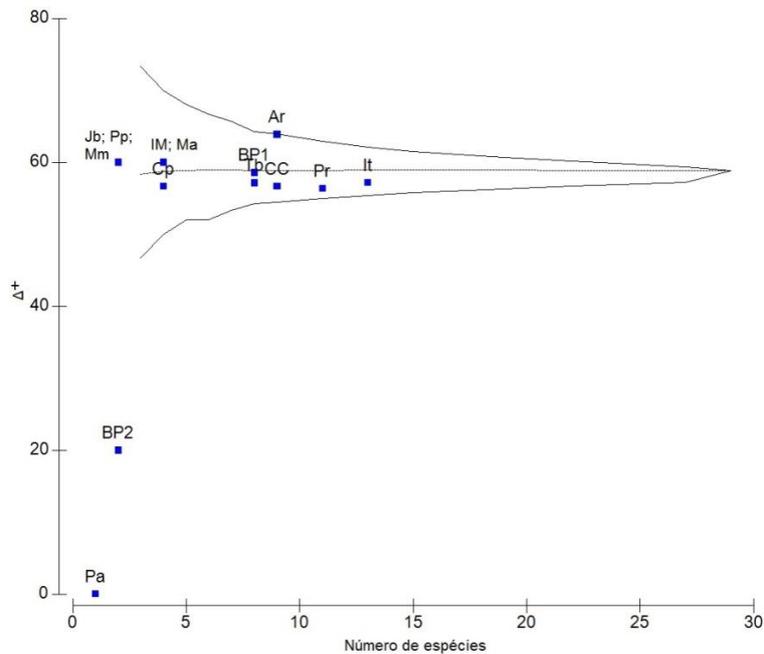


Figura 5| “Confidence funnel” indicando os valores da Média da Distância Taxonômica (Δ^+) dos estuários de Pernambuco plotados de acordo com os valores correspondentes da riqueza de espécies (número de espécies). O limite de 95% foi baseado na lista de espécies identificadas de Copepoda Harpacticoida. As abreviações significam It – Itapissuma, CC – Canal de Santa Cruz, Pr – Paripe, Tb – Timbó, Pa – Paratibe, Cp – Capibaribe, BP1 – Bacia do Pina 1, BP2 – Bacia do Pina 2, Jb – Jaboatão, Pp – Pirapama, IM – Ipojuca-Merepe, Ma – Maracaípe, Ar – Ariquindá e Mm – Mamucabas.

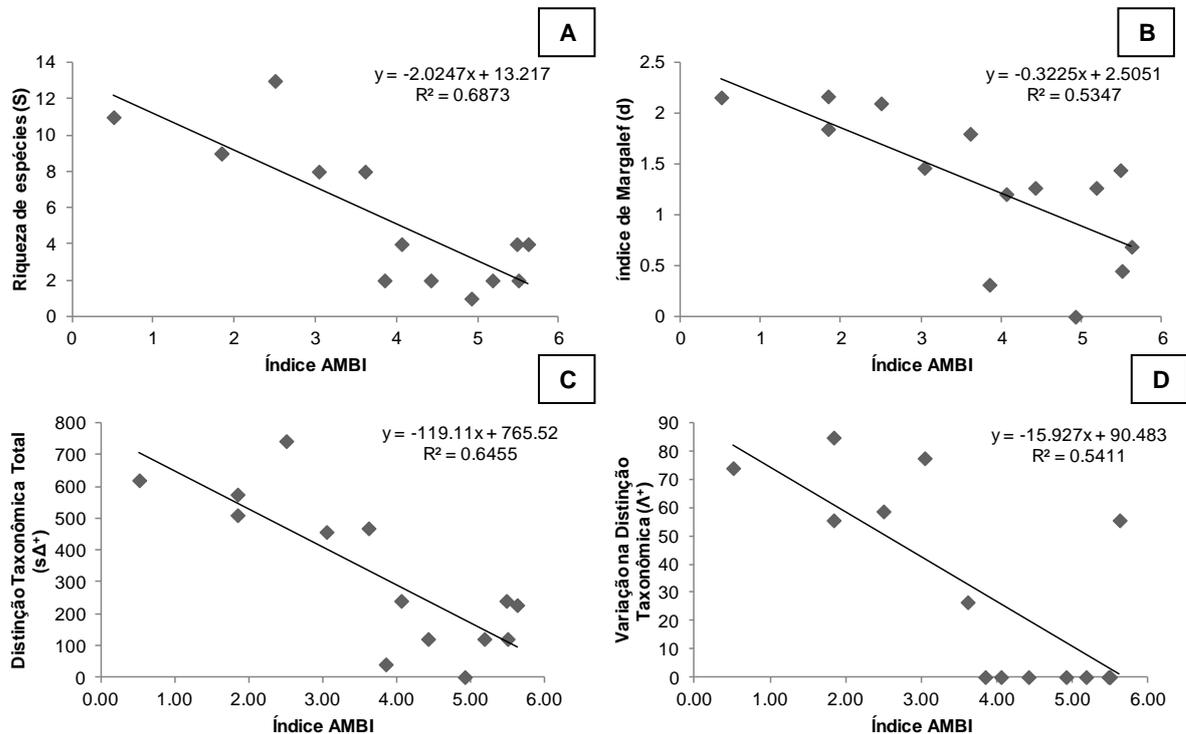


Figura 6| Relação entre os dados univariados (riqueza de espécies - A e índice de Margalef - B) e as medidas de distância taxonômica (Distância Taxonômica Total - C e Variação na Distância Taxonômica - D) da associação de Copepoda Harpacticoida, com os dados do AMBI (Valença & Santos, 2012), mensurados pela comunidade da macrofauna bentônica, nos estuários de Pernambuco, com linhas de tendência linear e equação da reta.

II.4. Discussão

Aspectos sobre a aplicação e interpretação dos resultados de indicadores ecológicos são comumente reavaliados e considerações sobre suas aplicações ou limites para seu uso são sugeridas. Naturalmente, aqueles índices que demonstrem ser robustos em uma escala temporal e espacial são preferíveis uma vez que sua aplicabilidade se estende a uma ampla gama de organismos e contextos ambientais, inclusive a análises de dados históricos, listas de espécies ou comparações entre diferentes estudos (Leonard *et al.*, 2006). Neste ensejo, os índices de distância taxonômica somam uma vantagem adicional por conta de seu desempenho ser supostamente menos influenciado pelas variações ambientais naturais, como a sazonalidade e a variabilidade do habitat, do que outros índices (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1998; 2001). Medidas univariadas da estrutura da comunidade, como os índices de diversidade, não capturam informações sobre a identidade das espécies. É necessário que suas respostas sejam muito claras em diferenciar áreas impactadas daquelas que não são antes mesmo que a significância de suas respostas seja atestada (Sommerfield *et al.*, 1997). No caso dos índices de Shannon-Wiener e Margalef, os resultados obtidos classificaram de maneira similar os estuários, inclusive não revelando diferenças entre estuários com estado intermediário de impacto. Warwick & Clarke (1995) sugeriram que as medidas que utilizem informações na forma da distinção taxonômica sobre as identidades das espécies são bastante sensíveis às situações de impacto. Porém, os resultados deste estudo indicam que Δ , Δ^* , Δ^+ , $s\Delta^+$ e Λ^+ estão muito relacionadas com as medidas univariadas.

Segundo afirmam Warwick & Clarke (1995), a Diversidade Taxonômica Δ está empiricamente relacionado com o índice de Shannon-Wiener H' e é uma extensão natural do índice de Simpson. Porém numa escala mais refinada sobre a distância entre os indivíduos, assim, não é surpreendente que Δ esteja relacionado com o índice de Shannon-Wiener e Margalef, visto que todos são medidas de diversidade com base similar. Isso pode demonstrar o esvaziamento de significado de suas correlações. Ao mesmo tempo, não significa dizer que a Diversidade Taxonômica não possa ser uma medida importante sobre a biodiversidade, pois em relação aos índices de Shannon-Wiener e Margalef continua sendo relativamente insensível às variações no número de indivíduos entre amostras (Sommerfield *et al.*, 1997) e apresenta a vantagem de ter um componente de separação taxonômica. Ainda mais, em situações onde Δ^* e Δ^+ apresentem valores muito próximos entre amostras, sugere-se que suas medidas não respondem ao gradiente de impacto (Sommerfield *et al.*, 1997). Isso implica no comportamento aproximado de Δ e de H' e à forte relação expressa nos seus gráficos.

Sobre o $s\Delta^+$, o uso de suas medidas é recomendado em situações específicas, por exemplo, quando o esforço amostral para análise de diferentes áreas é rigidamente idêntico, pois $s\Delta^+$ tende a apresentar uma relação muito estreita com a riqueza (Warwick & Clarke, 1998). Isto pode ser corroborado com os resultados obtidos aqui, pois os resultados da correlação entre $s\Delta^+$ e a riqueza foram altos.

A resposta dos índices de distância taxonômica está baseada em um modelo que prevê as associações de organismos em locais não perturbados como subconjuntos

taxonômicos de espécies organizados aleatoriamente em relação ao conjunto regional, sendo a perturbação antrópica capaz de reduzir significativamente a variação taxonômica destas subassociações.

Indo além, Salas *et al.* (2006) estudando a aplicabilidade de diversos índices em indicar a qualidade ambiental de ambientes estuarinos em Portugal e Espanha a partir da comunidade macrobentônica, encontram que tanto o $s\Delta^+$ e quanto o índice de Margalef foram capazes de diferenciar áreas em diferentes situações de distúrbio antrópico. Ainda, e tanto no presente trabalho como no último citado, a relação entre o $s\Delta^+$ e o AMBI foi significativa. Apesar de que aqui também foi possível ver associação significativa entre o Λ^+ e o índice Margalef, e o Λ^+ e o AMBI, o valor do r para as comparações pareadas com $s\Delta^+$ foram muito mais fortes. Nesse sentido, é importante observar que dos indicadores testados, os $s\Delta^+$ e índice de Margalef, ambos baseados na riqueza de espécies, foram as medidas que melhor se relacionaram com o AMBI, o discriminador da qualidade ambiental dos estuários analisados. Com isso, os resultados indicam que apenas o aumento ou a decaída no número de espécies de Copepoda Harpacticoida seriam um indicador suficiente de distúrbios. Contudo, pela problemática conhecida com relação aos índices baseados na riqueza de espécies (ver Leonard *et al.*, 2006), estas duas medidas não são, geralmente, capazes de sozinhas distinguir de maneira clara áreas sob diferentes graus de impacto.

Evidências apontaram que grande variedade de organismos e contextos ambientais mostraram alta sensibilidade de Δ^+ em diferentes condições de perturbação e não perturbação (Leonard *et al.*, 2006). Em contrapartida, vários estudos também puderam revelar a inadequação de índices de distância taxonômica, como por exemplo Δ^+ , como preditores de mudanças ambientais relacionadas a impactos antrópicos (Salas *et al.*, 2006; Hall & Greenstreet, 1998; Somerfield *et al.*, 1997). Em Bevilacqua *et al.* (2012) são citados trabalhos que sugerem que a eficácia do desempenho dos indicadores de distância taxonômica em locais impactados e não impactados pode ser influenciada pelas características inerentes ao grupo de organismos investigados, a variabilidade ambiental natural, regimes de perturbação natural e características de habitat.

Nos trabalhos de Salas *et al.* (2006), Hall & Greenstreet (1998) e Somerfield *et al.* (1997) concluiu-se que os índices de diversidade taxonômica parecem não ser muito úteis em estabelecer o *status* ecológico em estuários, pois apontam respectivamente que: os índices apresentaram os maiores valores em áreas mais eutrofizadas; as comunidades de peixes mostraram o mesmo comportamento que os índices de diversidade convencionais; e que não foi possível perceber com consistência o padrão de queda nos valores dos índices de distância taxonômica com o aumento do impacto. No que diz respeito aos resultados obtidos aqui, os índices de distância taxonômica seguiram a mesma tendência, não agregando informação adicional ao que já pode ser extraído nas informações da riqueza e nas medidas de diversidade baseadas na riqueza de espécies de Harpacticoida.

Foi possível perceber que a Δ^+ apresentou um padrão de distribuição muito similar entre os estuários, sugerindo uma complexidade taxonômica próxima entre eles, com exceção

do Bacia do Pina2 e Paratibe. No caso desses estuários, isso pode estar relacionado ao fato deles apresentarem uma estrutura taxonômica muito simplificada. Clarke & Warwick (2001) falam sobre uma possível relação de dependência entre os valores do Δ^+ e Λ^+ , o que faria com que não gerassem informações úteis, para além do que os índices de diversidade com base na riqueza já fazem. Esta situação é vista em casos de grande simplificação na estrutura taxonômica, como é o caso dos estuários citados.

É importante destacar, por sua vez, que a identificação ao nível específico possivelmente não tenha agregado informações adicionais sobre a distância taxonômica entre as associações de Copepoda Harpacticoida, visto que as 29 espécies estão distribuídas em 26 gêneros. Isso implica dizer que o nível “gênero” seria mais adequado enquanto base de dados, mesmo sendo aqueles observados no estudo quase todos mono-específicos. Dessa forma, há a simplificação de quase todas as estruturas taxonômicas dos estuários, o que pode explicar o acompanhamento dos índices de distância taxonômica e os com base na riqueza de espécies.

II.5. Conclusão

Foi possível perceber que os valores para os indicadores univariados selecionados e os índices de distância taxonômica com base na associação de Copepoda Harpacticoida estão relacionados significativamente entre si, sugerindo que os descritores ecológicos selecionados apresentam um poder informativo similar. Por sua vez, ao comparar a ordenação dos estuários descrita pelos indicadores ecológicos com os dados do AMBI, para a macrofauna, houve uma relação negativa e significativa apenas entre a riqueza e o AMBI, o índice de Margalef e o AMBI, o $s\Delta^+$ e o AMBI e Λ^+ e o AMBI, todas com coeficientes de Pearson muito próximos. A partir dos resultados obtidos e em concordância com outros estudos em regiões estuarinas, os índices de distância taxonômica mostraram o mesmo comportamento que os índices de diversidade convencionais, não agregando informações adicionais sobre sua qualidade. Apesar disso, a simplicidade da estrutura taxonômica dos estuários a partir das espécies de Copepoda Harpacticoida aponta para a possibilidade de maiores investigações sobre o comportamento dos índices com informações de gêneros de Copepoda Harpacticoida de estuários tropicais não inclusos aqui.

II.6 Referências

- Allen, B; Kon, M & Bar-Yam, Y, 2009. A new phylogenetic diversity measure generalizing the Shannon index and its application to phyllostomid bats. **The American Naturalist** 174:236-243.
- Ayres, M; Ayres Júnior, M; Ayres, DL & Santos, ASS dos, 2007. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. MCT; IDSM; CNPq, Belém, Pará. 364p.
- Borja, A & Dauer, DM, 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. **Ecological Indicators** 8:331-337.
- Clarke, KR & Gorley RN, 2006. **PRIMER v6: User Manual/Tutorial**. PRIMER-E, Plymouth. 192p.
- Clarke, KR & Warwick, RM, 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology** 35:523-531.
- _____, 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. **Marine Ecology Progress Series** 184:21-29.
- _____, 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress Series** 216:265–278.
- Connell, JH, 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science N.Y.** 199:1302-1310.
- Coull, BC, 1988. Ecology of the marine meiofauna; *In* Higgins, RP & Thiel, H (eds.), 1988. **Introduction to the Study of Meiofauna**. Smithsonian Institution Press, Washington DC. 488p.
- Elliott, M & Quintino, V, 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. **Marine Pollution Bulletin** 54:640-645.
- Gage, JD & Coghill, GG, 1977. Studies on the dispersion patterns of Scottish sea-lock benthos from contiguous core transects. *In* Coull, B (eds.), 1977. **Ecology of marine benthos**. University of South Carolina Press, Columbia. 467p.
- Galassi, DMP; Fiasca, B & Del Tosco, D, 2011. Patterns of copepod diversity (Copepoda: Cyclopoida, Harpacticoida) in springs of central Italy: implications for conservation issue. *In* Defaye, D; Suarez-Morales, E & von Vaupel Klein, JC (eds.), 2011. **Studies on Freshwater Copepoda: a volume in Honour of Bernard Dussart**. Koninklijke Brill, Leiden-Boston. 556p.
- Giere, O, 2009. **Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments**. Springer-Verlag, 2nd ed., Berlin. 513p.
- Hall, SJ & Greenstreet, SP, 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. **Marine Ecology Progress Series** 166:227–229.

- Harper JL, Hawksworth DL, 1994. Biodiversity: measurement and estimation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** 345:5-12.
- Huys, R; Gee, JM; Moore, CG & Hamond, R, 1996. Marine and Brackish Water – Harpacticoid Copepods – Part 1. **Synopses of the British Fauna** 51:1-352.
- Kennedy, AD & Jacoby, CA, 1999. Biological indicators of marine environmental health: Meiofauna, a neglected benthic component?. **Environmental Monitoring Assessment** 54:47-68.
- Lang, K., 1948. **Monographie der Harpacticiden**. Nordiska Bökhandeln, Stockholm. 1648p.
- Leonard, DRP; Clarke, KR; Somerfield, PJ & Warwick, RM, 2006. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. **Journal of Environmental Management** 78: 52-62.
- Lucena, CC, 2012. **Relação da associação de Copepoda Harpacticoida com os parâmetros ambientais em áreas estuarinas de Pernambuco**. Trabalho de conclusão de curso de Graduação em Ciências Biológicas com Ênfase em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Pernambuco, 44p.
- Magurran, AE, 2004. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, Oxford. 256p.
- May, RM, 1990. Taxonomy as destiny. **Nature** 347:129-130.
- Moreno, M., Ferrero, T.J., Gallizia, I., Vezzulli, L., Albertelli, G., Fabiano, M., 2008. An assessment of the spatial heterogeneity of environmental disturbance within an enclosed harbour through the analysis of meiofauna and nematode assemblages. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 77:565-576.
- Warwick, RM & Clarke, KR, 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series** 129:301-305.
- _____, 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology** 35:532-543.
- Patrício, J; Neto, JM; Teixeira, H; Salas, F & Marques, JC, 2009. The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. **Marine Environmental Research** 68:25-36.
- Ricotta, C, 2004. A parametric diversity measure combining the relative abundances and taxonomic distinctiveness of species. **Diversity and Distributions** 10:143-146.
- Roger, SI; Clarke, KR & Reynolds, JD, 1999. The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the North East Atlantic. **Journal of Animal Ecology** 68:769-788.
- Salas, F; Marcosa, C; Neto, JM; Patrício, J; Pérez-Ruzafa, A & Marques, JC, 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. **Ocean & Coastal Management** 49:308-331.
- Sarmiento, VC & Santos, PJP, 2012. Species of Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) from the phytal of Porto de Galinhas coral reefs, northeastern Brazil. **Check List** 8: 936-939.

- Somerfield, PJ; Olsgard, F & Carr, MR, 1997. A further examination of two new taxonomic distinctness measures. **Marine Ecology Progress Series** 154:303-306.
- Somerfield, PJ; Clarke, KR; Warwick, RM & Dulvy, NK, 2008. Average functional distinctness as a measure of the composition of assemblages. **Journal of Marine Science**, 65:1462-1468.
- Valença, APMC & Santos, PJP, 2012. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): Review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. **Marine Pollution Bulletin** 64:1809-1820.
- Wells, JBJ, 2007. An annotated checklist and keys to the species of Copepoda Harpacticoida (Crustacea). **Zootaxa** 1568:1-872.
- Wilkinson, DM, 1999. The disturbing history of intermediate disturbance. **Oikos** 84:145–147.
- Zhou, H; Hua, E & Zhang, Z, 2010. Taxonomic Distinctness of Macrofauna as an Ecological Indicator in Laizhou Bay and Adjacent Waters **J. Ocean Univ. China (Oceanic and Coastal Sea Research)** 9:350-358.