



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

DIELE EMELE PONTES CARVALHO DE LIMA

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E DISPONIBILIDADE DE
PRESAS PARA PEIXES ZOOPLANCTÍVOROS EM UM ESTUÁRIO
ANTROPIZADO NO NORDESTE DO BRASIL**

**CAMPINA GRANDE – PB
2020**

DIELE EMELE PONTES CARVALHO DE LIMA

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E DISPONIBILIDADE DE
PRESAS PARA PEIXES ZOOPLANCTÍVOROS EM UM ESTUÁRIO
ANTROPIZADO NO NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Marinhos e Costeiros.

Orientador: Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha

**CAMPINA GRANDE – PB
2020**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

L732e Lima, Diele Emele Pontes Carvalho de.
Estrutura da comunidade zooplanctônica e disponibilidade de presas para peixes zooplanctívoros em um estuário antropizado no nordeste do Brasil [manuscrito] / Diele Emele Pontes Carvalho de Lima. - 2020.
87 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Coordenação de Curso de Biologia - CCBS."
1. Zooplâncton. 2. Peixes estuarinos. 3. Antropização. 4. Comunidade zooplanctônica. I. Título
21. ed. CDD 577.6

DIELE EMELE PONTES CARVALHO DE LIMA

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E DISPONIBILIDADE
DE PRESAS PARA PEIXES ZOOPLANCTÍVOROS EM UM ESTUÁRIO
ANTROPIZADO NO NORDESTE DO BRASIL**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Aprovada em: 27 de Fevereiro de 2020

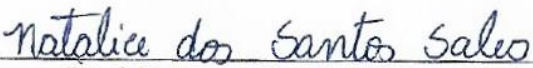
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)
Orientador



Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)
Examinadora



Prof. Dra. Natalice dos Santos Sales
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)
Examinadora

AGRADECIMENTOS

Meu coração se enche de gratidão e alegria ao perceber que existem pessoas maravilhosas ao meu lado, torcendo por minha felicidade e sucesso. Agradeço primeiramente a Deus por me capacitar à realização de um trabalho tão sonhado e por ter iluminado o meu caminho durante todo esse percurso cheio de obstáculos. Agradeço a minha família por todo apoio e incentivo a fazer pesquisa, quando eu decidi seguir essa profissão, mesmo sabendo o quanto isso não é valorizado no país em que estamos. Agradeço a compreensão pelos momentos de família que tive que estar ausente para escrever, estudar e me dedicar a este trabalho. Sou muito feliz por estar neste caminho e a conclusão deste trabalho também é mérito de vocês, que sempre trataram a minha educação como um investimento. Amo vocês!

Agradeço também a pessoa que mais aguentou os meus dramas e crises no dia a dia, que mesmo apesar de tudo, sempre acreditou no meu potencial e sempre afirmou com toda certeza de que tudo iria dar certo no final. Agradeço por você sempre estar ao meu lado nesses 3 anos, nos momentos felizes e tristes, colocando sempre na minha cabeça de que sou capaz. Você é um presente pra mim, só tenho a lhe agradecer por tudo, Alexandre. Amo você.

Agradeço a minha segunda família, a família LEP, por todas as conversas engraçadas, todas as conversas cabeça, por todo apoio e amizade que me fizeram mais fortes em dias tristes e somaram na minha vida. Vocês são muito especiais pra mim e sem vocês nada disso seria possível! Agradeço a Natalice, por sempre ser essa amiga parceira, que sempre me ajudou, tanto para a construção da dissertação quanto na vida. Agradeço a Malu, que apesar de ainda estar na conclusão da sua dissertação, sempre estava ali no cantinho do computador disponível para me ajudar, seja para me ensinar e tirar as minhas dúvidas de estatística ou sobre como colocar a paginação do word kkk. Agradeço a Zé por compartilhar comigo esse momento tenso da dissertação e por sempre estar disposto a ajudar. Agradeço a Carol, por sentar comigo e se dedicar um tempão para desvendar os mistérios do R, com toda a sua paciência, e tentar me ajudar a incluir as estatísticas no meu trabalho. Agradeço a Lili por sempre ter me ajudado nas minhas coletas, com os arrastos que realmente precisava de uma força a mais e eu não iria conseguir, e com o processamento desse material em laboratório. De fato, vocês deram uma força grande para a construção deste trabalho e eu não tenho palavras para agradecer o quanto vocês me ajudaram.

Agradeço ao pessoal que se dedicou a triagem do zooplâncton e dos peixes, não foi um trabalho fácil, foram milhões de copépodes para identificar e contar, mas tudo isso valeu a pena. Agradeço a Maísa, Maysa, Breno, Viviane, Manu, Bia, Eden, Renaly, Cassiano e

Lauriston pelo auxílio com a triagem desse material e por contribuir para a realização desse trabalho. Agradeço em especial, a Eden e Beth por liderarem a última coleta, a qual fiquei impossibilitada de ir e agradeço a todos do LEP que mesmo não estando responsável pela triagem do material sempre estiveram presente nas conversas do laboratório e fizeram meus dias mais felizes: Henrique, Lucas, Ril, Anna Karen, Stephanie, Whitney e Fernando a vocês o meu muito obrigada e espero que continuem firmes e fortes no propósito de vocês!

Pelos horários de descanso agradeço pela parceria de Manu, Malu, Leticia, Bia e Maísa nas idas ao CCT para relaxar a mente e para comprar coxinha e açaí, de fato construí um laço grande com vocês que não esperava construir, espero que essa amizade se fortaleça. Agradeço a Carol e Iris pelas tirações de onda que me fizeram rir muitas vezes. Agradeço a Juan por sempre contar as piadas mais sem graça e mesmo assim tirar gargalhadas de todo mundo. Agradeço a Eden, que mesmo me irritando tanto, me ajudou com o meu material e me ajudou trazendo Manuzinha para me dar AQUELE abraço que gosto tanto e me ajudar também com o zoo. Agradeço a Henrique, que mesmo com esse jeito estranho de ser, sempre esteve disposto a ajudar. Pessoal, vocês são demais!

Agradeço a André por ser esse orientador incrível e que assim como um pai, se importa com cada detalhe, seja a respeito do profissional ou da vida pessoal. Sempre está preocupado acima de tudo com o nosso bem estar. Agradeço pela confiança depositada em mim para realização de um trabalho assim, agradeço pela paciência e agradeço imensamente pelo tempo dedicado a me ensinar, corrigir e contribuir para o meu crescimento. Muito obrigada!

Por fim, agradeço à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), assim como o Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, pela valiosa oportunidade de crescimento profissional. Agradeço também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa que foi fundamental para realização desta pesquisa. Obrigada!

RESUMO

O zooplâncton está disponível nos estuários atuando como um elo entre as fontes de energia vegetal e as fontes de energia animal. Esse grupo está presente na forma de recurso alimentar para as comunidades de peixes, principalmente os juvenis, que necessitam desses pequenos itens para o seu desenvolvimento. A comunidade zooplânctônica é moldada pela influência dos processos hidrológicos, pela produtividade, pelas variações das condições físico-químicas da água e por fatores bióticos. Por isso, esse grupo é muito utilizado como modelo para estudos em ambientes impactados devido a sua grande sensibilidade às alterações ambientais. O presente estudo teve como objetivo principal verificar a estrutura da comunidade zooplânctônica no estuário do rio Paraíba do Norte, um estuário urbanizado, e comparar a predação sobre esses organismos pelos peixes juvenis pertencentes à guilda dos zooplânctívoros ao longo das zonas estuarinas. As amostragens foram realizadas nas marés de sizígia, na preamar e baixa mar, em seis excursões durante o ano de 2018 ao longo de três zonas estuarinas, divididas pelo gradiente de salinidade. Para o estudo da estrutura da comunidade zooplânctônica, foram realizados três arrastos de subsuperfície nas marés enchentes, utilizando uma rede de plâncton cônico-cilíndrica. Para o estudo da disponibilidade do zooplâncton para os peixes, as amostragens foram realizadas através de um arrasto com a rede de plâncton para a coleta dos organismos do zooplâncton disponíveis e simultaneamente foi realizado um arrasto com uma rede do tipo “*beach seine*” para coleta da ictiofauna. Em cada arrasto foram coletados parâmetros ambientais de salinidade, temperatura da água (°C), transparência (cm), profundidade (m), clorofila *a* (µg/l) e fósforo total (µg/l). O material biológico foi levado ao laboratório para sua contagem e identificação ao menor nível taxonômico possível. Os táxons mais abundantes e que maior contribuíram para a similaridade nas três zonas estuarinas foram Calanoida e Cyclopoida, sempre apresentando pelo menos 35% de contribuição. As menores contribuições de táxons e maiores densidades ocorreram na zona intermediária devido a maior influência da concentração de nutrientes nessa zona, permanecendo principalmente os táxons Calanoida e Cyclopoida. Embora haja uma maior predominância desses táxons, os valores de seletividade de presas pelos peixes zooplânctívoros foram maiores para outros itens alimentares, apontando a preferência por itens menos abundantes. A seletividade também está relacionada às características morfológicas dos peixes, no qual apresentaram correlações com os tamanhos dos itens, indicando que as espécies selecionam o alimento de acordo com suas capacidades de detectar e capturar as presas, seguindo a Teoria do Forrageamento Ótimo. Esses resultados enfatizam a importância do estudo das comunidades estuarinas frente às alterações ambientais em um cenário de crescente urbanização. O estudo da disponibilidade alimentar para os peixes estuarinos, principalmente os juvenis, permite compreender a dinâmica da cadeia alimentar no segmento pelágico e prever as possíveis alterações no fluxo energético. A disponibilidade de recursos alimentares para os estágios iniciais das espécies de peixes influencia no estoque de peixes futuros e dessa forma, o estudo da disponibilidade atua como uma ferramenta para alternativas de conservação e gestão dos recursos pesqueiros desses ecossistemas costeiros.

Palavras-chave: Zooplâncton. Peixes estuarinos. Antropização. Comunidades

ABSTRACT

Zooplankton is available in estuaries as a link between plant energy sources and animal energy sources. This group is present as a food resource for fish communities, especially juveniles, who need these small items for their development. The zooplankton community is driven by hydrological processes, productivity, variations in the physical and chemical conditions of water and biotic factors. For this reason, this group is widely used as a model for studies in impacted environments due to its great sensitivity to environmental changes. The aim of this study was to verify the structure of the zooplankton community in the Paraíba do Norte river estuary, an urbanized estuary, and to compare the predation on these organisms by juvenile fish belonging to the zooplankton guild along the estuarine zones. Sampling was carried out on spring tides, high tide and low tide, in six excursions throughout 2018 along three estuarine zones, divided by the salinity gradient. For study of zooplankton structure of the zooplankton community, three subsurface trawls were carried out at high tides, using a conical-cylindrical plankton net. For the study of the availability of zooplankton for fish, sampling was carried out with a plankton net to collect the available zooplankton organisms and simultaneously a haul was carried out with a beach seine net to collect the ichthyofauna. In each sampling point, environmental parameters of salinity, water temperature (°C), transparency (cm), depth (m), chlorophyll a ($\mu\text{g/l}$) and total phosphorus ($\mu\text{g/l}$) were recorded. The biological material was taken to the laboratory for counting and identification at the lowest possible taxonomic level. The most abundant taxa that contributed to the similarity in the three estuarine zones were Calanoida and Cyclopoida, always presenting at least 35% contribution. The lowest taxon contributions and highest densities occurred in the intermediate zone due to the greater influence of the concentration of nutrients in that zone, mainly the Calanoida and Cyclopoida taxa. Although there is a greater predominance of these taxa, the prey selectivity values for zooplanktivorous fish were higher for other food items, indicating the preference for less abundant items. The selectivity is also related to the morphological characteristics of the fish, in which they showed correlations with the sizes of the items, indicating that the species select the food according to their ability to detect and capture prey, following the Theory of Foraging Optimum. These results emphasize the importance of studying estuarine communities in the face of environmental changes in a scenario of increasing urbanization. The study of food availability for estuarine fish, especially juveniles, allows to understand the dynamics of the food chain in the pelagic segment and to predict possible changes in the energy flow. The availability of food resources for the initial stages of fish species influences the stock of future fish and, thus, the study of availability acts as a tool for alternatives for the conservation and management of fishing resources in these coastal ecosystems.

Key words: Zooplankton. Estuarine fishes. Anthropization. Communities

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1. Mapa do estuário do Rio Paraíba do Norte, Paraíba, com indicações das zonas e pontos de coleta bem como informações sobre os diferentes usos da terra nessa paisagem. Zona superior (▲); zona intermediária (●); zona inferior (▼).....25

Figura 2. *Box-plot* das variáveis ambientais nas três zonas estuarinas e nos dois períodos estudados no estuário do rio Paraíba do Norte, PB. *Box-plot*: mediana, amplitudes inter-quartis, valores máximos e mínimos.....33

Figura 3. *Box-plot* da riqueza, densidade e diversidade dos organismos zooplancônicos nas três zonas estuarinas e em ambos os períodos (chuva e seca) no estuário do rio Paraíba do Norte.....35

Figura 4. Análise de ordenação redundante baseada em distância (dbRDA) com as variáveis selecionadas pelo modelo e suas correlações com os grupos do zooplâncton nas três zonas estuarinas (A) e nos dois períodos (B) no estuário do rio Paraíba do Norte, PB.....39

CAPÍTULO 2

Figura 1. Desenho amostral dos pontos de coleta nas três zonas estuarinas: Zona superior (▲); zona intermediária (●); zona inferior (▼).....57

Figura 2. Medidas morfométricas das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba, Brasil.....59

Figura 3. Percentagem numérica e abundância relativa dos itens presentes nos estômagos e no ambiente, respectivamente, no período da chuva em cada zona estuarina.....67-69

Figura 4. Percentagem numérica e abundância relativa dos itens presentes nos estômagos e no ambiente, respectivamente, no período da seca em cada zona estuarina.....70-71

Figura 5. Análise de Componentes Principais (PCA) dos índices morfométricos (Olho: diâmetro relativo do olho; Rastro: tamanho relativo do rastro) com as espécies de peixes.....72

Figura 6. Gráfico de dispersão da análise de Regressão Linear correlacionando as medidas morfométricas dos peixes (eixo x) com o comprimento dos itens ingeridos (eixo y) para cada grupo de espécies. Valores de significância e coeficiente da correlação de Pearson (r) foram plotados para cada regressão.....73-75

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1.** Resultados do teste da PERMANOVA das variáveis ambientais para os dois fatores (períodos e zonas) do estuário do rio Paraíba do Norte. Valores significativos: ** ($p < 0,001$). Ns = Não significativo.....32
- Tabela 2.** Resultados do teste pair-wise da PERMANOVA densidade dos organismos zooplancônicos entre os períodos e entre as zonas.....36
- Tabela 3.** Resultados do teste PERMANOVA para os táxons dos organismos zooplancônicos com percentagem numérica $>1\%$ para os dois fatores (períodos e zonas). Valores significativos: * ($p < 0,01$); ** ($p < 0,001$).....36
- Tabela 4.** Resultados dos dois primeiros eixos da dbRDA das variáveis ambientais no estuário do Rio Paraíba.....38
- Tabela 5.** Resultados do Teste Marginal realizado a partir da Análise Do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) para as variáveis ambientais no estuário do Rio Paraíba.....38

CAPÍTULO 2

- Tabela 1.** Percentagem Numérica (PN) dos itens consumidos pelos grupos de espécies no período da chuva e nas três zonas estuarinas (Superior, Intermediária e Inferior).....63
- Tabela 2.** Percentagem Numérica (PN) dos itens consumidos pelos grupos de espécies no período da seca e nas três zonas estuarinas (Superior, Intermediária e Inferior).....64
- Tabela 3.** Cálculo do Índice de Eletividade para os grupos de espécies nas três zonas estuarinas, no período da chuva.....65
- Tabela 4.** Cálculo do Índice de Eletividade para os grupos de espécies nas três zonas estuarinas, no período da seca.....66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	11
2. PERGUNTAS.....	15
3. HIPÓTESES	15
4. OBJETIVOS	16
4.1 Geral	16
4.2 Específicos.....	16
5. ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO	17
6. REFERÊNCIAS	18
7. CAPÍTULO 1	21
INTRODUÇÃO.....	23
METODOLOGIA.....	25
ÁREA DE ESTUDO	25
DESENHO AMOSTRAL E PROCEDIMENTO EM LABORATÓRIO	26
ANÁLISE DE DADOS	28
RESULTADOS	30
VARIÁVEIS AMBIENTAIS	30
COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON	33
INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE	36
DISCUSSÃO	39
REFERÊNCIAS	44
8. CAPÍTULO 2	50
INTRODUÇÃO.....	52
METODOLOGIA.....	55
ÁREA DE ESTUDO	55
DESENHO AMOSTRAL E PROCEDIMENTO EM LABORATÓRIO	56
DIETA E MORFOMETRIA	57
ANÁLISE DE DADOS	58
RESULTADOS	60
Dieta e seletividade das presas	60

Relação tamanho da presa versus medidas morfométricas do predador	71
DISCUSSÃO	75
CONCLUSÃO GERAL	78
REFERÊNCIAS	80
APÊNDICE	85

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os estuários são ecossistemas costeiros que estão associados com funções ecológicas importantes como a produção primária e secundária, ciclagem de nutrientes e uma alta disponibilidade alimentar, que promove o estabelecimento das espécies de invertebrados e peixes para utilização desses espaços como áreas de berçário (ELLIOTT et al., 2007; SELLESLAGH et al., 2012). Além disso, os estuários possuem um valor econômico associado a serviços ecossistêmicos como turismo, serviços recreativos, serviços culturais, e as atividades pesqueiras, constituindo uma fonte de riqueza para a humanidade, o que implica muitas vezes na superexploração dos recursos e degradação desses ambientes costeiros (LILLEBØ et al., 2016; COSTA; ASMUS, 2018).

A produtividade nesses ecossistemas está relacionada à entrada de nutrientes e ao acúmulo de matéria orgânica provenientes da descarga de água doce, ao qual são importantes fatores na determinação da estrutura trófica estuarina e possibilitam a transferência de energia através dos níveis tróficos (MBANDZI et al., 2018). Essa produtividade é atribuída ao plâncton, que constitui a base da cadeia alimentar aquática, compreendendo desde indivíduos mais simples, como microalgas e microcrustáceos, até organismos mais complexos como ovos e larvas de peixes (CHAPARRO et al., 2015; HOANG et al., 2018). O plâncton atua como um elo entre produtores e consumidores na transferência de energia dos ecossistemas aquáticos, com o fitoplâncton atuando na transformação do carbono inorgânico e nutrientes em matéria orgânica, e o zooplâncton atuando na conversão das fontes de energia vegetal para as fontes de energia animal, favorecendo a assimilação dessa energia pelos níveis tróficos superiores (GALLOWAY et al., 2014).

O zooplâncton é um grande grupo de organismos presentes na coluna d'água que pode ser subdividido em holoplâncton e meroplâncton, no qual o primeiro compreende os organismos que permanecem durante todo o seu ciclo de vida no plâncton e o segundo apenas uma parte do seu desenvolvimento (MOURA et al., 2016; MACIEL; ALMEIDA, 2019). A composição, a dinâmica e a estrutura da comunidade zooplânctônica é moldada pela influência dos processos hidrológicos, pela produtividade e pelas variações das condições físico-químicas da água (VIEIRA; GUILHERMINO; MORGADO, 2015). Os fatores abióticos favorecem a variação na distribuição desses organismos ao longo do estuário de acordo com suas capacidades fisiológicas, muitas vezes atuando como filtros ambientais, selecionando as espécies tolerantes às condições impostas pelo habitat, sendo essa distribuição principalmente atribuída ao gradiente de salinidade e turbidez (ALVES et al.,

2016; DAVID et al., 2016; CLOERN et al., 2017). Além disso, os fatores bióticos (competição/predação) também atuam como reguladores da comunidade zooplânctônica, e por isso, esse grupo modelo é muito utilizado para estudos em ambientes impactados devido a sua grande sensibilidade às alterações ambientais, provocando respostas no ecossistema (LANKOV et al., 2010; TAVSANOGLU et al., 2015; LIN et al., 2017).

O zooplâncton estuarino está disponível para as assembleias de peixes como importante fonte alimentar, principalmente para as espécies estuarino dependentes, que passam parte do ciclo de vida no estuário utilizando os recursos disponíveis nesse ecossistema, em especial os recursos alimentares que estão no compartimento pelágico. Dentre as principais famílias de peixes zooplânctívoros, destacam-se na abundância: Clupeidae e Engraulidae, que possuem uma dieta baseada em copépodes e que são economicamente importantes (CLARK; PESSANHA, 2015; MEDEIROS; XAVIER; ROSA, 2017). Além disso, larvas e juvenis de diversas espécies apresentam o hábito zooplânctívoro nessa fase e são dependentes desses pequenos itens para o seu desenvolvimento (NAGELKERKEN et al., 2008).

Os peixes zooplânctívoros apresentam uma série de adaptações para captura de alimento, dentre elas, a capacidade de expansão da cavidade bucal para engolfar uma maior quantidade de presas, rastros branquiais numerosos para filtrar o alimento e olhos grandes para localização visual das pequenas presas, são as principais características morfológicas que caracterizam esse grupo (PESSANHA et al., 2015). Essa série de adaptações e as necessidades nutricionais das espécies permitem que estas selecionem suas presas conforme a sua preferência a fim de se obter uma melhor demanda energética (JACKSON; LENZ, 2016).

A utilização de um mesmo recurso trófico separa as espécies de peixes em uma abordagem de guildas tróficas, um importante mecanismo de estudo das relações interespecíficas da cadeia alimentar para o entendimento acerca da estrutura trófica e do fluxo energético (MIRANDA et al., 2019). A guilda dos zooplânctívoros apresenta um importante papel nos estudos da cadeia alimentar pelágica, exercendo um controle top-down nas comunidades de zooplâncton e fitoplâncton (ZAMBRANO et al., 2006). Além disso, nas relações intraespecíficas também há a mudança nos hábitos alimentares ocasionando uma diferenciação de nicho ao longo dos estágios de desenvolvimento da espécie. Trabalhos evidenciam essa mudança de hábito alimentar de acordo com as classes de tamanho, no qual a guilda dos zooplânctívoros está presente principalmente nos menores estágios de vida (CONTENTE; STEFANONI; SPACH, 2011; NUNN; TEWSON; COWX, 2012; FIGUEIREDO; PESSANHA, 2016). O hábito trófico específico de cada estágio de

desenvolvimento é denominado de unidades tróficas ontogenéticas (UTO) e evidenciam que espécies utilizem o mesmo recurso durante aquela fase de tamanho (DAVIS et al., 2012).

As espécies de peixes que utilizam o zooplâncton como recurso alimentar tem um papel fundamental na estruturação de ecossistemas aquáticos, pois são reguladores da comunidade do plâncton, e são normalmente presas de diversas espécies de peixes maiores, piscívoras, e que são também de grande importância comercial (LANKOV et al., 2010; JAKUBAVIČIŪTĖ et al., 2017). O desenvolvimento, a reprodução, a sobrevivência e o estabelecimento das comunidades de peixes estão fortemente relacionados com a disponibilidade e com a qualidade dos recursos alimentares disponíveis, além do ambiente em que estão associados (SHEAVES et al., 2015; MOURA et al., 2016). Os estuários, portanto, oferecem uma gama de recursos que atuam como importantes fontes de energia para a comunidade de peixes, além de oferecer habitats com raízes de mangue e águas turvas, ideal para refúgio e proteção dos juvenis (MODERAN et al., 2010).

Ecossistemas estuarinos, embora possuam propriedades fundamentais para a manutenção das espécies, estão entre os habitats mais impactados globalmente devido ao aumento das atividades antropogênicas (sobrepesca, desenvolvimento da agricultura, indústrias, urbanização, atividades portuárias e descarga de efluentes), principalmente aos impactos relacionados à poluição química, que alteram o funcionamento e estrutura desses habitats (DOLBETH et al., 2016; XIONG et al., 2016). As atividades humanas aumentam a quantidade de nutrientes, alterando as formas e as proporções destes no sistema aquático (HOANG et al., 2018). Além disso, a degradação e a má qualidade da água associadas às mudanças climáticas globais são fatores que alteram a estruturação das comunidades e das teias alimentares, comprometendo o equilíbrio da cadeia alimentar e afetando as comunidades de peixes estuarinos, principalmente para as espécies que dependem desse ambiente para completar o seu ciclo de vida (O'MARA; MISKIEWICZ; WONG, 2016). Por isso, estudar ecossistemas estuarinos é um meio de compreender, a partir de grupos modelo, como as comunidades estão estruturadas para buscar alternativas de conservação.

O estuário do rio Paraíba do Norte é um ecossistema situado em uma área metropolitana entre os municípios de Lucena, Cabedelo, Bayeux, Santa Rita e João Pessoa que sofre com a intensa urbanização e com grande adensamento populacional, cerca de 1.013.215 habitantes (IBGE, 2010; ARAÚJO; BEZERRA, 2017). Em suas margens há diversas atividades antrópicas como a carcinicultura, atividades portuárias, cultivo de cana de açúcar e pesca artesanal que contribuem para o impacto desse ecossistema, além da descarga de efluentes provenientes dessas cidades (MOURA et al., 2016). Entretanto, apesar do grau de

degradação ambiental, esse estuário exerce um importante papel ecológico, pois há uma série de comunidades bióticas que estão associadas a esse ecossistema, incluindo as assembleias de peixes e o zooplâncton, os quais serão o alvo do estudo (DOLBETH et al., 2016; ARAÚJO; BEZERRA, 2017).

A comunidade zooplanctônica é um bom modelo de estudo para as alterações ambientais por ser um bom bio-indicador para as condições da qualidade da água, pois são sensíveis às alterações das características físico-químicas da água, dessa forma podem variar mediante os impactos provocados pela ação antrópica, influenciando na sua disponibilidade para os níveis tróficos superiores (ARAÚJO; DIAS; BONECKER, 2016). O zooplâncton está diretamente ligado às condições hidrológicas e nutricionais na coluna d'água (MACIEL; ALMEIDA, 2019), e com o aumento das concentrações de fósforo, nitrogênio e contaminantes na água, o zooplâncton responde ao bloom de fitoplâncton que é gerado, ocasionando o aumento do potencial poluidor, gerando também condições de anóxia no corpo de água (BAUER; ABREU; POERSCH, 2017). Assim, o estudo da estrutura do zooplâncton bem como a sua disponibilidade para as comunidades de peixes zooplanctívoros atua como ferramenta para verificar a qualidade ecológica desses ecossistemas (ALVES et al., 2016). Além disso, avaliar o comportamento alimentar das espécies de peixes ao longo de um estuário que sofre forte influência antrópica contribui para o entendimento do funcionamento desse habitat e é fundamental para compreender a dinâmica desses ambientes costeiros para desenvolver alternativas de conservação e gestão dos recursos pesqueiros.

A partir disso, este trabalho surge com intuito de testar a hipótese de que a pressão antrópica (concentração de P e N) irá afetar a estrutura da comunidade zooplanctônica ao longo das zonas estuarinas. Além disso, buscamos compreender como a espacialidade e as condições temporais influenciam na disponibilidade de zooplâncton para a dieta dos peixes ao longo de um gradiente estuarino de salinidade.

2. PERGUNTAS

P1: Como a pressão antrópica (concentração de P e N) ao longo das zonas estuarinas e entre os períodos (chuva/seca) em um estuário tropical afetam a estrutura da comunidade zooplanctônica?

P2: Existe variação espaço-temporal no consumo de presas e seleção dos itens pelos peixes de hábito zooplanctívoro de acordo com a disponibilidade do zooplâncton no ambiente e com sua morfologia?

3. HIPÓTESES

H1: A espacialidade do ecossistema estuarino e as condições temporais da região tropical provocam mudanças na densidade e riqueza dos organismos do zooplâncton, favorecendo em maior densidade e menor riqueza nas áreas com maior pressão antrópica (concentração de P e N).

H2: As interações entre presa-predador, representadas pela seletividade positiva, serão menores nas áreas onde serão registradas as menores disponibilidades de presas (representado pela menor densidade de zooplâncton). A seletividade das presas ocorrerá nas espécies que apresentarem características morfológicas relacionadas com a localização e captura da presa mais desenvolvidas durante essa fase do ciclo de vida.

4. OBJETIVOS

4.1 Geral

Verificar a estrutura da comunidade zooplanctônica em um estuário tropical com forte pressão antrópica proveniente da urbanização, e comparar a predação sobre esses organismos baseada na disponibilidade alimentar e nas características morfológicas das espécies de peixes da guilda de zooplanctívoros entre as zonas estuarinas e entre períodos.

4.2 Específicos

- Verificar a influência dos fatores abióticos sobre a abundância e composição do zooplâncton entre e dentre as zonas estuarinas, aliada as variações do ciclo sazonal chuva/seca da região;
- Comparar a ingestão de presas pelos peixes pertencentes a guilda dos zooplanctívoros com o zooplâncton disponível no ambiente;
- Analisar a dieta dos peixes juvenis com objetivo de identificar quais os itens do zooplâncton foram selecionados pelas espécies nas três zonas estuarinas;
- Correlacionar medidas morfométricas dos órgãos dos peixes relacionados com a aquisição do recurso alimentar ao tamanho das presas presentes nos estômagos.

5. ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está organizada em dois capítulos desenvolvidos no estuário do Rio Paraíba do Norte com principal objetivo de compreender como os fatores abióticos e o ciclo sazonal (chuva/seca) determinam a abundância e composição do zooplâncton estuarino além da sua disponibilidade para a ictiofauna. Os manuscritos estão intitulados:

Capítulo 1 – “O papel dos filtros abióticos na estrutura do zooplâncton em um estuário tropical antropizado”

Capítulo 2 – “Relações tróficas em peixes zooplancívoros juvenis em um estuário tropical urbano”

6. REFERÊNCIAS

- ALVES, V. E. N. *et al.* Do different degrees of human activity affect the diet of Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis*?. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 2, p. 1239-1257, 2016.
- ARAÚJO, A.V.; DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. C. Differences in the structure of copepod assemblages in four tropical estuaries: importance of pollution and the estuary hydrodynamics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1-2, p. 412-420, 2017.
- ARAÚJO, D. S.; BEZERRA, R. S. Mapeamento dos manguezais do estuário do Rio Paraíba. **Revista Principia**, 40, 2017.
- BAUER, W.; ABREU, P. C.; POERSCH, L. H.. Plankton and water quality variability in an estuary before and after the shrimp farming effluents: possible impacts and regeneration. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 3, p. 495-508, 2017.
- CHAPARRO, G. *et al.* Hydrology driven factors might weaken fish predation effects on zooplankton structure in a vegetated warm temperate floodplain lake. **Hydrobiologia**, v. 752, n. 1, p. 187-202, 2015.
- CLARK, F. J. K.; PESSANHA, A. L. M.. Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinocardinia bahiensis* in a tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 1, p. 175-183, 2015.
- CLOERN, J. E. *et al.* Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. **Limnology and Oceanography**, v. 62, n. S1, p. S272-S291, 2017.
- COSTA, J. C.; ASMUS, M. L. Base ecossistêmica da atividade pesqueira artesanal: estudo de caso no Baixo Estuário da Lagoa dos Patos (BELP), RS, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 44, 2018.
- CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; SPACH, H.Ls. Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1197-1205, 2011.
- DAVID, V. *et al.* Estuarine habitats structure zooplankton communities: implications for the pelagic trophic pathways. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 179, p. 99-111, 2016.
- DAVIS, A. M.; PUSEY, B. J.; PEARSON, R. G. Trophic ecology of terapontid fishes (Pisces: Terapontidae): the role of morphology and ontogeny. **Marine and Freshwater Research**, v. 63, n. 2, p. 128-141, 2012.
- DOLBETH, M. *et al.* Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 244-254, 2016.
- ELLIOTT, M. *et al.* The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007.

- FIGUEIREDO, G. G. A. A.; PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 680-695, 2016.
- GALLOWAY, A. W. *et al.* Diet specific biomarkers show that high quality phytoplankton fuels herbivorous zooplankton in large boreal lakes. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 9, p. 1902-1915, 2014.
- HOANG, H. T. T. *et al.* Impact of anthropogenic activities on water quality and plankton communities in the Day River (Red River Delta, Vietnam). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 2, p. 67, 2018.
- IBGE. CENSO DEMOGRÁFICO 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/>. Acesso em: 1 Julho 2019.
- JACKSON, J. M.; LENZ, P. H. Predator-prey interactions in the plankton: larval fish feeding on evasive copepods. **Scientific Reports**, 6, 33585, 2016.
- JAKUBAVIČIŪTĒ, E. *et al.* Seasonal dynamics in the diet of pelagic fish species in the southwest Baltic Proper. **ICES Journal of Marine Science**, v. 74, n. 3, p. 750-758, 2017.
- LANKOV, A. *et al.* Feeding ecology of pelagic fish species in the Gulf of Riga (Baltic Sea): the importance of changes in the zooplankton community. **Journal of Fish Biology**, v. 77, n.10, p. 2268-2284, 2010.
- LILLEBØ, A. I. *et al.* Assessment of marine ecosystem services indicators: experiences and lessons learned from 14 European case studies. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 12, n. 4, p. 726-734, 2016.
- LIN, Q. *et al.* Responses of trophic structure and zooplankton community to salinity and temperature in Tibetan lakes: Implication for the effect of climate warming. **Water Research**, v. 124, p. 618-629, 2017.
- MACIEL, O. L. C.; ALMEIDA, E. V. Mesozooplankton characterization surrounding anthropogenic sewage inputs in the southeastern eutrophic Brazilian estuary of Guanabara Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 511-519, 2019.
- MBANDZI, N. *et al.* River flow, zooplankton and dominant zooplanktivorous fish dynamics in a warm-temperate South African estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 92, n. 6, p. 1747-1767, 2018.
- MEDEIROS, A. P. M.; XAVIER, J. H. A.; ROSA, I. M. L. Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 45, n. 5, p. 879-890, 2017.
- MIRANDA, L. E.; GRANZOTTI, R. V.; DEMBKOWSKI, D. J. Gradients in fish feeding guilds along a reservoir cascade. **Aquatic Sciences**, v. 81, n. 1, p. 15, 2019.

MODÉLAN, J. *et al.* Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 88, n. 2, p. 219-232, 2010.

MOURA, G. C. *et al.* Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 284-294, 2016.

NAGELKERKEN, I. S. J. M. *et al.* The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 155-185, 2008.

NUNN, A. D.; TEWSON, L. H.; COWX, I. G. The foraging ecology of larval and juvenile fishes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 22, n. 2, p. 377-408, 2012.

O'MARA, K.; MISKIEWICZ, A.; WONG, M. Y. Estuarine characteristics, water quality and heavy metal contamination as determinants of fish species composition in intermittently open estuaries. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 5, p. 941-953, 2017.

PESSANHA, A. L. M. *et al.* Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, n. ahead, p. 00-00, 2015.

SELLESLAGH, J. *et al.* The Gironde estuary as a case study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 112, p. 243-254, 2012.

SHEAVES, M. *et al.* True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. **Estuaries and Coasts**, v. 38, n. 2, p. 401-414, 2015.

TAVSANOGLU, U. N.; MALEKI, R.; AKBULUT, N. Effects of Salinity on the Zooplankton Community Structure in Two Maar Lakes and One Freshwater Lake in the Konya Closed Basin, Turkey. **Ekoloji Dergisi**, v. 24, n. 94, 2015.

VIEIRA, L. R.; GUILHERMINO, L.; MORGADO, F. Zooplankton structure and dynamics in two estuaries from the Atlantic coast in relation to multi-stressors exposure. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 347-367, 2015.

XIONG, W. *et al.* Determinants of community structure of zooplankton in heavily polluted river ecosystems. **Scientific Reports**, v. 6, p. 22043, 2016.

ZAMBRANO, L. *et al.* Relationships between fish feeding guild and trophic structure in English lowland shallow lakes subject to anthropogenic influence: implications for lake restoration. **Aquatic Ecology**, v. 40, n. 3, p. 391-405, 2006.

7. CAPÍTULO 1

O PAPEL DOS FILTROS ABIÓTICOS NA ESTRUTURA DO ZOOPLÂNCTON EM UM ESTUÁRIO TROPICAL ANTROPIZADO

Diele Emele Pontes Carvalho de Lima¹ e André Luiz Machado Pessanha²

RESUMO

A comunidade zooplânctônica do estuário do Rio Paraíba do Norte foi estudada ao longo de três zonas estuarinas, divididas pelo gradiente de salinidade e pelas características da profundidade do canal principal, a fim de verificar como as variáveis ambientais influenciam a distribuição dos organismos do zooplâncton. As amostragens foram realizadas em dois períodos no ano de 2018: chuvoso, compreendendo os meses de maior precipitação, sendo eles abril, maio e junho; e o período da seca, compreendendo os meses com menor precipitação, setembro, outubro e novembro. O zooplâncton foi coletado no canal principal em arrastos horizontais de subsuperfície nas marés de sizígia, utilizando uma rede de plâncton cônico-cilíndrica. Foram registrados um total de 42 táxons no estuário, apresentando uma separação espacial e temporal das amostras, bem como as suas correlações com as variáveis ambientais. Foram selecionadas cinco variáveis pelo modelo e plotadas no gráfico da dbRDA, no qual a salinidade juntamente com o fósforo total foram as duas principais variáveis responsáveis pela distribuição do zooplâncton. A salinidade juntamente com a altura da maré apresentaram maiores correlações com a zona inferior e com os táxons Cirripedia, Gammaridae, Caprellidae, Penaeidae, Larva de Polychaeta e Larva de Teleostei; enquanto o fósforo total, pluviosidade e transparência apresentaram maiores correlações com a zona superior e com os táxons Harpacticoida, Luciferidae, Protozoa de Luciferidae, Cladocera, Tintinnida, Ácaro, Rotifera, Larva de Bivalvia, Trematoda e Chaetognata. Isso demonstra como esse conjunto de parâmetros ambientais funciona como barreiras ecológicas, limitando a permanência de alguns táxons em determinados locais, enquanto outros táxons apresentam adaptações para tolerar uma ampla variação de condições. Esses filtros ambientais são importantes na estruturação das comunidades estuarinas e o zooplâncton, por apresentar grande sensibilidade a essas mudanças ambientais, atuam como bio-indicadores da qualidade da água e além disso, são uma boa ferramenta de estudo para prever alterações ambientais provocadas por distúrbios humanos.

Palavras-chave: Fatores abióticos; Mesozooplâncton; Estrutura de comunidade; Impacto

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: dielepontes.dp@gmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: andrepessanhauepb@gmail.com

ABSTRACT

The zooplankton community of the Rio Paraíba do Norte region, it was studied in three estuarine areas, divided by salinity gradient to verify how environment conditions influence the zooplankton distribution. The samplings were carried out in two periods in the year 2018: rainy, comprising the months of greatest precipitation, being April, May and June; and the dry period, comprising the months with less precipitation, September, October and November. Zooplankton was collected in the main channel in horizontal subsurface trawls on syzygy tides, using a conical-cylindrical plankton net. A total of 42 taxa were recorded in the estuary, showing a spatial and temporal separation of the samples, as well as their correlations with environmental variables. Five variables were selected by the model and plotted on the dbRDA graph, in which salinity together with total phosphorus were the two main variables responsible for the distribution of zooplankton. The salinity and height of the tide showed greater correlations with the lower zone and with the taxa Cirripedia, Gammaridae, Caprellidae, Penaeidae, Larva de Polychaeta and Larva de Teleostei; while total phosphorus, rainfall and transparency showed greater correlations with the upper zone and with the taxa Harpacticoida, Luciferidae, Protozoa de Luciferidae, Cladocera, Tintinnida, Ácaro, Rotifera, Larva de Bivalvia, Trematoda and Chaetognata. This demonstrates how this set of environmental parameters functions as ecological barriers, limiting the permanence of some taxa, while other taxa have adaptations to tolerate a wide range of conditions. These environmental filters are important in structuring estuarine communities and zooplankton, as they are highly sensitive to these environmental changes, act as bio-indicators of water quality and in addition, they are a good study tool for predicting environmental changes caused by human disturbances.

Palavras-chave: Abiotic factors; Mesozooplankton; Community structure; Anthropogenic impact

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: dielepontes.dp@gmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: andrepessanhauepb@gmail.com

INTRODUÇÃO

A dinâmica dos ecossistemas estuarinos apresentam uma grande influência sobre as comunidades de peixes e zooplâncton influenciando na diversidade e abundância dos organismos (HWANG et al., 2010). Esses ambientes apresentam flutuações nas suas características físicas e químicas em escala espaço-temporal, influenciada principalmente pelas variações nas salinidades provenientes da intrusão salina, pelo regime pluviométrico da região, hidrodinâmica, turbidez, oxigênio dissolvido, nutrientes e produção primária (PRIMO et al., 2009; DAVID et al., 2016; ARAÚJO et al., 2017). Esses fatores abióticos desempenham o papel de filtros ecológicos que estruturam as comunidades estuarinas e como consequência, afetam suas distribuições, com os animais que utilizam esses ambientes adaptados a tolerar essa ampla variação das condições ambientais ou serem específicos de alguma área no ecossistema estuarino (SELLESLAGH et al., 2012).

O zooplâncton constitui um grande grupo animal de organismos pelágicos pertencentes às comunidades estuarinas, compreendendo diversos táxons e que apresentam papel fundamental nessas comunidades através da sua grande contribuição nas teias alimentares pelágicas (RICE; DAM; STEWART, 2015). Esses organismos nas teias alimentares são responsáveis pelo fluxo do carbono, conduzido na escala espaço-temporal através da ciclagem de nutrientes, da relação produção-pastoreio e na eficiência da transferência de energia, atuando como elo intermediário entre produtores e os níveis tróficos superiores (STEINBERG; LANDRY, 2017). Dentre os principais representantes destacam-se os copépodes, que representam cerca de 70% da abundância do zooplâncton e se comportam como os principais consumidores primários. Esses apresentam grande sensibilidade às mudanças ambientais e tem rápidas respostas devido ao seu curto ciclo de vida (ARAÚJO et al., 2017).

No sistema estuarino, a transferência de energia é possibilitada pelos padrões da distribuição das espécies do zooplâncton ao longo do estuário, que são determinados pelo conjunto de fatores bióticos (e.g. disponibilidade alimentar e predação) e abióticos (e.g. salinidade, temperatura, fluxo do rio), que influenciam na abundância, composição e biomassa das espécies da comunidade zooplânctônica nas curtas escalas espaço-temporal (LEANDRO et al., 2007; MODÉLAN et al., 2010). Dentre esses fatores, a salinidade atua como o principal fator estruturante das comunidades estuarinas (DAVID et al., 2016).

Os fatores abióticos estão em constante mudança nos sistemas estuarinos, e isso ocorre por múltiplos processos naturais que envolvem as mudanças no ciclo das marés, nas

mudanças de temperatura e precipitação, como também é influenciado pelo aumento da eutrofização e pelo estresse antropogênico (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004; VIEIRA et al., 2015). Os ecossistemas estuarinos estão intimamente ligados com uma série de atividades humanas e econômicas, que intensificam-se cada vez mais, promovendo uma modificação na composição e estrutura das comunidades locais (DOLBETH et al., 2016; ARAÚJO et al., 2017). Trabalhos envolvendo zooplâncton e alterações ambientais, indicam que essas alterações podem manifestar mudanças no indivíduo, na população ou a nível de comunidade, relacionadas a redução da riqueza de espécies, biomassa, densidade e diversidade local, comprometendo a transferência de energia no ambiente pelágico (RICE; DAM; STEWART, 2015, ARAÚJO et al., 2017). Portanto, comparar a distribuição dos organismos do zooplâncton ao longo do gradiente de características físico-químicas diferentes permite verificar como as espécies respondem a esse conjunto de fatores abióticos, e ao mesmo tempo, servindo como um indicador de mudança das condições ambientais (LEY et al., 1994; VIEIRA et al., 2015).

Os estudos de estruturação de comunidades desempenham um papel importante na conservação, buscando compreender através de modelos biológicos os padrões e processos que ocorrem nesses ecossistemas, oferecendo subsídios para alternativas de gestão ambiental. Devido a sua plasticidade fenotípica e adaptações evolutivas, o zooplâncton atua como bioindicador das condições da qualidade da água e das alterações climáticas (MOURA et al., 2016; BAUER et al., 2017). Essas características enfatizam a importância de se estudar os padrões de estruturação das comunidades zooplanctônicas estuarinas, a fim de compreender a variabilidade da distribuição dos organismos na dinâmica estuarina para prever alterações ambientais. Ante o exposto, o presente estudo buscou avaliar o efeito da ação dos filtros ambientais na distribuição do zooplâncton, visando testar a hipótese de que as maiores densidades e menor riqueza dos organismos estão ligadas as áreas de maior pressão antrópica no estuário (concentração de P e N).

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

O estuário do Rio Paraíba do Norte está localizado no litoral leste do estado da Paraíba, entre os limites $6^{\circ}54'14''$ - $7^{\circ}07'36''$ S e $34^{\circ}58'16''$ - $34^{\circ}49'31''$ W, fazendo parte dos municípios de João Pessoa, Cabedelo, Lucena, Bayeux e Santa Rita (SANTANA et al., 2018). O estuário possui uma extensão de cerca de 22 km e largura da foz de aproximadamente 2,2 km (MEDEIROS et al., 2016). Os principais afluentes da margem direita são os rios Sanhauá, Tambiá e Mandacaru, enquanto na margem esquerda os principais são os rios Paroeira, Tiririm, Ribeira e Guia (LIMA et al., 2017) (Figura 1).

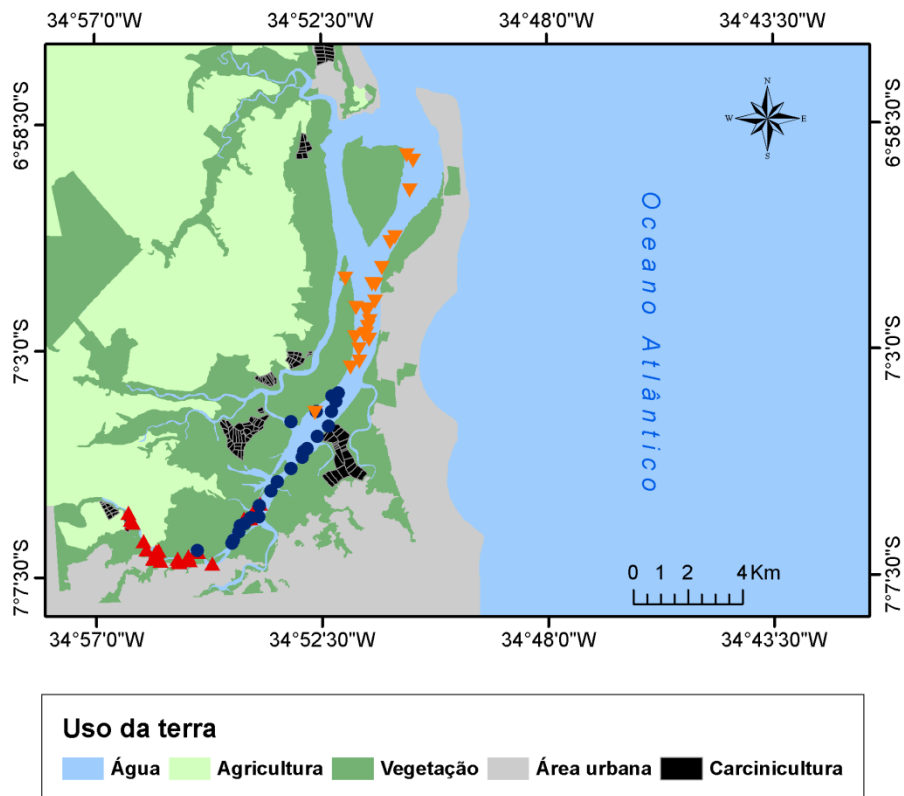


Figura 1. Mapa do estuário do Rio Paraíba do Norte, Paraíba, com indicações das zonas e pontos de coleta bem como informações sobre os diferentes usos da terra nessa paisagem. Zona superior (▲); zona intermediária (●); zona inferior (▼).

O clima da região é do tipo “As” de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, indicando que é do tipo equatorial com verão seco, com temperatura média anual entre 24°C e 26°C (MOURA et al., 2016). Apresenta a estação chuvosa entre os meses de fevereiro a julho e a estação seca entre os meses de agosto a janeiro, com as maiores chuvas ocorrendo em junho e as mais baixas em novembro (DOLBETH et al., 2016).

O estuário se localiza em uma região metropolitana com grande adensamento populacional, aproximadamente 1 milhão de habitantes (IBGE, 2010), e sofre ao longo do seu curso com a ação de diferentes impactos promovidos por atividades antrópicas como: plantações de cana de açúcar e cultivo de coco; atividades de carcinicultura; atividades de pesca artesanal e mariscagem pela população tradicional; trânsito marítimo de grandes embarcações devido ao porto de Cabedelo; atividades turísticas; além de despejos de efluentes nos rios, que contribuem para a eutrofização, contaminação da água e comprometem a saúde do ecossistema (DOLBETH et al., 2016; ARAÚJO; BEZERRA, 2017; SANTANA et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2019). Em seu entorno também há remanescentes de Mata Atlântica, mata de restinga e árvores de mangue que sofrem intenso desmatamento com o processo de urbanização e da agricultura (TEIXEIRA et al., 2019).

Ao longo do curso do estuário, a paisagem se configura diferentemente nas porções superior, intermediária e inferior (Figura 1). A zona superior, localizada à montante, recebe o aporte de água doce proveniente do continente e é caracterizada por apresentar um estreitamento do canal principal (cerca de 428 m de largura) e margens altas. Além disso, a vegetação de mangue é escassa nessa zona, com predominância de áreas para atividades de agropecuária e agricultura, além de casas da população local. A zona intermediária está localizada na região central do estuário, apresentando uma maior largura do canal comparada à zona superior (729 m) e mais próxima das atividades de carcinicultura. A zona inferior está localizada mais próxima da foz, apresentando uma largura de cerca de 759 m, recebendo maior influência da intrusão salina. Nesta zona está localizada a ilha da restinga e nessa área há o trânsito de grandes embarcações devido ao porto de Cabedelo. A caracterização das zonas foi realizada em campo e através do georreferenciamento da região.

DESENHO AMOSTRAL E PROCEDIMENTO EM LABORATÓRIO

Para o estudo, o estuário foi dividido em três zonas, levando-se em conta o gradiente de salinidade. A zona superior, mais a montante, é caracterizada por apresentar menores salinidades com uma média de salinidade de 4 no período da chuva e 14 no período da seca; a zona intermediária se localiza entre a zona superior e inferior, apresentando salinidade de 21 no período da chuva e 26 no período da seca; já a zona inferior, devido a proximidade com a foz, apresenta as maiores salinidades, 30 no período da chuva e 35 no período da seca.

As amostragens para verificar a distribuição da comunidade zooplânctonica foram realizadas em seis excursões mensais no ano de 2018, compreendendo os meses de chuva

(abril a junho) e os de seca (setembro a novembro). As coletas foram realizadas nas três zonas ao longo do estuário, cada uma contendo quatro pontos amostrais, demarcados com auxílio de um GPS. O zooplâncton foi coletado através de três arrastos de subsuperfície em cada ponto, utilizando uma rede de plâncton cônico-cilíndrica (Comprimento: 1.5m; Abertura de boca: 60cm; Malha: 200 micra) amarrada a um peso de 5kg e arrastada horizontalmente nas marés enchentes de sizígia a uma velocidade média de 1,5 nós com duração de 5 minutos. Na entrada da rede foi fixado um fluxômetro mecânico (General Oceanic) a fim de quantificar o volume de água filtrada em cada arrasto. As amostras foram conservadas em formol 4% para posterior triagem em laboratório.

Em cada arrasto foram aferidos parâmetros ambientais da água: Salinidade, mensurada através de um refratômetro óptico; Temperatura da água (°C), utilizando um termômetro graduado; Profundidade (m) pelo profundímetro, e transparência (cm) através do disco de *Secchi*. Os dados de profundidade foram utilizados para a construção da relação da transparência com a profundidade através de uma razão: profundidade ÷ transparência x 100, e essa relação foi utilizada na análise. Dados de pluviosidade foram utilizados neste estudo, sendo retirados através do site da AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba) e realizada uma média da precipitação dos cinco dias antecedentes e cinco dias após as datas da coleta do material. A amplitude de maré também foi utilizada como fator ambiental e os dados foram retirados, para cada dia de coleta, das Tábuas de Maré disponibilizadas pela Marinha do Brasil para o município de Cabedelo no ano de 2018. Além disso, em cada ponto amostral, foi coletado 1 litro de água, armazenada em garrafas de polietileno para posterior determinação das concentrações de fósforo total (TP, µg/l), amônia (NH₃-N, µg/l), nitrito e nitrato (NO_x-N, µg/l) (STRICKLAND; PARSONS, 1972) e para estimativa da biomassa algal através da Clorofila *a* (µg/l) (LOZEREN, 1967).

Em laboratório, as amostras do zooplâncton foram homogeneizadas, subdividas em alíquotas de 10 ml e coradas com o corante rosa de bengala para posterior triagem com auxílio de um microscópio estereoscópio a fim de contabilizar e identificar os organismos ao menor nível taxonômico possível através dos trabalhos desenvolvidos por Balech (1988), Boltovsky (1999) e Foissner et al. (1999). Estudos de suficiência taxonômica realizados no estuário do rio Paraíba do Norte com macroinvertebrados indicaram que o nível de família é suficiente para verificar as respostas bióticas frente às alterações das condições ambientais provocadas pela pressão antrópica (NÓBREGA-SILVA et al., 2016). Além disso, outros trabalhos relacionados à distribuição do zooplâncton em estuários utilizam a identificação a

altos níveis taxonômicos (FRONEMAN, 2004; MARQUES et al., 2006; HOWSON; BUCHANAN; NICKELS, 2017; MACIEL; ALMEIDA, 2019).

ANÁLISE DE DADOS

Os dados das variáveis ambientais, da abundância, riqueza e diversidade dos organismos zooplanctônicos foram avaliados na escala espaço-temporal. Dois fatores foram utilizados nas análises estatísticas: espacial com três níveis fixos (zona superior, intermediária e inferior) e temporal com dois níveis fixos (chuva e seca). Para testar se houve diferenças dessas variáveis foi realizada uma Análise Permutacional Multivariada de Variância (PERMANOVA) com 9999 permutações através do pacote estatístico PRIMER v6 + PERMANOVA. Além disso, uma PERMANOVA univariada foi realizada para cada variável ambiental e para os táxons que apresentaram N% maior que 1%, a fim de verificar as diferenças individuais na escala espacial e temporal. Valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos. Testes pair-wise também foram realizados a posteriori.

Para a PERMANOVA, os dados dos fatores ambientais foram transformados em Log (x+1), enquanto os dados de densidade dos organismos do zooplâncton por raiz quadrada. Após a transformação foram construídas matrizes de similaridade utilizando a distância Euclidiana e a de Bray-Curtis, para os fatores ambientais e de densidade, respectivamente. No caso de uma PERMANOVA univariada, as matrizes foram construídas utilizando a distância Euclidiana. A priori, um teste de colinearidade entre as variáveis ambientais através do Draftsman plot foi utilizado, sendo estabelecido um nível de corte $>0,7$ para considerar duas variáveis colineares (CLARKE; GORLEY, 2006).

A diversidade foi calculada utilizando o índice de Simpson (SIMPSON, 1949). Também foram calculadas a Frequência de Ocorrência (FO%) e Percentagem Numérica (N%) do zooplâncton nessa escala espaço-temporal a fim de entender a composição e estrutura da comunidade zooplanctônica (HYSLOP, 1980).

Para determinação das variáveis ambientais preditoras na distribuição do zooplâncton, foi utilizado o Modelo de Regressão Linear Baseado em Distância (DistLM) (LEGENDRE; ANDERSON, 2001; McARDLE; ANDERSON, 2001). A Frequência de Ocorrência foi utilizada como nível de corte para a construção da matriz de abundância, sendo retirado os táxons $<5\%$, para posteriormente serem calculadas as densidades e utilizadas nas análises. Para isso, os dados foram transformados em raiz quadrada e posteriormente construída a

matriz de similaridade utilizando Bray-Curtis. O modelo usado foi o “Best”, de acordo com o critério de seleção R^2 , foi utilizado para selecionar o modelo final. Posteriormente, foi utilizada a análise de redundância baseada em distância (dbRDA) (McARDLE; ANDERSON, 2001). A correlação de Pearson foi empregada para selecionar as variáveis mais correlacionadas com os eixos da dbRDA e o valor utilizado para correlação foi de 0.1. Além disso, para verificar quais as contribuições dos táxons em cada zona estuarina e em cada período foi realizado a sub-rotina SIMPER (percentagem de similaridade).

RESULTADOS

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais apresentaram diferenças significativas espacialmente (Pseudo- $F_{2,200}= 24,422$; $p= 0,0001$) e temporalmente (Pseudo- $F_{1,200}= 66,946$; $p= 0,0001$) durante o período de estudo, de acordo com o PERMANOVA e o teste pair-wise (Tabela 1 e Figura 2). A pluviosidade, temperatura, salinidade, fósforo total, nitrito, amônia e transparência, apresentaram diferenças significativas ($p<0.05$) para ambos os fatores (estação e zonas), enquanto a clorofila *a* apresentou diferenças significativas apenas espacialmente. A altura da maré não apresentou significância para nenhum dos fatores ($p>0.05$).

Durante o período de estudo, a variação pluviométrica foi bem marcada, caracterizando bem os dois períodos (chuvoso e seco). No período chuvoso, foi registrada uma precipitação variando entre 3,53 a 10,82 mm, cujo maior valor correspondeu ao mês de abril. Em contrapartida, o período seco apresentou precipitação variando entre 0 a 0,36 mm, com menor registro no mês de novembro.

A variação da temperatura no período chuvoso esteve entre 27°C e 29°C e entre 27°C a 32°C no período seco. No período chuvoso, a zona inferior apresentou maior valor médio (28,78°C), enquanto a zona superior apresentou menor valor médio (27,99°C). Na seca, a zona superior apresentou maior valor (29,80°C) e a zona intermediária apresentou menor valor (29,13) (Figura 2).

A salinidade nas zonas de amostragens apresentou variações relacionadas com a pluviosidade. Durante o período chuvoso foram registrados os menores valores, variando entre 0,5 a 39, enquanto que no período seco, a salinidade variou de 4 a 42. Na zona superior do estuário, a qual recebe maior influência da descarga de água doce, a salinidade apresentou os menores valores variando entre 0,5 a 27, enquanto na zona inferior foram registrados os maiores valores devido à sua proximidade com a foz, variando entre 20 e 42 (Figura 2).

Assim como a salinidade, os nutrientes como o fósforo total e nitrito apresentaram maiores valores no período da seca e na zona intermediária, enquanto os menores valores foram registrados no período chuvoso, na zona inferior e superior para o fósforo total e nitrito, respectivamente. Diferentemente do encontrado para o fósforo total e o nitrito, os maiores valores de amônia registrados foram para o período chuvoso, na zona intermediária (Figura 2).

A transparência variou entre 4,27 e 100% na chuva e entre 9,64 e 100% na seca. A zona intermediária foi onde apresentou maior valor médio de transparência em ambos os períodos, com 42,89% de transparência na chuva e 54,97% na seca (Figura 2).

Os valores de clorofila *a* tiveram valor máximo de 2,09 µg/l e um valor mínimo de 0 µg/l. As médias dos valores de clorofila *a* para cada zona indicaram maiores valores desta ligada a zona superior do estuário, devido a descarga de água doce e o acúmulo de matéria orgânica geralmente maior nessas áreas (Figura 2).

Tabela 1. Resultados do teste da PERMANOVA das variáveis ambientais para os dois fatores (períodos e zonas) do estuário do rio Paraíba do Norte. Valores significativos: ** (p<0,001). Ns = Não significativo.

Variáveis ambientais	Períodos	Zonas
	Pseudo-F	Pseudo-F
Pluviosidade (mm)	29,05**	10,75**
Temperatura (°C)	68,19**	10,51**
Salinidade	76,48**	175,56**
Fósforo total (µg/l)	29,05**	10,75**
Nitrito (µg/l)	59,72**	23,36**
Amônia (µg/l)	419,24**	35,48**
Transparência (%)	13,06**	17,12**
Clorofila <i>a</i> (µg/l)	3,94 ^{ns}	8,04**
Altura da maré (m)	1,65 ^{ns}	1,09 ^{ns}

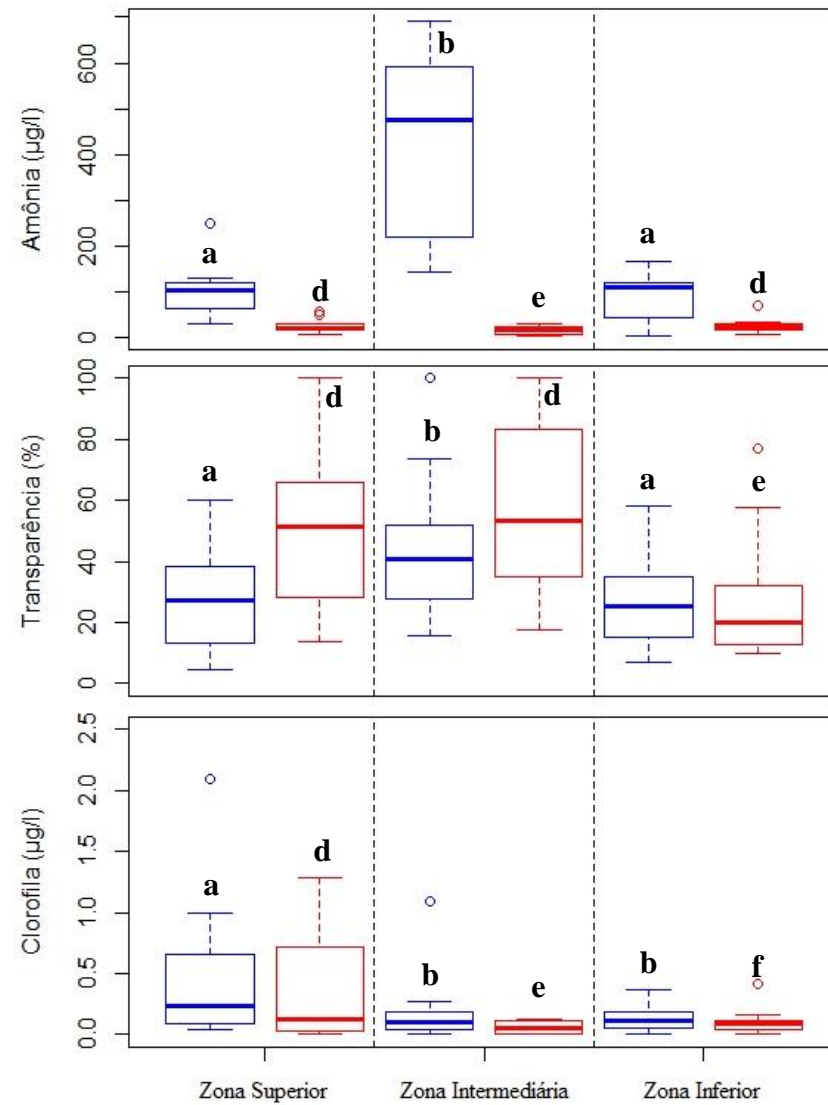
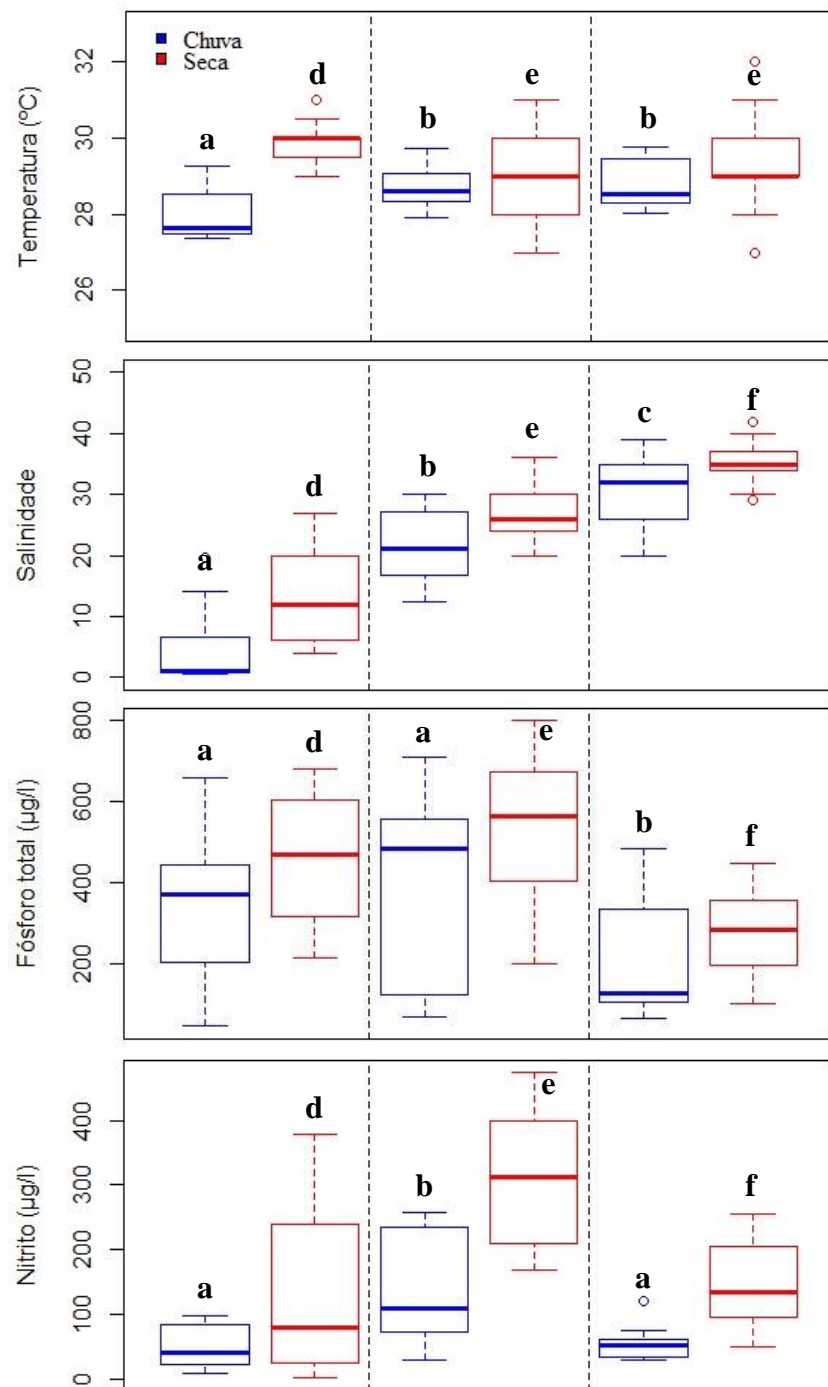


Figura 2. Box-plot das variáveis ambientais nas três zonas estuarinas e nos dois períodos estudados no estuário do rio Paraíba do Norte, PB. Resultado do teste pair-wise: a,b, c= chuva; d,e,f= seca.

COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON

Um total de 42 taxa pertencentes ao zooplâncton foram registrados ao longo do estuário do rio Paraíba. A maior riqueza encontrada foi no período da chuva com 40 táxons, enquanto no período da seca foram registrados 38 táxons. A zona intermediária apresentou menor riqueza em relação às outras zonas, com 37 táxons, entretanto, essa zona apresentou as maiores densidades do zooplâncton, variando entre 0.01 ind/m³ e 259.05 ind/m³ na chuva, e entre 0.01 ind/m³ e 46.61 ind/m³ na seca (Figura 3). A diversidade apresentou, pelo índice de Simpson, os maiores valores relacionados ao período chuvoso e a zona intermediária foi a zona que apresentou maior diversidade. Esse índice dá peso maior às espécies comuns (Figura 3). Dentre os 42 táxons encontrados, os que apresentaram maior densidade total e que contribuíram acima de 1% de percentagem numérica total foram: Calanoida (20,79%), Tintinnida (19,14%), Cladocera (18,91%), Rotifera (14,47%), Zoa de Brachyura (14,34%), Cyclopoida (5,24%) e Larva de Polychaeta (2,67%). Os táxons que obtiveram maior frequência de ocorrência (>60%) nas três zonas estuarinas, na chuva foram Calanoida, Cyclopoida e Nauplio de Copepoda, já no período da seca, os táxons mais frequentes foram Calanoida, Cyclopoida, Nauplio de Copepoda, Nauplio de Cirripedia, Zoa de Brachyura, Larva de Gastropoda e Harpacticoida (Apêndice 1).

Os resultados do teste PERMANOVA realizado para verificar as diferenças na riqueza não apresentou diferenças significativas ($p > 0.05$) entre períodos e zonas, já a densidade do zooplâncton não apresentou diferenças significativas entre períodos (Pseudo- $F_{1,200} = 1,9581$, $P = 0,06$), mas somente entre as zonas (Pseudo- $F_{4,200} = 6,2976$, $P = 0,0001$). Os resultados do pair-wise indicaram que todas as zonas se mostraram diferentes dentro do período chuvoso, enquanto no período da seca apenas a interação entre a zona superior e zona inferior não obteve valores significativos (Tabela 2).

Diferenças nas densidades dos táxons de maior percentagem numérica foram observadas entre as zonas e os períodos (PERMANOVA, $p < 0,05$; Tabela 3). As contribuições dos táxons foram observadas ao longo das três zonas estuarinas de acordo com o SIMPER. Calanoida e Cyclopoida foram os táxons que maior contribuíram entre as zonas estuarinas, responsáveis por pelo menos 35% da similaridade em cada zona. Na zona superior (média de similaridade= 55,37), os táxons que contribuíram para 75% de similaridade nessa zona foram Zoa de Brachyura, Nauplio de Copepoda, Nauplio de Cirripedia, Cladocera e Rotifera. Para a zona intermediária (média de similaridade= 50,24), os táxons que maior contribuíram para similaridade foram Zoa de Brachyura, Nauplio de Copepoda, Nauplio de Cirripedia e Larva

de Gastropoda. Na zona inferior (média de similaridade= 55,77) os táxons que contribuíram para a similaridade foram Nauplio de Cirripedia, Appendicularia, Zoa de Brachyura, Chaetognatha e Larva de Bivalvia. Com relação às dissimilaridades entre as zonas estuarinas, os táxons que contribuíram para as dissimilaridades entre o grupo superior e intermediária (média de dissimilaridade= 47,99) foram de Cladocera, Rotifera, Harpacticoida, Zoa de Penaeidae e Larva de Gastropoda apresentando 30% de contribuição, no qual apresentaram maior abundancia na zona superior. Entre a zona superior e inferior (média de dissimilaridade= 48,17), Cladocera e Rotifera apresentaram maiores abundancias na zona superior, enquanto Chaetognatha e Larva de Bivalvia apresentaram maiores abundancias na zona inferior. Em relação aos grupos intermediária e inferior (média de dissimilaridade= 50,52), Apendicularia, Chaetognatha, Larva de Bivalvia e Harpacticoida apresentaram maiores abundancias relacionadas à zona inferior, enquanto Nauplio de Copepoda apresentou maiores abundancias na zona intermediária.

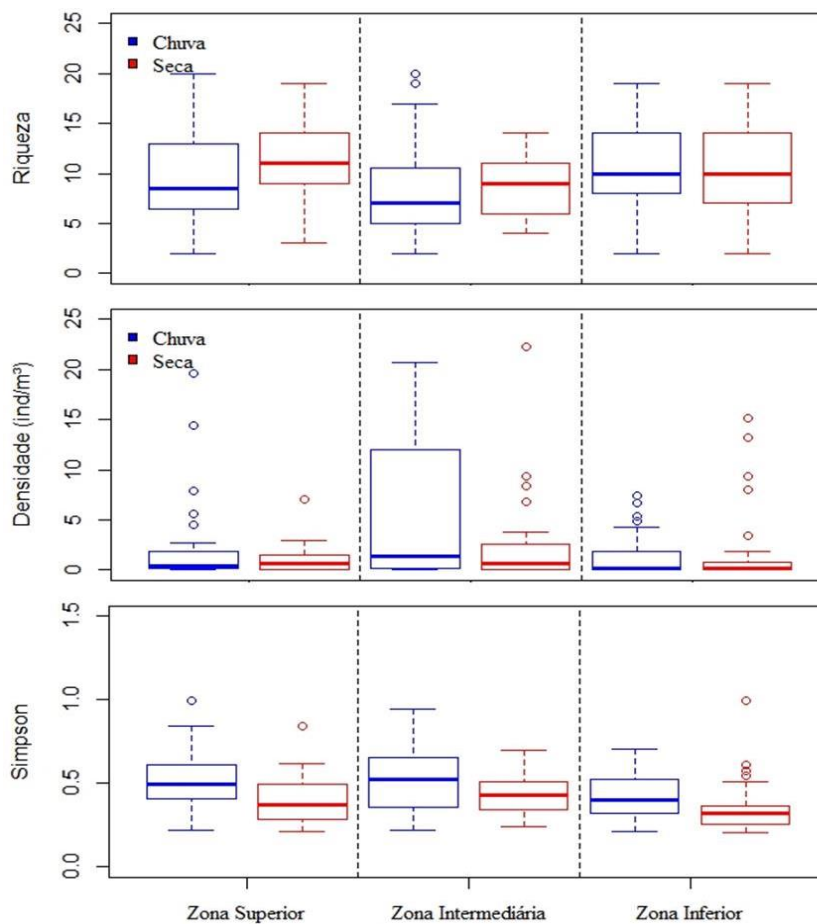


Figura 3. Box-plot da riqueza, densidade e diversidade dos organismos zooplancônicos nas três zonas estuarinas e em ambos os períodos (chuva e seca) no estuário do rio Paraíba do Norte.

Tabela 2. Resultados do teste pair-wise da PERMANOVA para a densidade dos organismos zooplancctônicos entre os períodos e entre as zonas.

Períodos	Grupos	t	p (perm)
Chuva	Superior, Intermediária	3,1218	0,0001
	Superior, Inferior	4,0378	0,0001
	Intermediária, Inferior	1,8077	0,0103
Seca	Superior, Intermediária	1,6123	0,0204
	Superior, Inferior	1,329	0,0919
	Intermediária, Inferior	2,2646	0,0004

Tabela 3. Resultados do teste PERMANOVA para os táxons dos organismos zooplancctônicos com percentagem numérica >1% para os dois fatores (períodos e zonas). Valores significativos: *(p<0,01); ** (p<0,001).

Táxons	Períodos	Zonas
	Pseudo-F	Pseudo-F
Calanoida	0,06	3,70*
Cyclopoida	0,52	4,67*
Tintinnida	0,51	0,95
Cladocera	4,96 *	5,19**
Rotifera	2,32	2,39*
Zoea de Brachyura	0,11	3,76*
Larva de Polychaeta	0,50	3,11*

INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE

A análise do modelo linear baseado em distância (DistLM) indicou relações significativas entre a comunidade zooplânctônica e as variáveis ambientais relacionadas com o gradiente ambiental e a influência antrópica, sem colinearidade significativa entre elas. O modelo mais parcimonioso selecionou sete variáveis preditoras para explicar a estrutura da comunidade do zooplâncton: salinidade, temperatura, transparência, clorofila, amônia, nitrito e fósforo total (Tabela 4). O resultado do teste Marginal a partir da análise do DistLM indicou que todas as variáveis foram significativas, com a salinidade e o fósforo total sendo as variáveis mais importantes para explicação do modelo (Tabela 5).

O eixo 1 da dbRDA apresentou 50,7% da variação total e explicou a correlação espacial das variáveis ambientais e do zooplâncton. As amostras relacionadas à zona inferior foram plotadas no lado esquerdo do diagrama, com maiores correlações com a salinidade e temperatura; já as amostras da zona superior e intermediária foram plotadas no lado direito, apresentando correlação positiva com a transparência, clorofila, amônia, nitrito e fósforo total. O zooplâncton apresentou maiores correlações com as amostras da zona intermediária, principalmente àquelas situadas próximos aos pontos de carcinicultura, sendo Calanoida, Cyclopoida, Chaetognata, Larva de Bivalvia, Nauplio de Cirripedia, Zoa de Brachyura, Nauplio de Copepoda, Zoa de Penaeidae, Rotifera, Cladocera e Larva de Gastropoda os táxons de maior ocorrência nessas áreas e maior correlacionados com a temperatura, amônia e fósforo total (Figura 4A).

O eixo 2 da dbRDA apresentou 31,72% da variação total, explicando a separação temporal do zooplâncton juntamente com as variáveis ambientais. As amostras da seca foram plotadas na porção superior do diagrama apresentando correlações com a clorofila e nitrito, e menores correlações com salinidade, temperatura, amônia, transparência e fósforo total. As amostras da chuva foram plotadas na porção inferior, ao qual obteve correlações com a transparência, clorofila, amônia, nitrito e fósforo total, juntamente com os organismos do zooplâncton, que apresentaram maiores correlações com este período quando comparado ao período da seca (Figura 4B).

Tabela 4. Resultados dos dois primeiros eixos da dbRDA das variáveis ambientais no estuário do Rio Paraíba.

Variáveis ambientais	Eixos	
	dbRDA1	dbRDA2
Salinidade	-0,890	-0,268
Temperatura (°C)	-0,177	-0,253
Transparência (%)	0,052	-0,116
Clorofila (µg/l)	0,150	0,037
Amônia (µg/l)	0,104	-0,703
Nitrito (µg/l)	0,137	-0,013
Fósforo total (µg/l)	0,348	-0,596
% de explicação	50,68	31,72

Tabela 5. Resultados do Teste Marginal realizado a partir da Análise Do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) para as variáveis ambientais no estuário do Rio Paraíba.

Variáveis	SS(trace)	Pseudo-F	p	Prop.(%)
Salinidade	29526	12,183	0,0001	5,6357
Fósforo total (µg/l)	18472	7,4555	0,0001	3,5258
Temperatura (°C)	5167,7	2,0323	0,0478	9,8637
Transparência (%)	6370,7	2,5112	0,0188	1,216
Clorofila (µg/l)	9743,6	3,8659	0,0013	1,8598
Amônia (µg/l)	16860	6,7834	0,0001	3,2182
Nitrito (µg/l)	7003,8	2,7641	0,0125	1,3368

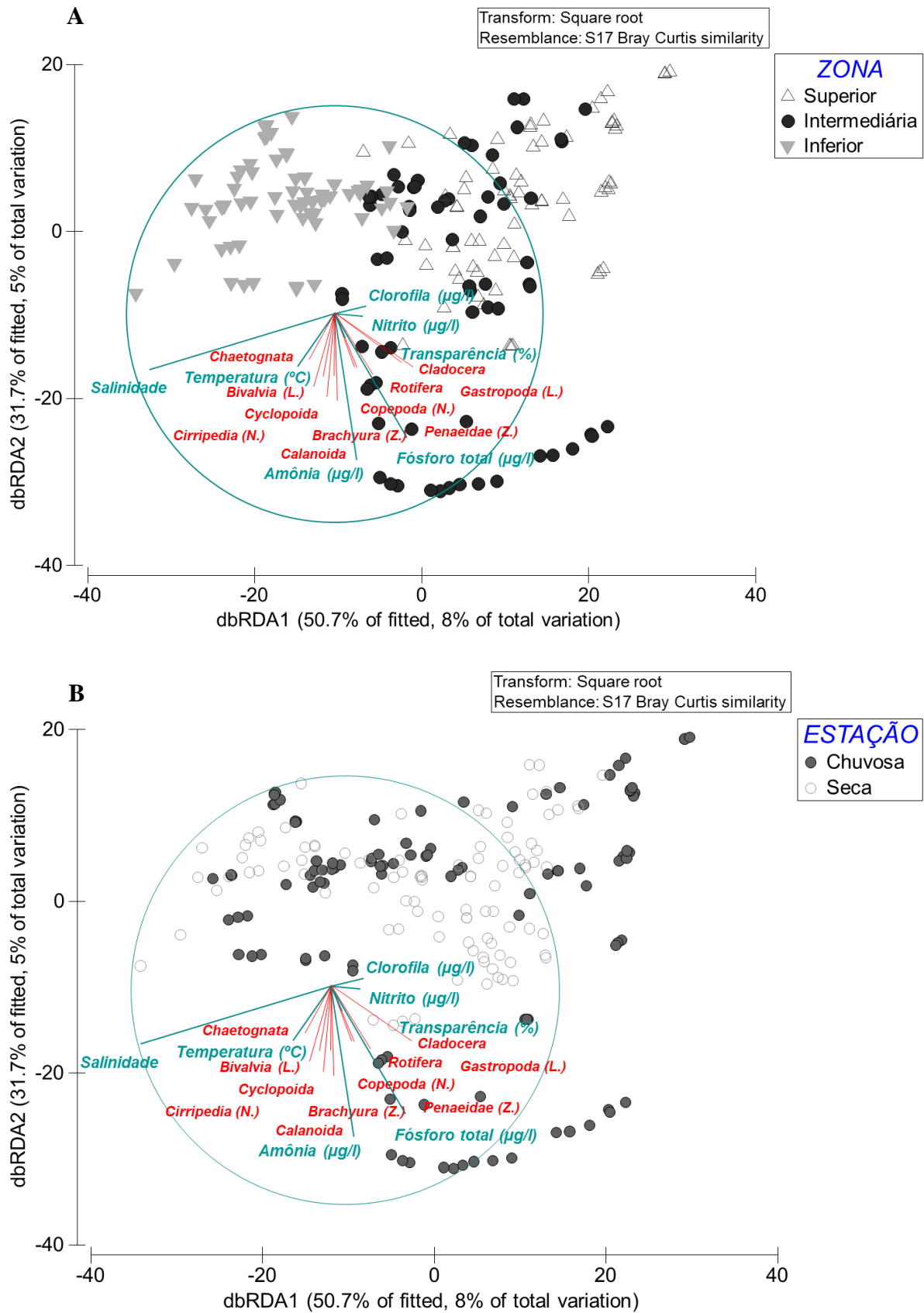


Figura 4. Análise de ordenação redundante baseada em distância (dbRDA) com as variáveis selecionadas pelo modelo e suas correlações com os grupos do zooplâncton nas três zonas estuarinas (A) e nos dois períodos (B) no estuário do rio Paraíba do Norte, PB.

DISCUSSÃO

O zooplâncton do estuário do rio Paraíba apresentou variações nas densidades e composição ao longo das três zonas estuarinas. As maiores densidades foram encontradas na zona intermediária e foram fortemente correlacionadas com os maiores valores dos nutrientes: amônia e fósforo total, corroborando com a hipótese levantada, indicando que tal condicionante ambiental está influenciando nas modificações na estrutura do zooplâncton. Além disso, a análise dos resultados apontou para uma dominância de determinados táxons nessa área do estuário.

Os resultados indicaram que principalmente a salinidade e o fósforo total foram as variáveis que atuaram como preditoras espaciais na distribuição do zooplâncton, explicando juntas 82% dessa variação. Tais resultados apontam que as características intrínsecas das zonas são muito responsáveis pela filtragem ambiental, promovendo o estabelecimento e preferência dos organismos por locais onde possam encontrar condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Em nosso resultado podemos observar essa constatação com os representantes de Cladocera presentes em zonas mais a montante, onde geralmente são registradas a água com menores níveis de salinidade. Alguns autores evidenciaram um padrão semelhante, no qual a escala espacial conduz a separação do zooplâncton (VIEIRA et al., 2003; MARQUES et al., 2007). Esse padrão foi associado com a disponibilidade de recursos alimentares, presença de predadores, bem como as especificidades dos táxons por determinadas áreas devido as suas capacidades osmorregulatórias (TELESH; SCHUBERT; SKARLATO, 2013; GONÇALVES et al., 2015; SALVADOR; BERSANO, 2017).

A salinidade tem sido citada como um dos principais condicionantes ambientais que atua na estruturação das comunidades em estuários em resposta ao gradiente ambiental. Esse gradiente é formado pela intrusão salina, a qual é proveniente da dinâmica das marés em direção à região superior do estuário (TELESH; KHLEBOVICH et al., 2010). As alterações na salinidade, mesmo que discretas, contribuem para heterogeneidade espacial, ou seja, na modificação da composição e abundância dos táxons do zooplâncton na comunidade aquática. Um aumento na salinidade, mesmo que pequeno, influencia na distribuição de táxons como cladóceros e alguns copépodes, diminuindo a sua presença, enquanto algumas espécies de rotíferos permanecem, uma vez que esses apresentam uma tolerância maior a salinidade (SCHALLENBERG et al., 2003). Este mesmo padrão foi encontrado em lagoas costeiras, onde as densidades de rotíferos eram altas nas lagoas salgadas, enquanto cladóceros apresentavam densidades e riquezas baixas (ANTON-PARDO; ARMENGOL, 2012). Em

nosso estudo, observamos a baixa densidade de rotíferos em comparação às densidades de cladóceros na zona superior e o aumento da densidade de rotíferos com a diminuição de cladóceros devido a tolerância à salinidade na zona intermediária do estuário do Rio Paraíba. Alguns estudos em estuários retiram a influência da salinidade nas amostragens para verificar a influência de uma variável isolada (URIARTE; VILLATE, 2004; O'MARA et al., 2016), entretanto a salinidade é uma variável extremamente importante devido às especificidades fisiológicas dos organismos e em nossos resultados ela apresentou uma forte resposta.

A zona intermediária é considerada uma zona de mistura, no qual a salinidade permite a dispersão de alguns organismos eurihalinos para esses locais de salinidade intermediária e funciona como uma área de “salinidade crítica”, no qual há a coexistência de dois tipos de fauna, a de água doce e marinha (TELESH; KHLEBOVICH, 2010). Entretanto, as zonas de transição entre a água mais doce proveniente do rio e as águas mais salinas também funcionam como barreiras para algumas espécies. O conceito de salinidade crítica ou *horohalinicum* é caracterizado por apresentar um número menor de espécies onde há a transição entre as zonas oligo e mesohalinas, filtrando algumas espécies devido às suas capacidades osmorregulatórias e funcionando como uma barreira ecofisiológica (KHLEBOVICH, 1968; TELESH; SCHUBERT; SKARLATO, 2013). Isso também pode ter contribuído para as diferenças na contribuição dos táxons entre as zonas. Além disso, as maiores profundidades registradas no nosso estudo são maiores nas zonas mais salinas em comparação à zona superior, possibilitando a migração vertical do zooplâncton e, favorecendo a permanência desses organismos nessa zona (WILLIAMSON et al., 2011).

O outro forte condicionante ambiental neste estudo foi o fósforo total, que apresentou maiores concentrações na zona intermediária, sendo responsável pela maior densidade do zooplâncton nessa zona estuarina juntamente com a amônia. O fósforo total é considerado um nutriente de enriquecimento dos corpos d'água, sendo assim, áreas de maiores concentrações desse elemento promovem uma maior biomassa de fitoplâncton e conseqüentemente estão positivamente relacionados com a maior densidade do zooplâncton (KOZAK; GOLDYN; DONDAJEWSKA, 2015). Além disso, zonas com grande enriquecimento de nutrientes (zonas eutróficas) possuem maior dominância de alguns táxons, que são capazes de suportar essas condições, impedindo o estabelecimento de outros táxons e diminuindo a diversidade (ARAÚJO; DIAS; BONECKER, 2017). Na zona intermediária, há uma maior concentração de áreas de carcinicultura, que podem ter contribuído para o acúmulo de nutrientes. Estes foram responsáveis pela maior relação dos táxons a essa zona. Em contrapartida, nesta zona a densidade dos táxons esteve relacionada à dominância de alguns grupos como Calanoida,

Ostracoda e Larva de Teleostei que contribuíram mais para essa zona em relação às demais. Um estudo realizado por Dirican (2009) indicou as relações entre as espécies de Rotifera como indicador de zonas eutróficas e esse padrão pode ser observado na zona intermediária, tendo em vista também um aumento de rotíferos nessa zona em comparação a zona superior.

A poluição estuarina pelo aumento da concentração de nutrientes é responsável pela modificação na estrutura e composição das comunidades, podendo ser vista pelas alterações de riqueza, diversidade e densidade dos organismos (ARAÚJO et al., 2017). Os táxons estiveram maiores correlacionados com a amônia e fósforo total no período da chuva, indicando que essas variáveis são determinantes na estrutura da comunidade zooplânctônica. O trabalho de Dolbeth et al. (2016) e Veríssimo et al. (2017) no estuário do Rio Paraíba constatou que na zona intermediária estão as maiores concentrações de nutrientes, dentre eles estão $PO_4\text{-P}$, $NH_4\text{-N}$ e $NO_x\text{-N}$, provenientes da descarga de efluentes, das plantações de cana de açúcar e das atividades de carcinicultura entorno do estuário. Maciel e Almeida (2019) encontraram um padrão semelhante em um estuário brasileiro com influencia antrópica, onde em um ponto com maior descarga de efluentes apresentou maior densidade de zooplâncton e menor diversidade, no período da chuva. A chuva contribuiu para o aumento do escoamento e conseqüentemente para o crescimento da carga nutricional do ambiente (MACIEL; ALMEIDA, 2019).

Em nossos resultados, a análise da condição temporal não apresentou valores significativos para a densidade do zooplâncton. Entretanto, a pluviosidade nos ecossistemas estuarinos contribui para entrada de matéria orgânica proveniente do continente e para a entrada de nutrientes (TRUONG et al., 2014). Por esta razão, é possível que os táxons do zooplâncton tenham apresentado maiores densidades e correlações com o período da chuva, na zona intermediária. Além disso, a escassez de chuvas é responsável pelo menor fluxo de água doce no estuário, provocando um aumento da salinidade proveniente da intrusão salina até as zonas mais a montante, como também pelas taxas de evaporação. O aumento da salinidade muitas vezes pode ser um fator estressante para alguns táxons devido às limitações nas capacidades osmorregulatórias, reduzindo a riqueza estuarina e permanecendo os indivíduos mais tolerantes ao sal (NIELSEN et al., 2008; JENSEN et al., 2010), como também, a maior transparência da água pode contribuir para a maior exposição desses organismos a predadores e por isso, os resultados não apontaram fortes correlações dos táxons com o período da seca.

As variáveis ambientais estão em constante mudança no sistema estuarino, apresentando diferenças espaço-temporais e fortes relações com o zooplâncton. Essas

flutuações dos fatores abióticos caracterizam bem esse sistema, que por estar entre o rio e o mar, apresentam sempre uma instabilidade. Essas variáveis ambientais são responsáveis por moldar a distribuição das espécies, permitindo a filtragem ambiental a partir das características particulares das espécies. Os diferentes táxons do zooplâncton estuarino apresentam sua faixa de tolerância às condições ambientais e por isso são sensíveis as alterações das condições hidrológicas (MOURA et al., 2016). A partir disso, o conceito de filtragem ambiental é utilizado e formulado a partir das relações entre os organismos e o ambiente, reconhecendo que as espécies possuem capacidades diferentes de persistir e se estabelecer em um local com determinadas condições abióticas (KRAFT et al., 2015).

O conceito de filtragem ambiental tem crescido nos estudos de estruturação de comunidades (LEBRIJA-TREJOS et al., 2010; KOZAK; GOLDYN; DONDAJEWSKA, 2015; HEINO et al. 2017; ZHAO et al., 2017; PENG; XIONG; ZHAN, 2018), auxiliando na compreensão de como os organismos se comportam frente às mudanças ambientais causadas principalmente pelas atividades antrópicas. Atualmente os ecossistemas costeiros sofrem demasiadamente os efeitos da expansão das atividades econômicas (e.g. pecuária, agricultura, carcinicultura), resultando em um acúmulo de nutrientes e metais pesados, responsáveis pela eutrofização e perda da biodiversidade (DOLBETH et al., 2016; CONRAD et al., 2019). Esses fatores contribuem para as mudanças das características ambientais dos estuários com o aumento de nutrientes e contaminantes. As mudanças dessas características físico-químicas da água são responsáveis pelas alterações nos padrões de distribuição das espécies, além da limitação da dispersão das espécies de águas costeiras e do recrutamento das espécies estuarinas (MCMANUS; WOODSON, 2012). Muitas espécies utilizam as áreas estuarinas para completar o seu ciclo de vida, entretanto, a má qualidade da água pelo acúmulo de nutrientes tem resultado em uma diminuição da riqueza nesses ambientes (POTTER et al., 2010; O'MARA; MISKIEWICZ; WONG, 2016). Isso influencia na estrutura da comunidade estuarina e as relações na cadeia alimentar pelágica, comprometendo o fluxo energético e ciclagem de nutrientes.

No sistema estuarino do rio Paraíba, os copépodes Calanoida e Cyclopoida, que apresentaram maiores contribuições, ocorreram em todas as zonas e em ambos os períodos, o que normalmente tem sido apontado em estuários tropicais (ESKINAZI-SANT'ANNA; BJÖRNBERG, 2006; WILLIAMS; MUXAGATA, 2006; SALVADOR; BERSANO, 2017). Essa característica indica que ambos os táxons toleram o mesmo intervalo de condições e apresentam uma plasticidade maior que os outros táxons para tolerar as variações dos fatores químicos e físicos da água ao longo do estuário. Nossos resultados indicaram que o aumento

na concentração de nutrientes nesse ecossistema costeiro urbanizado promove um desequilíbrio ambiental, provocando alterações nas densidades dos táxons. Essa abordagem é considerada um dos principais fatores que conduzem a distribuição das espécies e aponta para o zooplâncton como uma importante ferramenta sensível aos fatores abióticos, por isso reflete bem os resultados encontrados nos estudos de ambientes antropizados.

REFERÊNCIAS

- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2019. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>>. Acesso em: 01 julho 2019.
- ANTON-PARDO, M. ; ARMENGOL, X. Effects of salinity and water temporality on zooplankton community in coastal Mediterranean ponds. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 114, p. 93-99, 2012.
- ARAÚJO, D. S.; BEZERRA, R. S. Mapeamento dos manguezais do estuário do Rio Paraíba. *Revista Príncipia*, 40, 2017.
- ARAÚJO, A. V.; DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. Differences in the structure of copepod assemblages in four tropical estuaries: importance of pollution and the estuary hydrodynamics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1-2, p. 412-420, 2017.
- BALECH, E. Los dinoflagelados del Atlantico Sudoccidental. **Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.**, v. 1, p. 1-310, 1988.
- BAUER, W.; ABREU, P. C.; POERSCH, L. H. Plankton and water quality variability in an estuary before and after the shrimp farming effluents: possible impacts and regeneration. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 3, p. 495-508, 2017.
- BOLTOVSKOY, D. South Atlantic Zooplankton. Backhuys, Leiden. 1999.
- CARRASCO, N. K.; PERISSINOTTO, R.; PILLAY, D. Zooplankton of the St. Lucia Estuary during the current drought cycle: a comparison between open-and closed-mouth conditions. **Marine Ecology Progress Series**, v. 399, p. 157-171, 2010.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R.N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2006.
- CLAUDINO, M. C. *et al.* Trophic connectivity and basal food sources sustaining tropical aquatic consumers along a mangrove to ocean gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 45-55, 2015.
- CONRAD, S. R. *et al.* Nutrient and Trace Metal Fluxes into Estuarine Sediments Linked to Historical and Expanding Agricultural Activity (Hearnes Lake, Australia). **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 4, p. 944-957, 2019.
- DAVID, V. *et al.* Estuarine habitats structure zooplankton communities: implications for the pelagic trophic pathways. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 179, p. 99-111, 2016.
- DIRICAN, S. *et al.* Some physico-chemical characteristics and rotifers of Camligoze Dam Lake, Susehri, Sivas, Turkey. **Journal of Animal and Veterinary Advances**, v. 8, n. 4, p. 715-719, 2009.

DOLBETH, M. *et al.* Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 244-254, 2016.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; BJÖRNBERG, T. K. S. Seasonal dynamics of mesozooplankton in Brazilian coastal waters. **Hydrobiologia**, v. 563, n. 1, p. 253-268, 2006.

FOISSNER, W., BERGER, H., SCHAUMBURG, J. Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. Bavary State Off. Water Manag. Munich Rep. 1 – 793, 1999.

FRONEMAN, P. W. Zooplankton community structure and biomass in a southern African temporarily open/closed estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 60, n. 1, p. 125-132, 2004.

GONÇALVES, D. A. *et al.* Mesozooplankton biomass and copepod estimated production in a temperate estuary (Mondego estuary): effects of processes operating at different timescales. **Zoological Studies**, v. 54, n. 1, p. 57, 2015.

HEINO, J. *et al.* Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. **Oecologia**, v. 183, n. 1, p. 121-137, 2017.

HOWSON, U. A.; BUCHANAN, G. A.; NICKELS, James A. Zooplankton community dynamics in a western mid-Atlantic lagoonal estuary. **Journal of Coastal Research**, v. 78, n. sp1, p. 141-168, 2017.

HWANG, J. *et al.* Patterns of zooplankton distribution along the marine, estuarine and riverine portions of the Danshuei ecosystem in northern Taiwan. **Zoological Studies**, v. 49, n. 3, p. 335-352, 2010.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.

IBGE. CENSO DEMOGRÁFICO 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/>. Acesso em: 1 Julho 2019.

JENSEN, E. *et al.* Community structure and diel migration of zooplankton in shallow brackish lakes: role of salinity and predators. **Hydrobiologia**, v. 646, n. 1, p. 215-229, 2010.

KOZAK, A.; GOŁDYN, R.; DONDAJEWSKA, R. Phytoplankton composition and abundance in restored Maltański Reservoir under the influence of physico-chemical variables and zooplankton grazing pressure. **PLoS One**, v. 10, n. 4, p. e0124738, 2015.

KRAFT, N. J. *et al.* Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 592-599, 2015.

LEANDRO, S. M. *et al.* Temporal changes of abundance, biomass and production of copepod community in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Portugal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 74, n. 1-2, p. 215-222, 2007.

- LEBRIJA-TREJOS, E. *et al.* Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species rich tropical system. **Ecology**, v. 91, n. 2, p. 386-398, 2010.
- LEGENDRE, P.; ANDERSON, M. J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs**, 69,1-24, 1999.
- LEY, J. A.; MONTAGUE, C. L.; MCLVOR, C. C. Food habits of mangrove fishes: a comparison along estuarine gradients in northeastern Florida Bay. **Bulletin of Marine Science**, v. 54, n. 3, p. 881-899, 1994.
- LIMA, C. S. S. *et al.* Strategies of resource partitioning between two sympatric puffer fishes in a tropical hypersaline estuary, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, n. 7, p. 1105-1119, 2018.
- LIMA, S. F. B. *et al.* Inventory of mollusks from the estuary of the Paraíba River in northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, 2017.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations 1. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.
- MACIEL, O. L. C.; ALMEIDA, E. V. Mesozooplankton characterization surrounding anthropogenic sewage inputs in the southeastern eutrophic Brazilian estuary of Guanabara Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 511-519, 2019.
- MARQUES, S. C. *et al.* Zooplankton and ichthyoplankton communities in a temperate estuary: spatial and temporal patterns. **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 3, p. 297-312, 2006.
- MARQUES, S. C. *et al.* Zooplankton distribution and dynamics in a temperate shallow estuary. **Hydrobiologia**, v. 587, n. 1, p. 213-223, 2007.
- McARDLE, B. H.; ANDERSON, M. J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82 (1), 290-297, 2001.
- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management**. OUP Oxford, 2004.
- MCMANUS, M. A.; WOODSON, C. B. Plankton distribution and ocean dispersal. **Journal of Experimental Biology**, v. 215, n. 6, p. 1008-1016, 2012.
- MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRICIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PloS One**, v. 11, n. 9, 2016.
- MOURA, G. C. *et al.* Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 284-294, 2016.

MODÉLAN, J. *et al.* Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 88, n. 2, p. 219-232, 2010.

NIELSEN, D. L. *et al.* From fresh to saline: a comparison of zooplankton and plant communities developing under a gradient of salinity with communities developing under constant salinity levels. **Marine and Freshwater Research**, v. 59, n. 7, p. 549-559, 2008.

NÓBREGA-SILVA, C. *et al.* Is polychaete family-level sufficient to assess impact on tropical estuarine gradients?. **Acta Oecologica**, v. 77, p. 50-58, 2016.

OLDS, A. D. *et al.* Mangrove reef connectivity promotes the effectiveness of marine reserves across the western Pacific. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 9, p. 1040-1049, 2013.

O'MARA, K.; MISKIEWICZ, A.; WONG, M. Y. Estuarine characteristics, water quality and heavy metal contamination as determinants of fish species composition in intermittently open estuaries. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 5, p. 941-953, 2017.

PENG, H.; XIONG, W.; ZHAN, A. Fine-scale environmental gradients formed by local pollutants largely impact zooplankton communities in running water ecosystems. **Aquatic Biology**, v. 27, p. 43-53, 2018.

POTTER, I. C. *et al.* The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, n. 3, p. 497-500, 2010.

PRIMO, A. L. *et al.* Changes in zooplankton diversity and distribution pattern under varying precipitation regimes in a southern temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, n. 2, p. 341-347, 2009.

RICE, E.; DAM, H. G.; STEWART, G. Impact of climate change on estuarine zooplankton: surface water warming in Long Island Sound is associated with changes in copepod size and community structure. **Estuaries and Coasts**, v. 38, n. 1, p. 13-23, 2015.

SALVADOR, B.; BERSANO, J. G. F. Zooplankton variability in the subtropical estuarine system of Paranaguá Bay, Brazil, in 2012 and 2013. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 199, p. 1-13, 2017.

SANTANA, R. M. C. *et al.* Narrowing the gap: Phytoplankton functional diversity in two disturbed tropical estuaries. **Ecological Indicators**, v. 86, p. 81-93, 2018.

SCHALLENBERG, M.; HALL, C. J.; BURNS, C. W. Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 251, p. 181-189, 2003.

SELLESLAGH, J. *et al.* Seasonal succession of estuarine fish, shrimps, macrozoobenthos and plankton: Physico-chemical and trophic influence. The Gironde estuary as a case study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 112, p. 243-254, 2012.

- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688-688, 1949.
- STEINBERG, D. K.; LANDRY, M. R. Zooplankton and the ocean carbon cycle. **Annual Review of Marine Science**, v. 9, p. 413-444, 2017.
- STRICKLAND, J. D. H; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin**. 1972.
- TEIXEIRA, Z. *et al.* Introducing fuzzy set theory to evaluate risk of misclassification of land cover maps to land mapping applications: Testing on coastal watersheds. **Ocean & Coastal Management**, p. 104903, 2019.
- TELESH, I. V.; KHLEBOVICH, V. V. Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, n. 4-6, p. 149-155, 2010.
- TELESH, I.; SCHUBERT, H.; SKARLATO, S. Life in the salinity gradient: discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 135, p. 317-327, 2013.
- TRUONG, T. *et al.* Seasonal and spatial distribution of mesozooplankton in a tropical estuary, Nha Phu, South Central Viet Nam. **Biologia**, v. 69, n. 1, p. 80-91, 2014.
- VALENTIN, J. L. Agrupamento e ordenação. In Tópicos em tratamentos de dados biológicos (P.R. Peres-Neto, J.L. Valentin & F.A.S. Fernandez, eds.). **Oecologia Brasiliensis**, v. 2, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, p. 25-55, 1995.
- VENKATARAMANA, V.; SARMA, V. V. S. S.; REDDY, Alavala Matta. River discharge as a major driving force on spatial and temporal variations in zooplankton biomass and community structure in the Godavari estuary India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 9, p. 474, 2017.
- VERÍSSIMO, H. *et al.* Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. **Marine Environmental Research**, v. 129, p. 46-56, 2017.
- VIEIRA, L. *et al.* Zooplankton distribution in a temperate estuary (Mondego estuary southern arm: Western Portugal). **Acta Oecologica**, v. 24, p. S163-S173, 2003.
- VIEIRA, L. R.; GUILHERMINO, L.; MORGADO, F. Zooplankton structure and dynamics in two estuaries from the Atlantic coast in relation to multi-stressors exposure. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 347-367, 2015.
- WILLIAMS, J. A.; MUXAGATA, E. The seasonal abundance and production of *Oithona nana* (Copepoda: Cyclopoida) in Southampton Water. **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 11, p. 1055-1065, 2006.
- WILLIAMSON, C. E. *et al.* Toward a more comprehensive theory of zooplankton diel vertical migration: integrating ultraviolet radiation and water transparency into the biotic paradigm. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 5, p. 1603-1623, 2011.

ZHAO, K. *et al.* Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 96-104, 2017.

8. CAPÍTULO 2

RELAÇÕES TRÓFICAS EM PEIXES ZOOPLANCTÍVOROS JUVENIS EM UM ESTUÁRIO TROPICAL URBANO

Diele Emele Pontes Carvalho de Lima¹ e André Luiz Machado Pessanha²

RESUMO

Peixes juvenis utilizam os ecossistemas estuarinos como habitat ideal para o seu desenvolvimento devido à alta disponibilidade alimentar encontrada nesses ambientes. A disponibilidade alimentar no segmento pelágico é obtida através do zooplâncton, que é predado pelos peixes zooplancctívoros e juvenis, e esse recurso é responsável pela manutenção do fitness ecológico das espécies de peixes. O estudo da interação entre presa e predador permite a compreensão acerca da dinâmica das comunidades estuarinas, e a partir disso, o objetivo desse trabalho foi verificar quais as diferenças na seleção dos organismos do zooplâncton pela guilda dos zooplancctívoros entre as zonas estuarinas de acordo com a disponibilidade alimentar em cada zona, no período da chuva e da seca. O estudo foi realizado no estuário do Rio Paraíba, onde as amostragens se distribuíram ao longo de três zonas, divididas pelo gradiente de salinidade e foram realizadas em seis excursões referentes ao período da chuva e seca da região. Os peixes foram coletados através de um arrasto com uma rede do tipo *beach seine* em cada ponto amostral, totalizando nove arrastos ao longo do estuário. Simultaneamente ao arrasto dos peixes, foi realizado um arrasto com uma rede de plâncton cônico-cilíndrica para coleta do zooplâncton disponível. A seleção de presas pelos peixes zooplancctívoros ao longo das zonas estuarinas apresentaram variações. As espécies zooplancctívoras coletadas apresentaram um forte consumo dos itens Calanoida e Cyclopoida em todas as zonas devido à alta abundância desses organismos no estuário, entretanto, as espécies apresentaram uma preferência maior por outros itens menos abundantes. As diferenças na seleção das presas pode ser explicada pela Teoria do Forrageamento Ótimo, no qual as espécies irão buscar itens mais rentáveis energeticamente de acordo com as condições impostas pelo ambiente, as suas características morfológicas e necessidades energéticas. Essas diferenças são importantes ferramentas para o conhecimento das interações entre as espécies de peixes na partição de recursos e dos processos que ocorrem nos ecossistemas através das cadeias alimentares.

Palavras-chave: Predador-presa; Peixes juvenis; Zooplâncton; Cadeia alimentar

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: dielepontes.dp@gmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: andrepessanhauepb@gmail.com

RESUMO

Juvenile fish use estuarine ecosystems as an ideal habitat for their development due to the high food availability found in these environments. Food availability in the pelagic segment is obtained by zooplankton, which is preyed upon by zooplanktivorous and juvenile fish, and this resource is responsible for maintaining the ecological fitness of fish species. The study of the interaction between prey and predator allows an understanding of the dynamics of estuarine communities and thus, The aim of this study was to verify the differences in the selection of zooplankton organisms by the zooplanktivore guild between estuarine zones according to food availability in each zone, during the rainy and dry period. The study was carried out in the Paraíba River estuary. The samples were distributed over three zones, divided by the gradient of salinity and were carried out in six excursions referring to the period of rainy and dry in the region. The fish were collected through a trawl with a beach seine net at each sampling point, totaling nine trawls along the estuary. Simultaneously with the trawling of the fish, a trawl was carried out using a conical-cylindrical plankton net to collect the available zooplankton. The selection of prey by zooplanktivorous fish along estuarine zones presented variations. The zooplanktivorous species collected showed a strong consumption of the items Calanoida and Cyclopoida in all areas due to the high abundance of these organisms in the estuary, however, the species showed a greater preference for other less abundant items. The differences in the selection of prey can be explained by the Theory of Optimal Foraging, in which species will seek more energy-efficient items according to the conditions imposed by the environment, their morphological characteristics and energy needs. These differences are important tools for understanding the interactions between fish species in the partition of resources and the processes that occur in ecosystems through food chains.

Palavras-chave: Predator-prey; Juvenile fish; Zooplankton; Food chain

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: dielepontes.dp@gmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB
E-mail: andrepeessanhauepb@gmail.com

INTRODUÇÃO

Os estuários são considerados áreas de berçários para inúmeras espécies aquáticas, de invertebrados e vertebrados, por apresentar características essenciais para o crescimento e sobrevivência dos estágios juvenis (LAEGDSGAARD; JOHNSON, 2001). Dentre essas características está a disponibilidade alimentar, que atua como fator limitante para o desenvolvimento das comunidades aquáticas e importante para o recrutamento das espécies de peixes (TABLEAU et al., 2016). A quantidade e qualidade dos recursos disponíveis nos estuários promove a otimização do *fitness*, tornando os estágios juvenis dependentes desses habitats costeiros para seu desenvolvimento e assim garantindo os estoques de peixes futuros (LE PAPE; BONHOMMEAU, 2015; TABLEAU et al., 2016).

As assembleias de peixes juvenis são um elo entre as formas planctônicas e os níveis tróficos superiores, ocupando os níveis tróficos intermediários, no qual desempenham um papel no controle *wasp-waist* na cadeia alimentar aquática (CURY et al., 2000). Os ecossistemas que possuem esse controle apresentam pequenas espécies de peixes que se alimentam de inúmeros organismos zooplânctônicos, exercendo um controle *top-down* e transferindo essa energia cadeia acima, exercendo um controle *bottom-up* (LANKOV et al., 2010). Peixes pelágicos juvenis são considerados como alguns dos organismos mais importantes para se entender a dinâmica nas cadeias alimentares dos ecossistemas aquáticos por afetar as populações dos organismos através das interações presa-predador (SUCA et al., 2018).

O estudo das interações entre presa e predador permite uma abordagem multitrófica, no qual consiste em estudar as relações existentes entre os níveis tróficos para melhor compreender os mecanismos que estruturam as comunidades e como estas são afetadas pelas mudanças ambientais nas escalas espaciais e temporais (SEIBOLD et al., 2018). As interações presa-predador variam de acordo com as abundâncias de presas e de predadores disponíveis no ecossistema, podendo alterar as ligações ao longo de toda cadeia alimentar (SUCA et al., 2018). Flutuações na abundância dos estágios mais jovens de peixes estão associadas a essas mudanças e a disponibilidade de presas (BACHILLER; IRIGOIEN, 2015). Dentre esses parâmetros, alguns autores destacam que a disponibilidade alimentar é o fator mais importante para o recrutamento de peixes e o melhoramento do *fitness* (GRAEB et al., 2004; LE PAPE; BONHOMMEAU, 2014; ILLING et al., 2018). A ausência de alimento nas primeiras semanas de vida afeta as taxas de crescimento das larvas, como também está relacionada a uma elevada mortalidade, apresentada na hipótese *match-mismatch*, no qual sugere-se que a

sobrevivência e sucesso reprodutivo do predador depende da sobreposição entre a abundância do predador e de suas presas (CUSHING, 1990; ILLING et al., 2018).

A aquisição e a assimilação dos recursos alimentares varia conforme as necessidades nutricionais dos juvenis e depende das capacidades adaptativas das espécies em detectar, capturar e digerir as presas (YEAGER; LAYMAN; HAMMERSCHLAG-PEYER, 2014). Especializações na visão, natação e no aparelho bucal contribuem para a ingestão do alimento, e, além disso, o tamanho, a abundância e o comportamento das presas também podem influenciar nos padrões de seleção desses itens pelos peixes ao longo do ecossistema estuarino (GRAEB et al., 2004; VILLEGGER et al., 2017). Alguns estudos utilizam as características morfométricas de predadores para relacionar a sua morfologia com a aquisição e tamanho dos itens alimentares, como forma de compreender o comportamento de seleção à determinados tipos de presas (BARNES et al., 2010; GAMMANPILA; AMARASINGHE; WIJEYARATNE, 2017; CÓRDOVA-TAPIA; HERNÁNDEZ-MARROQUÍN; ZAMBRANO, 2018). A seletividade das presas pelas diferentes espécies de peixes e estágios ontogenéticos também atua como uma forma de otimizar o rendimento energético, como proposto na teoria do forrageamento ótimo, investindo essa energia no crescimento e reprodução das espécies de peixes (CHARNOV, 1976; SILVA; BIALETZKI, 2018).

No ambiente estuarino, há um gradiente de salinidade que permite, pelo processo de filtragem ambiental, a distribuição dos organismos de acordo com suas especificidades fisiológicas (YEAGER; LAYMAN; HAMMERSCHLAG-PEYER, 2014). O zooplâncton possui uma grande sensibilidade às alterações das condições hidrológicas e climáticas, variando sua abundância, composição e biomassa ao longo do ecossistema estuarino (CHAPARRO et al., 2015). Essas flutuações na abundância da comunidade zooplânctônica determinam as áreas de forrageamento ideais para algumas espécies de peixes juvenis, que utilizam esses organismos como recurso fundamental para seu desenvolvimento (BOLLENS et al., 2010; BACHILLER; IRIGOIEN, 2015). O *bloom* de alguns táxons do zooplâncton muitas vezes coincidem com períodos larvais de algumas espécies de peixes, promovendo uma vantagem à assimilação dessa energia dentro dos ecossistemas estuarinos (BACHILLER; IRIGOIEN, 2015). A partir disto, a disponibilidade alimentar e a seleção de presas são fortes mecanismos estruturadores das comunidades aquáticas e o estudo dessas interações presa-predador são importantes para compreensão dos processos que ocorrem nos ecossistemas através das cadeias alimentares, fornecendo subsídios para programas voltados à conservação. Além disso, avaliar as condições de desenvolvimento e sobrevivência dessas assembleias de

peixes juvenis contribuem para determinar a sobrevivência de peixes maiores piscívoros, que são o principal alvo da pesca comercial, garantindo os estoques dos recursos pesqueiros.

Aliada as variações espaciais e temporais do ecossistema estuarino, o objetivo do presente trabalho é verificar as diferenças na seleção dos itens alimentares pela guilda dos zooplânctívoros entre as zonas estuarinas e entre períodos, de acordo a variação da disponibilidade alimentar. A hipótese a ser testada é que a ingestão dos organismos do zooplâncton pelos peixes será influenciada pela morfometria da boca e rastros branquiais, e que as interações presa-predador serão maiores nas áreas estuarinas onde a disponibilidade de presas são menores na coluna d'água.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no estuário do Rio Paraíba, localizado no litoral do estado da Paraíba, entre os municípios de João Pessoa, Cabedelo, Lucena, Bayeux e Santa Rita (SANTANA et al., 2018). O estuário possui uma extensão de cerca de 22 km e 2,2 km de foz, recebendo os afluentes dos rios Sanhauá, Tambiá, Mandacaru, Paroeira, Tiririm, Ribeira e Guia (LIMA et al., 2017). (Figura 1)

O clima da região é do tipo equatorial com verão seco de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, apresentando temperatura média anual entre 24°C e 26°C, e precipitação variando de 2000 mm a menos de 30 mm por estação (MOURA et al., 2016). As estações são divididas em período chuvoso, que está entre os meses de fevereiro a julho e período seco, entre os meses de agosto a janeiro (DOLBETH et al., 2016).

O estuário faz parte de uma região com grande adensamento populacional com cerca de 1 milhão de habitantes (IBGE, 2010), onde próximo às suas margens existem diversas atividades antrópicas: turismo, carcinicultura, plantio de cana de açúcar e transição de embarcações devido ao porto de Cabedelo (DOLBETH et al., 2016, TEIXEIRA et al., 2019). Em seu entorno os tipos de vegetação são remanescentes de Mata Atlântica, mata de restinga e manguezal que sofrem intenso desmatamento com o processo de urbanização e da agricultura (TEIXEIRA et al., 2019).

Ao longo do curso do estuário, a paisagem apresenta características distintas que dividem o estuário em zonas. A zona superior está localizada à montante, recebendo o aporte de água doce proveniente do continente e apresenta salinidades entre 6 e 24. Essa zona é caracterizada por apresentar um estreitamento no canal principal, com cerca de 458 m de largura, e margens altas. Além disso, a vegetação de mangue nessa zona encontra-se escassa comparada às outras, predominando em suas margens casas e áreas para atividades de agropecuária e agricultura. A zona intermediária se encontra entre as salinidades 14 e 35, apresentando uma maior largura do canal principal em relação a zona superior (729 m) e uma maior concentração das atividades de carcinicultura. A zona inferior está localizada mais próxima da foz, que apresenta aproximadamente 759 m de largura, recebendo maior influência da intrusão salina e registrando salinidades entre 26 e 40. Nesta zona está localizada a ilha da Restinga e nessa área há o transito de grandes embarcações devido ao porto de Cabedelo.

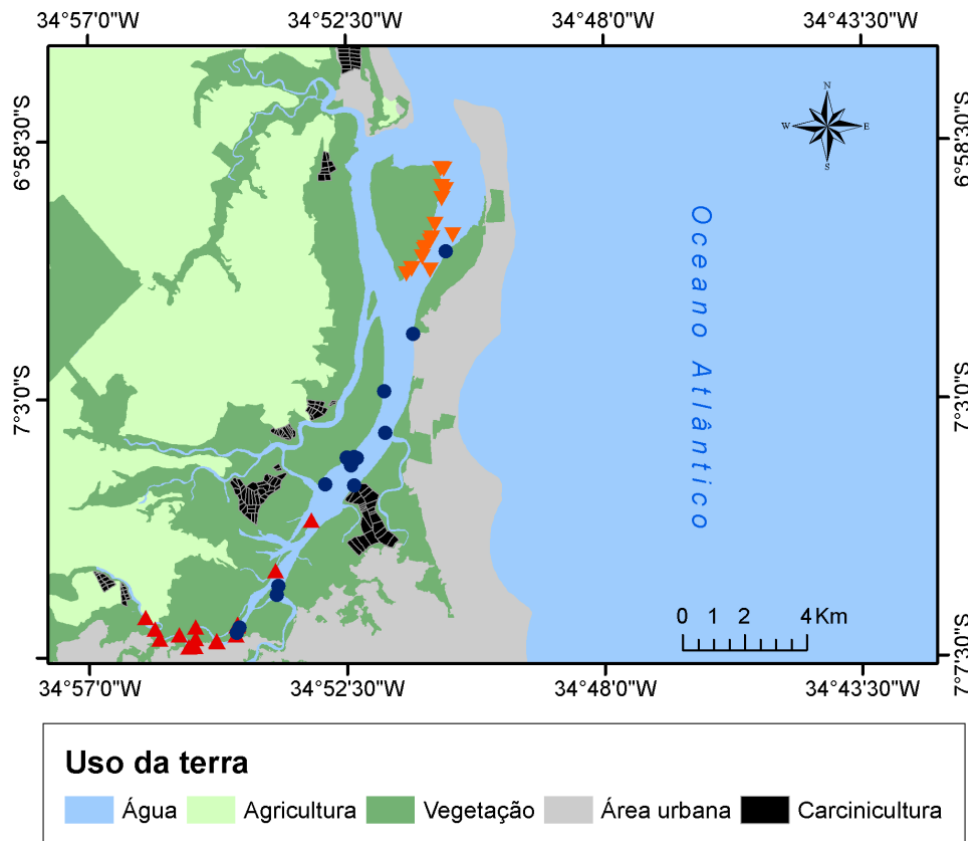


Figura 1. Desenho amostral dos pontos de coleta nas três zonas estuarinas: zona superior (▲); zona intermediária (●); zona inferior (▼).

DESENHO AMOSTRAL E PROCEDIMENTO EM LABORATÓRIO

As amostragens foram realizadas ao longo do canal principal em três zonas distintas seguindo o gradiente de salinidade pré-estabelecido (Figura 1). Dentro de cada zona estuarina foram demarcados, com auxílio de um GPS, três pontos para verificar as possíveis diferenças espaço-temporais na dieta e na disponibilidade alimentar. Os peixes foram coletados durante a baixa-mar nas marés de sizígia, através de um arrasto paralelo às margens do estuário em cada ponto amostral com uma rede do tipo “beach seine” (Comprimento: 10m; Altura: 1.5m; Malha: 0.8cm), com duração de três minutos. Próximo a cada arrasto da ictiofauna foi coletado uma amostra de zooplâncton através de um arrasto de subsuperfície com uma rede de plâncton cônico-cilíndrica (Comprimento: 1.5m; Abertura de boca: 60cm; Malha: 200 micra), amarrada a um peso de 5kg e arrastada a uma velocidade média de 1,5 nós durante cinco minutos.

Após a amostragem, o material coletado da ictiofauna foi fixado em formol a 10% e do zooplâncton a 4%. Em laboratório, os peixes foram identificados (FIGUEIREDO;

MENEZES, 1978, 1980, 1985, 2000; MENEZES, FIGUEIREDO, 1980, 1985; ARAÚJO; TEXEIRA; OLIVEIRA, 2004), medidos o comprimento total(mm) e pesados(g) e posteriormente acondicionados em álcool 70% para posterior análise da dieta.

As amostras do zooplâncton coletadas foram homogeneizadas em laboratório e subdivididas em alíquotas de 10 ml (ÁLVARES-TELLO et al., 2016), posteriormente essas amostras foram coradas com rosa de bengala, contabilizadas e identificadas ao menor nível taxonômico possível com auxílio do microscópio estereoscópio (BALECH, 1988; BOLTOVSKY, 1999; FOISSNER et al., 1999).

DIETA E MORFOMETRIA

Para verificar a ingestão do zooplâncton pelos peixes foi realizada a dieta das espécies de hábito zooplânctívoro, classificadas de acordo com Figueiredo e Pessanha (2016), no qual foram eviscerados através de uma incisão ventral para posterior análise do conteúdo estomacal. Os itens alimentares foram contados e identificados ao menor nível taxonômico possível com auxílio de um microscópio estereoscópio, e medidos com auxílio do programa Image J (ABRÀMOFF et al., 2004). Foram selecionados até 30 indivíduos de cada táxon para serem mensurados no programa, retirados tanto do conteúdo da dieta quanto as amostras do zooplâncton coletadas.

Para relacionar a aquisição dos recursos alimentares com a morfometria dos peixes foram realizadas medidas utilizando um paquímetro digital com precisão de 0,5 mm, as quais foram: altura do corpo (AC), largura do corpo (LC), altura da cabeça (ACa), largura da boca (LB), altura da boca (AB), diâmetro do olho (DO) e tamanho médio dos rastros (MR) (Figura 2). O tamanho médio rastros foi realizado a partir da média do comprimento de 10 rastros no primeiro arco branquial. Posteriormente, os dados morfométricos foram utilizados para o cálculo de três índices relacionados à percepção e captação das presas (SHUAI et al., 2018): área da boca ($AB \times LB / AC \times LC$), diâmetro relativo do olho (DO / ACa) e tamanho relativo dos rastros (MR / ACa).

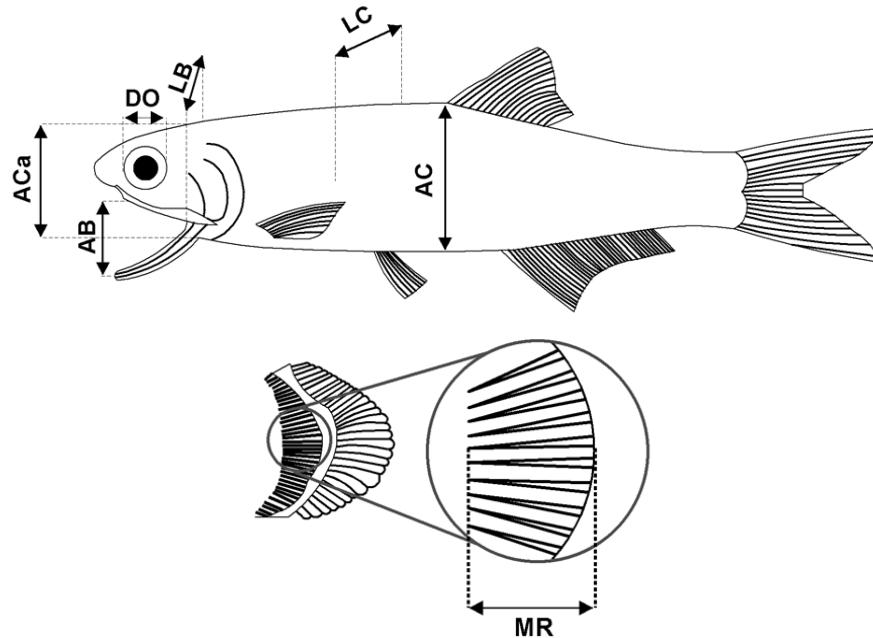


Figura 2. Medidas morfométricas das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba, Brasil.

ANÁLISE DE DADOS

Nas análises de dados sobre a ecologia alimentar, algumas espécies de peixes zooplancívoros foram agrupadas por gênero tendo em vista que a relação taxonômica na alimentação não apresenta grandes variações (SANCHEZ-HERNANDEZ, 2019).

Para verificar a composição da dieta da ictiofauna foi utilizado o Método Numérico para os diferentes itens alimentares. O Método Numérico ou de Frequência Numérica (%PN) consiste na contagem do número de organismos de cada categoria alimentar nos estômagos, expresso em percentagem. Estabelece a abundância relativa e analisa a disponibilidade dos recursos alimentares, e ainda permite estimativas sobre a seletividade ou a disponibilidade das espécies utilizadas como presas (HYSLOP, 1980). É dado pela fórmula $\%PN = (n_a/N) \times 100$, onde n_a = número do item “a” amostrado e N = número total de itens amostrados.

Para comparar a dieta dos peixes com a disponibilidade de recursos alimentares presentes no zooplâncton foi utilizado o Índice de Eletividade de Ivlev (IVLEV, 1961) a fim de determinar o grau de seletividade dos indivíduos para capturar suas presas, calculado como $E = r_i - p_i / r_i + p_i$, onde: r_i = abundância relativa da presa i no estômago; p_i = abundância relativa da presa i no ambiente. A equação foi realizada pelos dados de abundancia relativa da presa no estômago do predador e abundancia relativa da presa disponível no ambiente. O valor do índice varia de -1 a 1, com os valores positivos indicando uma seleção pelos itens,

valores negativos indicando rejeição e 0 indicando que aquele item não foi consumido por inacessibilidade (IVLEV, 1961).

Para verificar como as espécies são agrupadas de acordo com suas características morfológicas e possíveis semelhanças no tamanho dos itens ingeridos, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando os dados dos índices calculados com as medidas morfométricas (ABDI; WILLIAMS, 2010).

Para comparar as características morfológicas das espécies relacionadas à aquisição de recursos alimentares (largura da boca, altura da boca, diâmetro do olho e tamanho médio dos rastros) ao tamanho das presas ingeridas foram realizadas análises de regressão linear (DRAPER; SMITH, 1998). Além disso, também foram realizadas correlações de Pearson utilizando as medidas morfométricas com os dados de tamanho dos itens para verificar o coeficiente (r) e valor de significância para cada regressão. Todas as medidas foram transformadas a priori em $\text{Log}(x+1)$.

Todos os procedimentos foram realizados no programa estatístico Rstudio 3.5. e PRIMER v6 + PERMANOVA

RESULTADOS

Foram analisados 417 exemplares juvenis zooplânctívoros durante o período de estudo, representados pelas espécies *Atherinella brasiliensis* (223, comprimento total= 22-78 mm), *Rhinosardinia bahiensis* (48, comprimento total= 35-85 mm), *Anchoa marinii* (37, comprimento total= 39-75 mm), *Eucinostomus melanopterus* (46, comprimento total= 16-37 mm), *Lycengraulis grossidens* (14, comprimento total= 37-75 mm), Larva de Gerreidae (16, comprimento total= 13-21 mm), Larva de Engraulidae (14, comprimento total= 23-44 mm), *Anchoa hepsetus* (9, comprimento total= 52-58 mm) e *Eucinostomus argenteus* (6, comprimento total= 26-52 mm). Assim, as espécies formaram cinco grupos maiores: grupo *Anchoa* spp., neste também está incluído as larvas de Engraulidae; grupo *Eucinostomus* spp., incluindo também as larvas de Gerreidae; grupo *Atherinella brasiliensis*; grupo *Lycengraulis grossidens* e grupo *Rhinosardinia bahiensis*.

Foram registrados 27 táxons do zooplâncton disponíveis para as espécies de peixes como recurso ao longo das três zonas estuarinas. As maiores densidades foram encontradas na zona superior no período da chuva (4355 ind/m³) e zona inferior (303 ind/m³) no período da seca. Os maiores valores de densidade foram representados por Calanoida e Cyclopoida em todas as zonas e em ambos os períodos. Além desses táxons, Nauplio de Cirripedia foi bastante representativo na zona superior, Harpacticoida, Nauplio de Copepoda e Apendicularia contribuíram com suas densidades na zona intermediária, e Harpacticoida, Larva de Bivalvia, Apendicularia, Nauplio de Copepoda e Nauplio de Cirripedia na zona inferior.

Dieta e seletividade das presas

Os juvenis das espécies estudadas tiveram suas dietas compostas principalmente por: Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida, Larva Cypris, Cladocera e Larva de Bivalvia, com estes itens compondo pelo menos 20% da dieta dos peixes em pelo menos uma das zonas, baseada nos dados de percentagem numérica (Tabela 1 e 2).

No período da chuva, os itens mais consumidos por todas as espécies nas três zonas foram os Calanoida e Cyclopoida (sempre acima de 80% da contribuição numérica). Entretanto, outros itens também tem uma importante contribuição como Cladocera na zona superior (*A. brasiliensis* e *Eucinostomus* spp.), Harpacticoida e Larva de Bivalvia (*R. bahiensis*) na zona intermediária, enquanto Harpacticoida e Larva Cypris (*R. bahiensis* e *Anchoa* spp.) destacaram-se na zona inferior (Figura 3 e tabela 1).

Já no período da seca, os itens Calanoida e Cyclopoida continuaram a ser consumidos em grande quantidade pelas espécies em todas as zonas. Outros itens, no entanto, também foram consumidos, como Caprellidae (*Anchoa* spp.) na zona Superior, Larva Cypris (*R. bahiensis* e *A. brasiliensis*) na zona intermediária, Zoea de Brachyura e Harpacticoida (*R. bahiensis*), e Larva Cypris (*Anchoa* spp.) na zona inferior (Figura 4 e tabela 2).

Quanto à seleção das presas, o IVLEV indicou que no período da chuva 12 itens do zooplâncton foram selecionados pelas espécies, enquanto no período da seca foram selecionados 15 itens (Tabela 3 e 4). Os resultados dos dados dos itens encontrados nos estômagos e da abundância numérica no zooplâncton quando plotados nos gráficos não indicaram uma consonância com o valor do IVLEV. Por exemplo, a alta abundância de Cyclopoida e Calanoida nas três zonas estuarinas e em ambos os períodos permitiu a utilização destes itens como fonte alimentar principal para as espécies de peixes. Entretanto, apesar da alta abundância destes itens ao longo do estuário, os valores de preferência alimentar segundo o índice (IVLEV, 1961) foram maiores para outros itens (Tabela 3 e 4).

Tabela 1. Percentagem Numérica (PN) dos itens consumidos pelos grupos de espécies no período da chuva e nas três zonas estuarinas (Superior, Intermediária e Inferior). Espécies: *Anchoa* spp. (ANC); *Atherinella* spp. (ATH); *Eucinostomus* spp. (EUC); *L. grossidens* (LYC); *R. bahiensis* (RHI). Estágios de desenvolvimento dos itens: L = Larvae; M= Megalopa; N= Nauplio; Z= Zoea. Número entre parênteses indica a quantidade de estômagos analisados para cada espécie, e número em negrito as principais presas consumidas.

		CHUVA												
		Zona Superior				Zona Intermediária				Zona Inferior				
		ANC (2)	ATH (18)	EUC (38)	RHI (10)	ATH (36)	EUC (30)	LYC (5)	RHI (2)	ANC (14)	ATH (7)	LYC (2)	RHI (4)	
Nematoda	Nematoda	0,00	0,17	0,06	0,00	1,93	0,37	0,00	0,00	8,11	0,28	0,00	0,00	
Spirotrichea	Tintinnida	0,00	0,00	0,00	0,00	7,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Branchiopoda	Cladocera	0,00	22,50	7,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Malacostraca	Penaeidae (Z.)	0,00	0,00	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Brachyura (Z.)	0,00	0,00	0,03	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Cumacea	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	3,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Tanaidacea	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55	0,00	0,00	
	Gammaridae	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Maxillopoda	Cypris (L.)	0,00	0,00	0,00	2,90	0,39	2,05	0,00	0,00	27,03	0,83	0,00	23,33
		Calanoida	12,50	10,78	23,33	75,36	17,76	23,32	35,71	14,29	29,73	1,66	90,91	56,67
Cyclopoida		83,33	65,00	67,09	5,80	64,86	69,40	0,00	0,00	2,70	86,74	0,00	6,67	
Poecilostomatoida		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Harpacticoida		4,17	1,47	0,18	0,00	4,63	3,92	3,57	14,29	16,22	9,67	0,00	13,33	
Copepoda (N.)		0,00	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	2,70	0,00	0,00	0,00	
	Ostracoda	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Bivalvia	Bivalvia (L.)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	71,43	0,00	0,00	0,00	0,00	
Osteichthyes	Teleostei (L.)	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	10,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Tabela 3. Cálculo do Índice de Eletividade para os grupos *Anchoa* spp. (ANC), *A. brasiliensis* (ATH), *Eucinostomus* spp. (EUC), *R. bahiensis* (RHI) e *L. grossidens* (LYC) nas três zonas estuarinas, no período da chuva. Estágios de desenvolvimento dos itens: L = Larvae; N= Nauplio; Z= Zoa. Número entre parênteses indica a quantidade de estômagos analisados para cada espécie, e número em negrito as principais presas selecionadas.

CHUVA												
ITENS	ZONA SUPERIOR				ZONA INTERMEDIÁRIA				ZONA INFERIOR			
	ANC (2)	ATH (18)	EUC (38)	RHI (10)	ATH (36)	EUC (30)	LYC (5)	RHI (2)	ANC (14)	ATH (7)	LYC (2)	RHI (4)
Nematoda	-1.00	0.90	0.73	-1.00	0.99	0.93	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00
Cladocera	-1.00	0.44	-0.07	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Penaeidae (Z.)	-1.00	-1.00	0.53	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Brachyura (Z.)	-1.00	-1.00	-0.98	0.16	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Cumacea	-1.00	0.81	-1.00	-1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	-1.00	-1.00	-0.54	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Gammaridae	-1.00	-1.00	-0.47	-1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cypris (L.)	-1.00	-1.00	-1.00	0.97	0.37	0.84	-1.00	-1.00	0.99	0.74	-1.00	0.99
Calanoida	-0.66	-0.70	-0.44	0.10	-0.47	-0.35	-0.15	-0.55	-0.20	-0.93	0.36	0.12
Cyclopoida	0.64	0.56	0.57	-0.53	0.35	0.38	-1.00	-1.00	-0.89	0.34	-1.00	-0.74
Poecilostomatoida	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.34	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Harpacticoida	0.42	-0.08	-0.81	-1.00	0.34	0.27	0.22	0.73	0.77	0.66	-1.00	0.73
Copepoda (N.)	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.81	-1.00	-1.00	-1.00	-0.31	-1.00	-1.00	-1.00
Ostracoda	-1.00	-1.00	-1.00	0.52	-1.00	0.76	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Bivalvia (L.)	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.49	-1.00	-1.00	0.94	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Teleostei (L.)	-1.00	-1.00	-1.00	0.90	-1.00	-1.00	1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00

Tabela 4. Cálculo do Índice de Eletividade para os grupos *Anchoa* spp. (ANC), *A. brasiliensis* (ATH), *Eucinstomus* spp. (EUC), *R. bahiensis* (RHI) e *L.grossidens* (LYC) nas três zonas estuarinas, no período da seca. Estágios de desenvolvimento dos itens: L = Larvae; N= Nauplio; O= ovo; Z= Zoea. Número entre parênteses indica a quantidade de estômagos analisados para cada espécie, e número em negrito as principais presas selecionadas.

ITENS	SECA								
	ZONA SUPERIOR		ZONA INTERMEDIÁRIA				ZONA INFERIOR		
	ANC (2)	ATH (75)	ANC (15)	ATH (63)	LYC (7)	RHI (11)	ANC (27)	ATH (24)	RHI (21)
Nematoda	-1.00	0.82	0.34	-0.32	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.00
Cladocera	-1.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Penaeidae (Z.)	0.00	-1.00	-1.00	-0.44	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Brachyura (Z.)	-1.00	-1.00	-0.94	-1.00	-0.98	-1.00	-0.39	-1.00	0.34
Cumacea	-1.00	0.80	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	-1.00	-1.00	0.00
Tanaidacea	-1.00	0.18	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.11	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Amphiphoda	-1.00	-1.00	0.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gammaridae	-1.00	0.95	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	-1.00	1.00
Caprellidae	-1.00	0.42	0.61	0.99	0.49	-1.00	-1.00	0.94	-1.00
Cypris (L.)	0.99	-0.72	0.65	0.94	-1.00	0.99	0.96	0.46	0.22
Cirripedia (N.)	-1.00	-0.97	-1.00	-0.84	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Calanoida	-0.20	0.25	0.35	0.30	0.40	-0.91	0.13	-0.05	-0.06
Cyclopoida	-1.00	-0.41	-0.61	-0.68	-1.00	-0.91	-0.53	0.13	-0.40
Poecilostomatoida	-1.00	-0.83	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Harpacticoida	-1.00	0.26	-0.95	-0.88	-1.00	-1.00	-0.47	-0.45	0.58
Tegastidae	-1.00	0.10	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00
Copepoda (N.)	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
Ostracoda	1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1.00	0.00
Bivalvia (L.)	-1.00	-1.00	0.72	-1.00	-1.00	-1.00	0.21	-1.00	-1.00
Appendicularia	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-0.90
Teleostei (O.)	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.86	-0.04

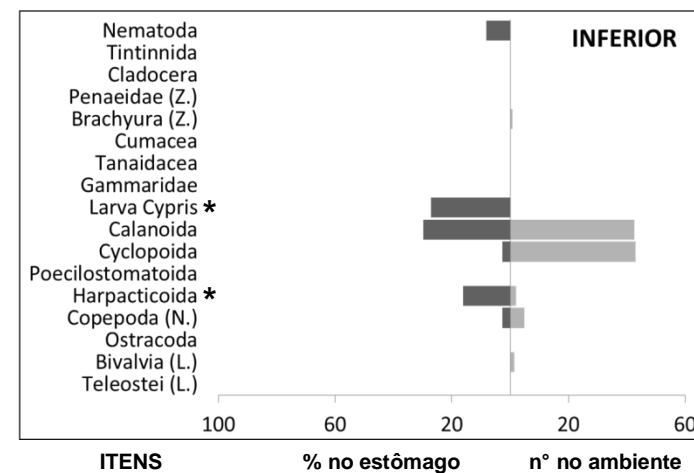
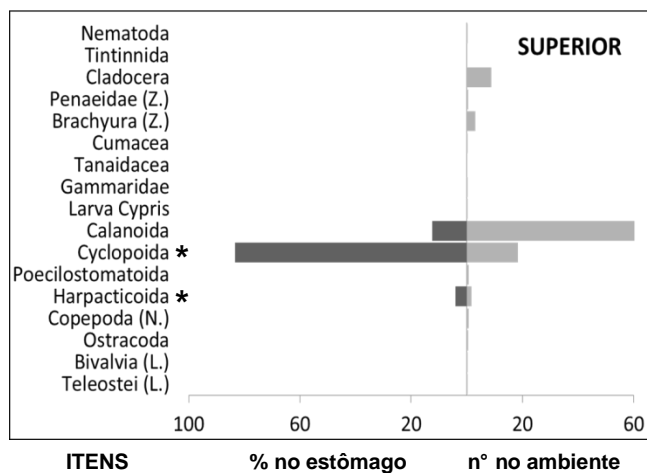
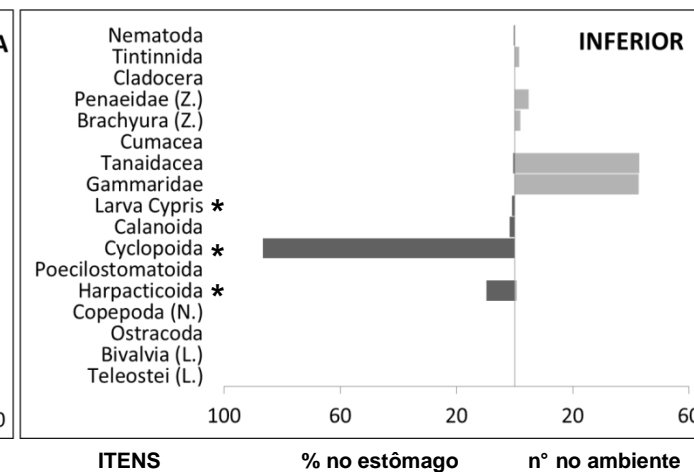
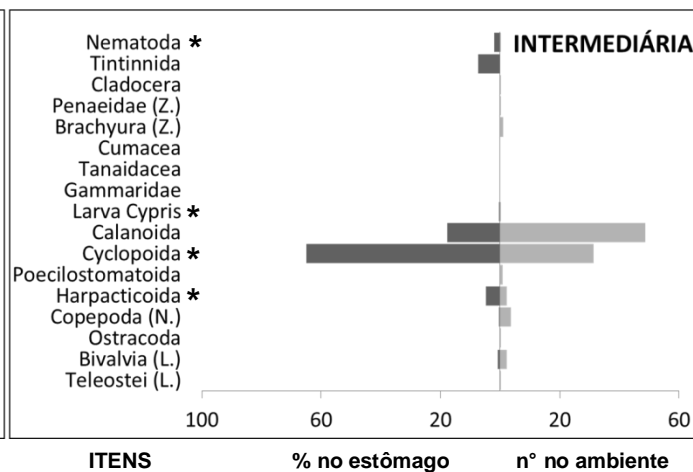
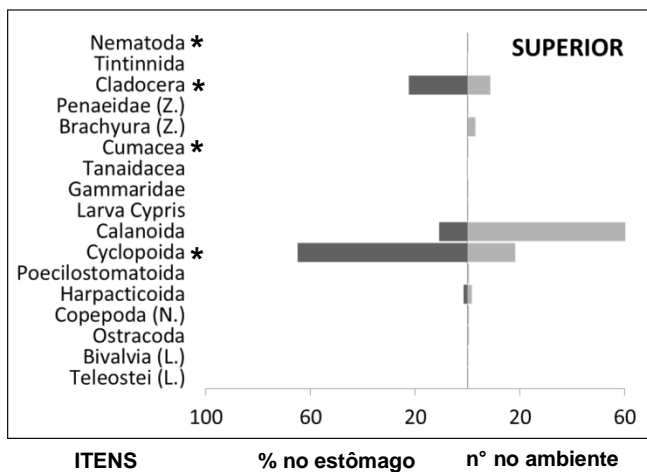
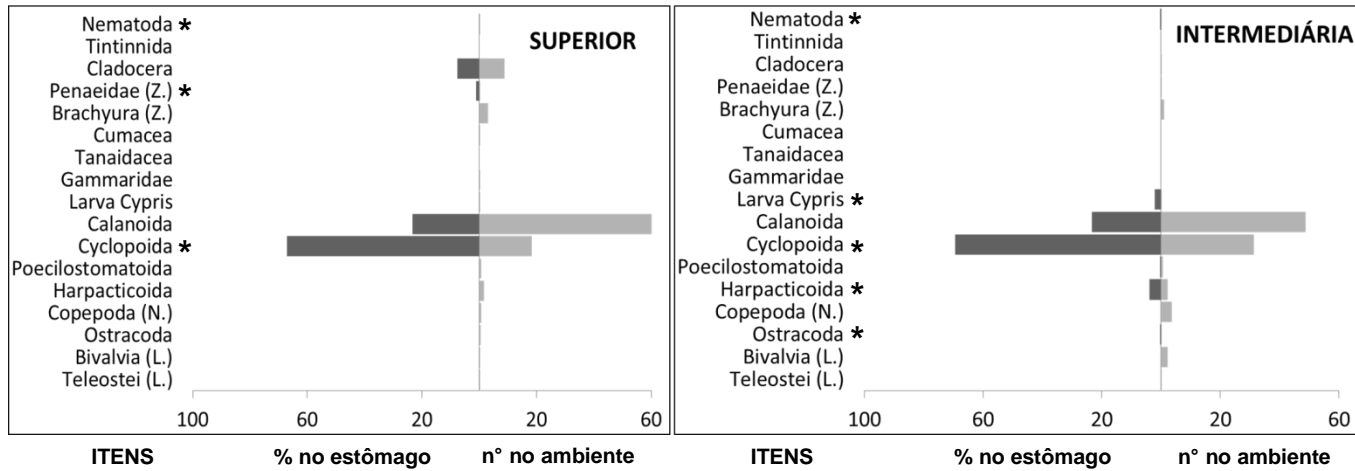
Anchoa spp.*Atherinella brasiliensis*

Figura 3. Percentagem numérica e abundância relativa dos itens presentes nos estômagos e no ambiente, respectivamente, no período da chuva em cada zona estuarina. Itens selecionados pelo IVLEV (*)

Eucinostomus spp.



Rhinosardinia bahiensis

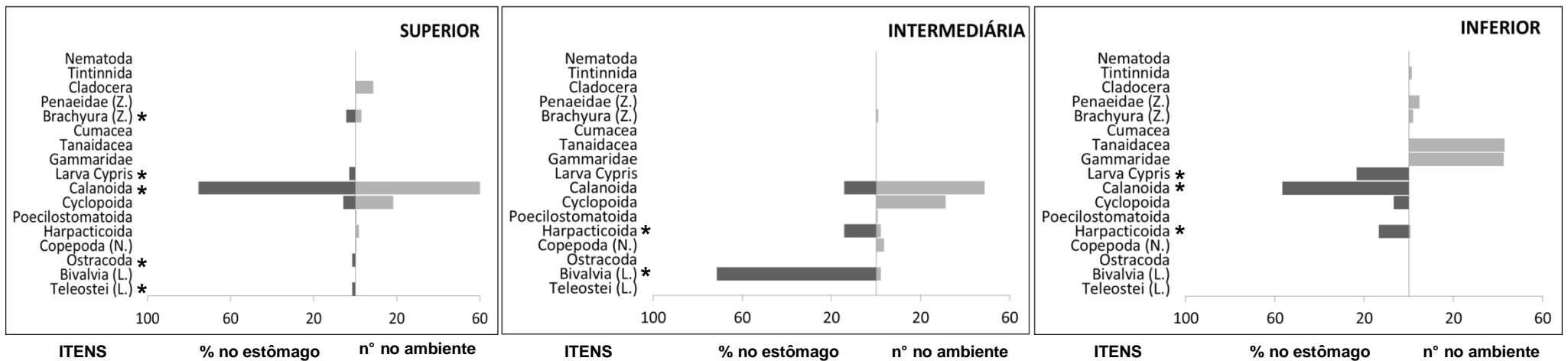


Figura 3. Percentagem numérica e abundância relativa dos itens presentes nos estômagos e no ambiente, respectivamente, no período da chuva em cada zona estuarina. Itens selecionados pelo IVLEV (*)

Lycengraulis grossidens

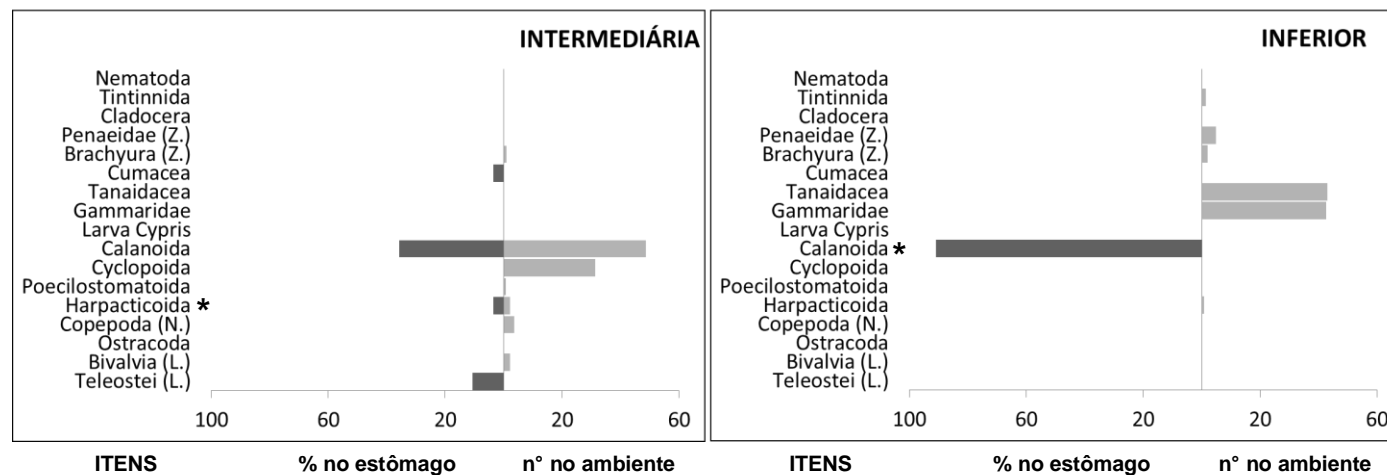
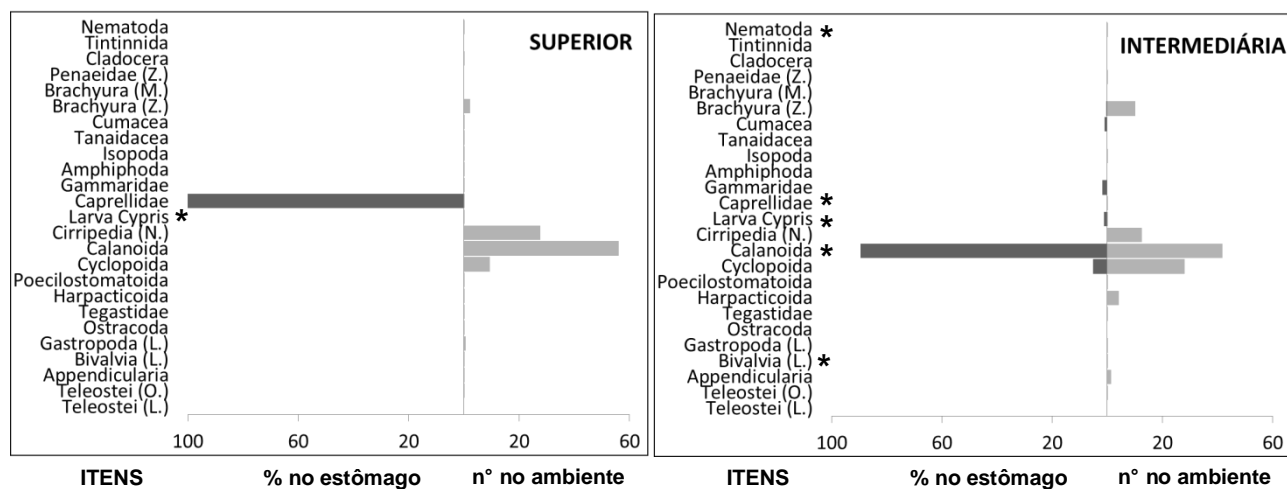


Figura 3. Percentagem numérica e abundância relativa dos itens presentes nos estômagos e no ambiente, respectivamente, no período da chuva em cada zona estuarina. Itens selecionados pelo IVLEV (*)

Anchoa spp.



Atherinella brasiliensis

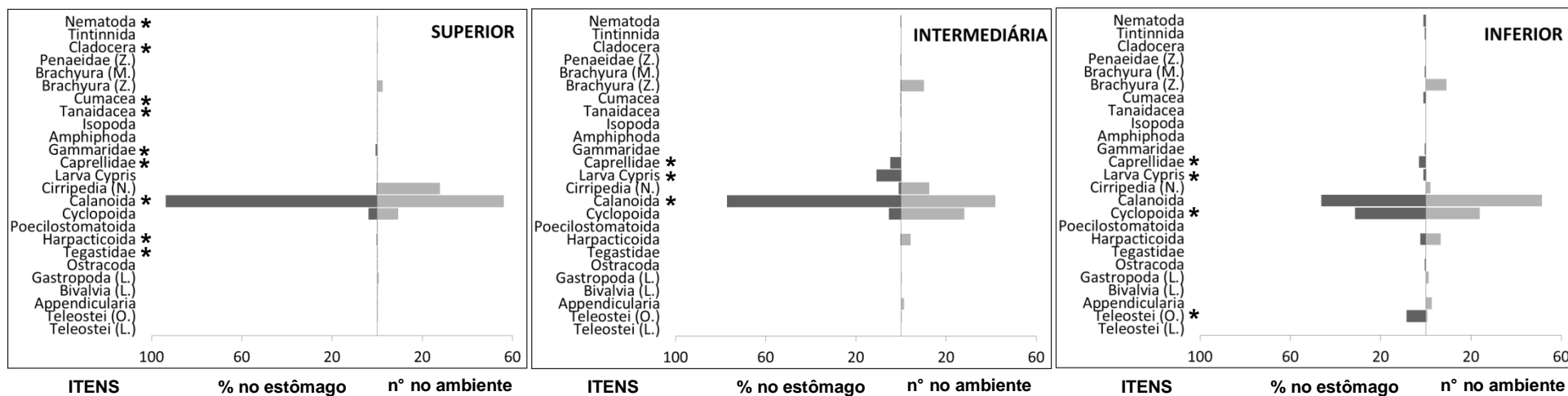
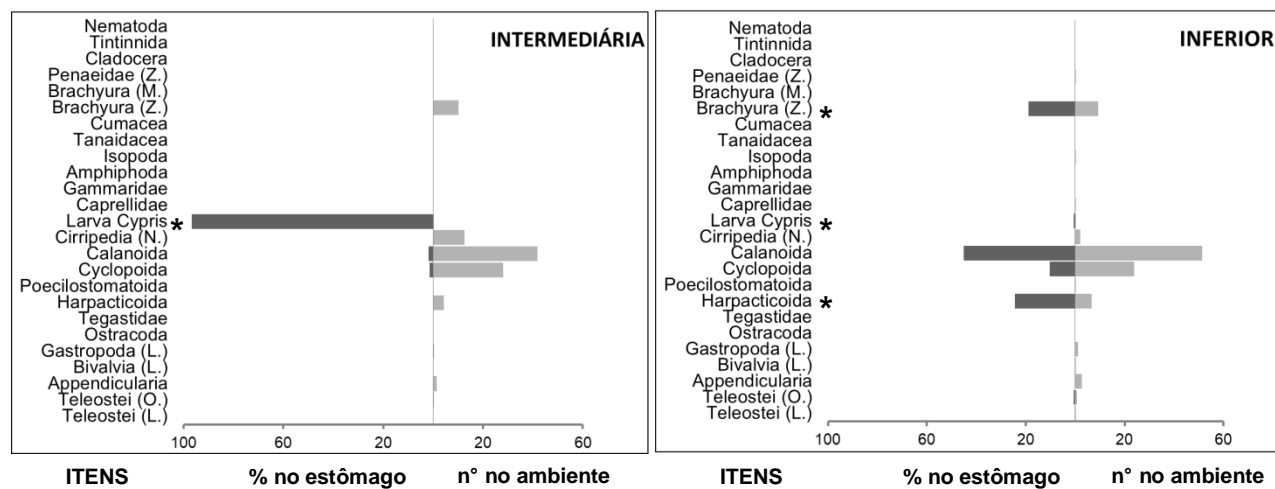


Figura 4. Percentagem numérica e abundância relativa dos itens presentes nos estômagos e no ambiente, respectivamente, no período da seca em cada zona estuarina.

Itens selecionados pelo IVLEV (*)

Rhinosardinia bahiensis



Lycengraulis grossidens

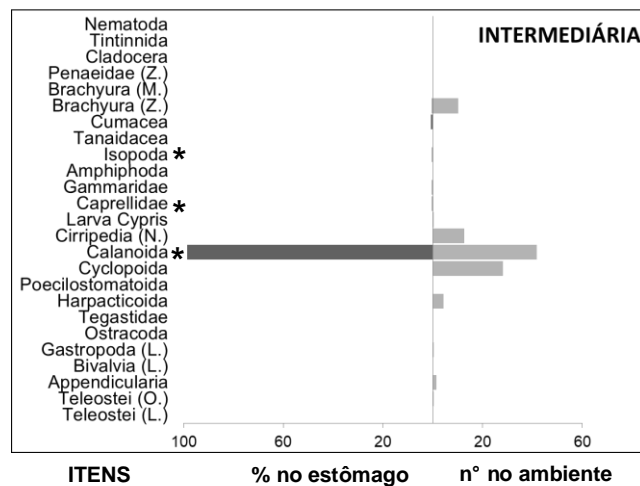


Figura 4. Percentagem numérica e abundância relativa dos itens presentes nos estômagos e no ambiente, respectivamente, no período da seca em cada zona estuarina.

Itens selecionados pelo IVLEV (*)

Relação tamanho da presa versus medidas morfométricas do predador

A PCA realizada para verificar a formação dos grupos das espécies de acordo com os índices morfométricos apresentou os eixos PC1 e PC2 explicando 89% da variação. As espécies foram agrupadas em três grupos maiores, no qual *Anchoa* spp. e *L. grossidens* obtiveram maiores correlações com o tamanho relativo do rastro, *A. brasiliensis* e *Eucinostomus* spp. foram maior correlacionadas com o diâmetro relativo do olho e *R. bahiensis* apresentou correlações negativas com a área de boca (Figura 5).

As relações entre o tamanho das presas e a morfologia dos peixes apresentaram correlações positivas e negativas significativas para algumas espécies. No caso do diâmetro do olho, somente *Anchoa* spp. apresentou correlação negativa para essa característica. Para a largura e altura da boca foram observadas correlações positivas para *A. brasiliensis* e *Eucinostomus* spp., enquanto *Anchoa* spp. e *R. bahiensis* apresentaram correlação negativa somente para largura da boca. Para o tamanho dos rastros, *A. brasiliensis* e *L. grossidens* apresentaram correlações positivas, enquanto *Eucinostomus* spp. e *R. bahiensis* apresentou correlação negativa (Figura 6).

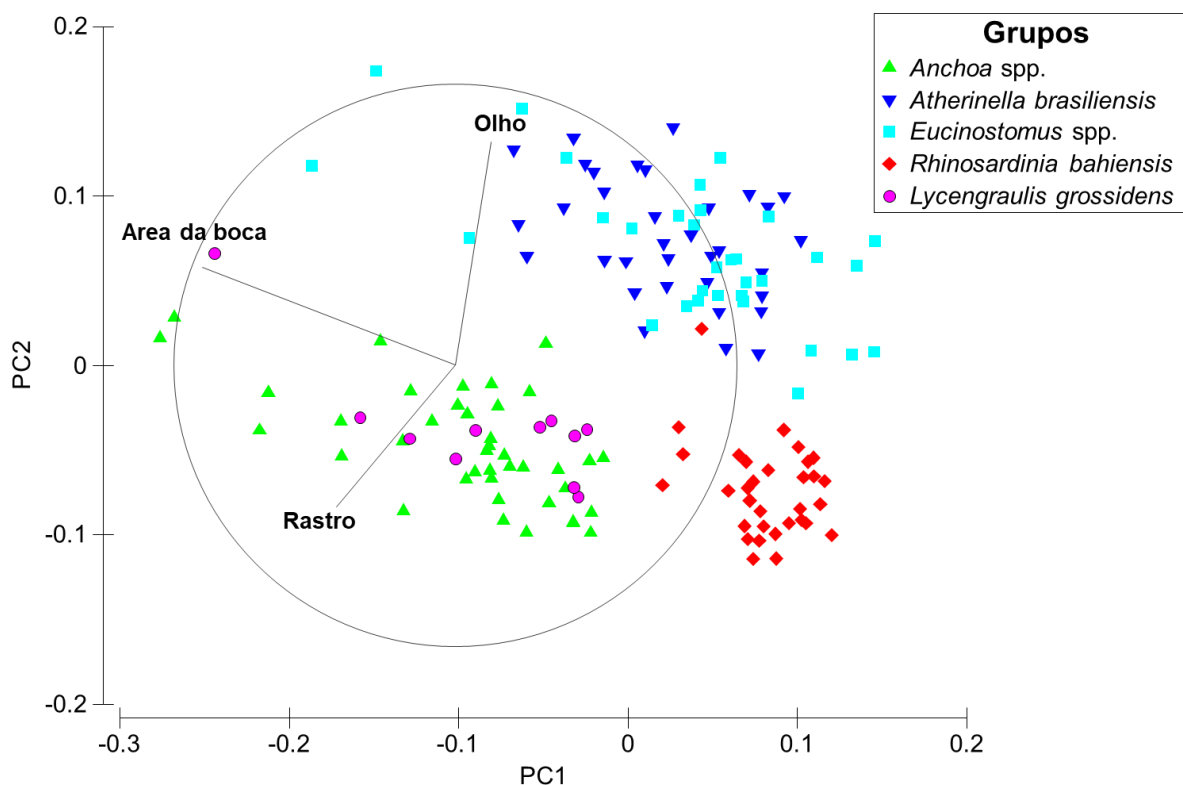


Figura 5. Análise de Componentes Principais (PCA) dos índices morfométricos (Olho: diâmetro relativo do olho; Rastro: tamanho relativo do rastro) com as espécies de peixes.

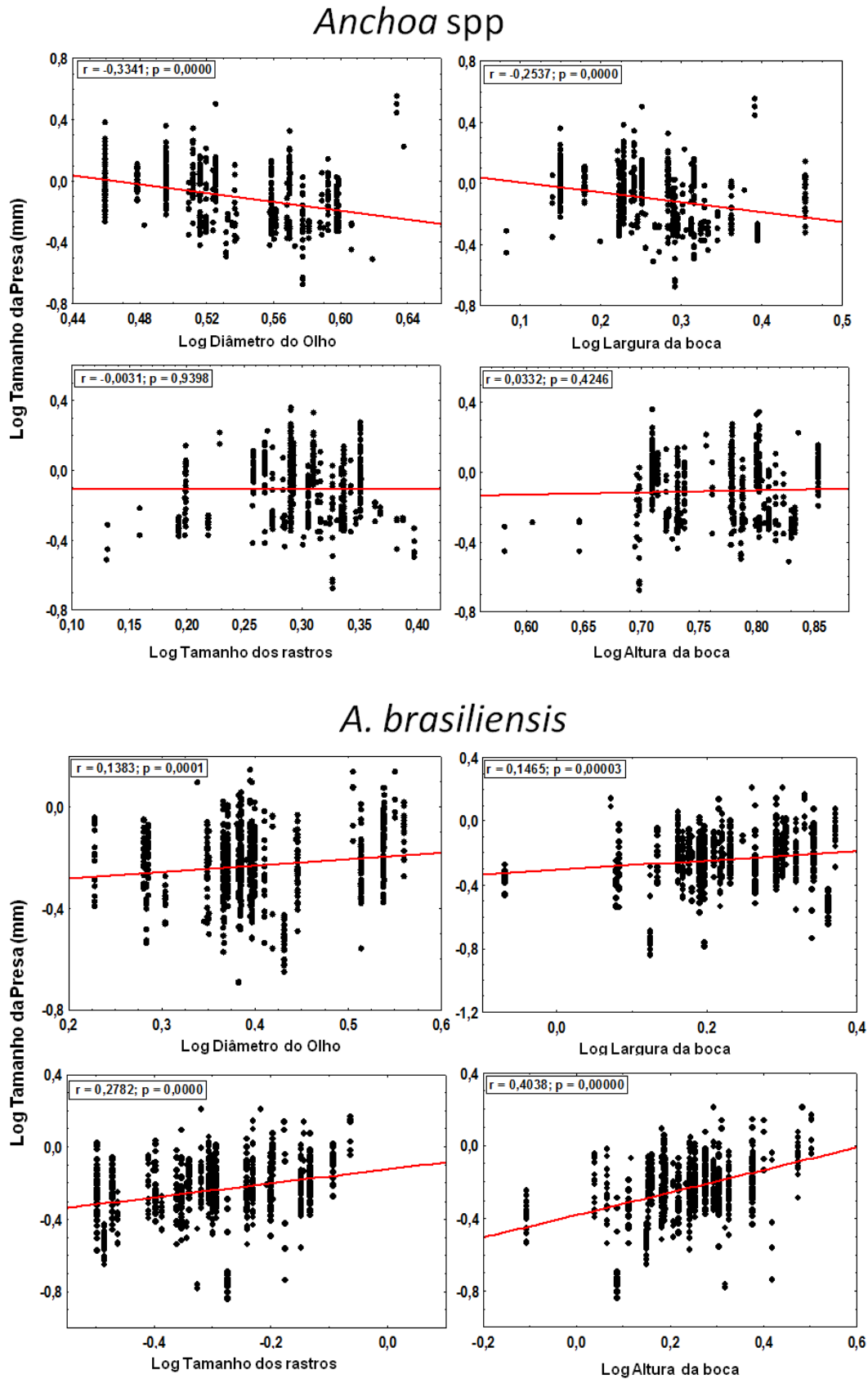


Figura 6. Gráfico de dispersão da análise de Regressão Linear correlacionando as medidas morfométricas dos peixes (eixo x) com o comprimento dos itens ingeridos (eixo y) para cada grupo de espécies. Valores de significância e coeficiente da correlação de Pearson (r) foram plotados para cada regressão.

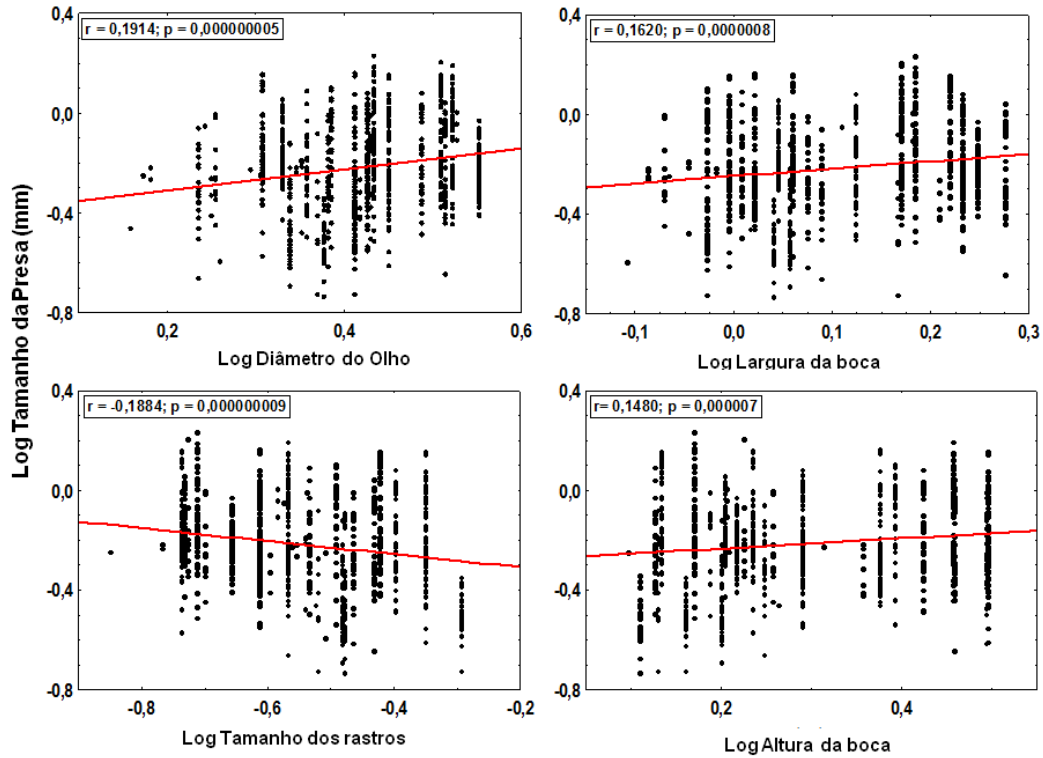
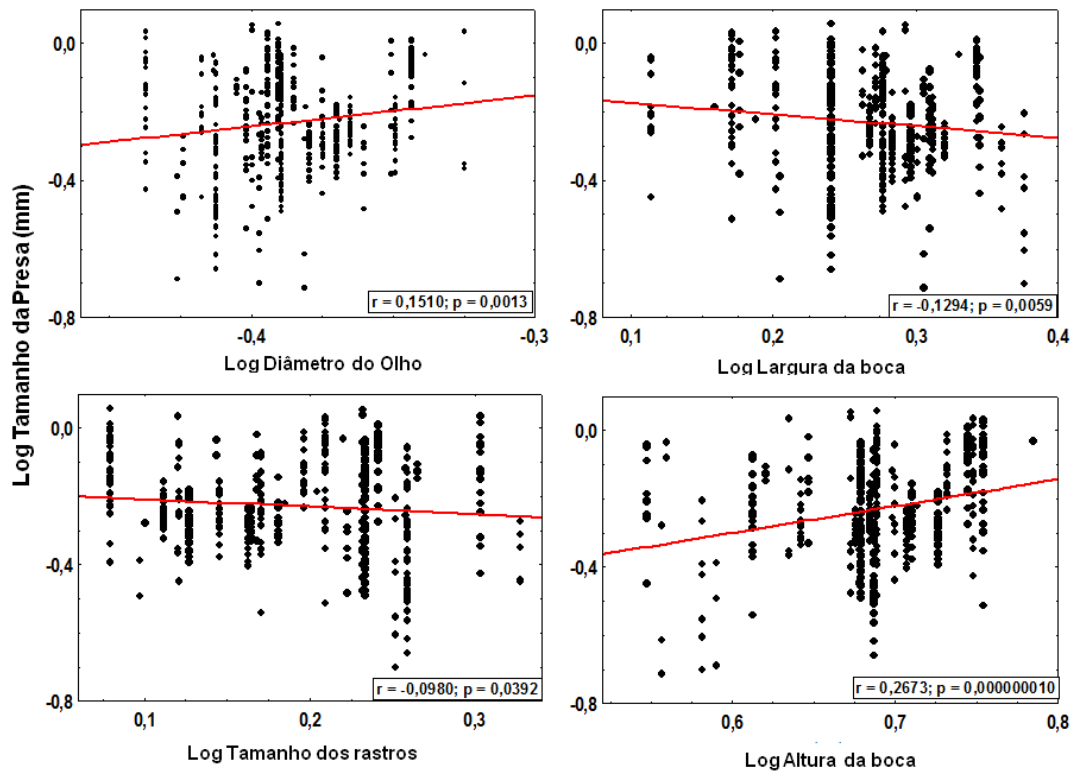
Eucinostomus spp*R. bahiensis*

Figura 6. Gráfico de dispersão da análise de Regressão Linear correlacionando as medidas morfométricas dos peixes (eixo x) com o comprimento dos itens ingeridos (eixo y) para cada grupo de espécies. Valores de significância e coeficiente da correlação de Pearson (r) foram plotados para cada regressão

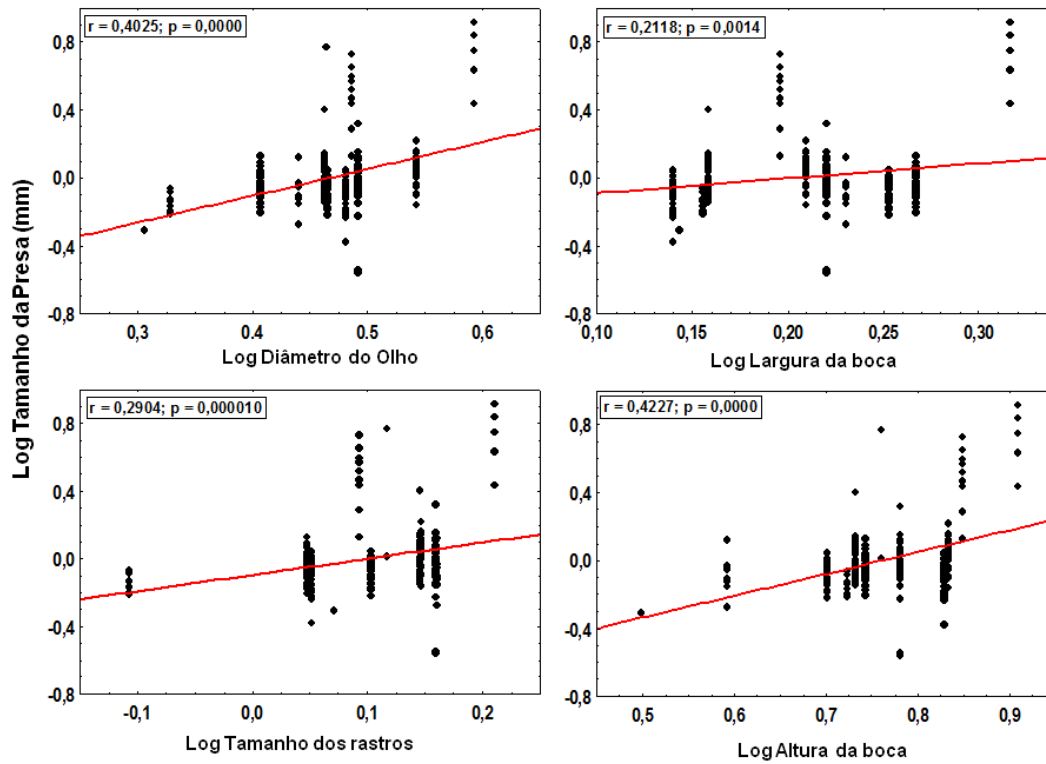
L. grossidens

Figura 6. Gráfico de dispersão da análise de Regressão Linear correlacionando as medidas morfométricas dos peixes (eixo x) com o comprimento dos itens ingeridos (eixo y) para cada grupo de espécies. Valores de significância e coeficiente da correlação de Pearson (r) foram plotados para cada regressão.

DISCUSSÃO

Os resultados da relação de predação dos cinco grupos de peixes juvenis estuarinos sobre o zooplâncton apontou uma seleção ativa de alguns itens disponíveis. Entretanto alguns desses itens não necessariamente eram os mais abundantes na coluna d'água, o que demonstra que a predação sobre os itens mais abundantes pelas espécies ocorre inicialmente para a saciedade, e posteriormente as espécies acabam buscando os itens preferidos o que dão retorno energético maior. Esse mecanismo foi descrito por Gill (2013) baseado no valor energético da presa e também na capacidade seletiva dos peixes. Nossos resultados também apontam para um padrão seguindo a Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO), no qual a seleção dessas presas é responsável por maximizar o rendimento energético e está relacionado com o *fitness* (KILLEN, 2011).

Como presas disponíveis para os peixes juvenis, os copépodes foram considerados os organismos mais abundantes dentro do zooplâncton estuarino no nosso estudo. Calanoida e Cyclopoida foram os itens mais abundantes, presentes em todas as zonas e em ambos os períodos, e por esta razão, estes foram os itens que mais contribuíram para a dieta das espécies de peixes, atuando como uma importante fonte energética para o desenvolvimento das populações. Alguns estudos apontam para a importância desses organismos na dieta de peixes juvenis, uma vez que tais organismos são uma boa fonte energética, pois apresentam grande quantidade de lipídios na constituição (SIPAÚBA-TAVARES; BACHION; BRAGA, 2001; VAN DER MEEREN et al., 2008; ARAÚJO et al., 2017).

Devido aos custos de tempo com o manejo de presas muito grandes, pode ser ideal para peixes predadores selecionar as presas menores, otimizando o ganho líquido de energia. Os resultados desse trabalho apontam para algumas correlações significativas entre tamanho das presas ingeridas e o tamanho das características morfológicas das espécies. No caso de *A. brasiliensis*, a altura e largura da boca foram características importantes na dieta dessa espécie, possibilitando a seleção de itens grandes como Caprellidae, Nematoda, Cumacea, Tanaidacea e Gammaridae. Peixes com bocas maiores são capazes de ingerir diferentes tipos e tamanhos de presas (GAMMANPILA; AMARASINGHE; WIJEYARATNE, 2017), além disso essa espécie é considerada generalista por apresentar uma maior plasticidade trófica (CONTENTE; STEFANONI; SPACH, 2011) e por esta razão obtiveram uma dieta variada apresentando correlações com itens maiores. *Eucinostomus* spp. também apresentou correlação positiva para a altura e largura da boca, sugerindo o aumento do tamanho dos itens

consumidos de acordo com as mudanças ontogenéticas. Estudos apontam a variação ontogenética na dieta de *Eucinostomus* spp., demonstrando que os principais itens consumidos por este grupo de espécies são Polychaeta e Amphipoda quando adultos, ampliando seu nicho quando crescem (GNING et al., 2010; RAMOS et al., 2014).

A espécie *L. grossidens* apresentou um padrão alimentar semelhante *A. brasiliensis* de acordo com as correlações das características morfológicas, apresentando correlações positivas para todas as características morfológicas e consumindo principalmente itens de maior tamanho, como Larva de Teleostei e Cumacea. Essa espécie é considerada zooplânctívora quando juvenil e carnívora quando adulta, com uma dieta baseada principalmente em peixes (MAI; VIEIRA, 2013). O consumo desses itens maiores reflete o hábito piscívoro da espécie, maximizando o seu fitness.

Entretanto no caso de *Anchoa* spp e *R. bahiensis* essas relações mostraram-se negativas. As correlações do tamanho do rastro e largura da boca para *R. bahiensis* com o tamanho dos itens foram negativas, indicando a importância dessa característica na filtragem de itens menores como Larva de Bivalvia e Larva Cypris para essa espécie no nosso estudo. *R. bahiensis* apresenta rastros longos e numerosos que são eficientes na filtragem de partículas suspensas. No caso de *Anchoa* spp. as correlações negativas foram registradas entre diâmetro do olho e a largura da boca. Para a *Anchoa* spp. o maior diâmetro do olho indica uma característica relacionada à maior detecção das presas (SHUAI et al., 2018), contribuindo para a detecção e captura de itens menores como Larva Cypris (PESSANHA et al., 2015).

Variações espaciais na seleção dos itens, bem como os tamanhos, também foram evidenciadas nesse estudo. Em geral na zona superior do estuário estudado, as espécies buscaram ativamente predação principalmente itens como Cladocera, Nematoda, Cumacea, Tanaidacea, Caprellidae, Gammaridae, Ostracoda, Zoa de Penaeidae e Larva de Teleostei, embora estes não fossem presas abundantes no ambiente. A maior taxa energética é obtida quando a seleção das presas supera o gasto do investimento de captura (KILLEN, 2011), então ao selecionar itens maiores, as espécies de peixes tendem a minimizar o tempo gasto forrageando itens menores, obtendo assim um maior ganho energético. Além disso, a seletividade das presas também está relacionada com a capacidade evasiva dos organismos (VINYARD, 1980). Embora Cladocera seja um táxon de organismos relativamente pequenos quando comparado aos anfípodos consumidos, a sua seleção na zona superior pode ser atribuída a um menor esforço de captura tendo em vista que apresenta capacidades menos

evasivas quando comparado aos copépodes Calanoida (GRAEB et al., 2004; JACKSON; LENZ, 2016).

Na zona intermediária, o padrão de escolha dos itens se apresentou de forma diferente da zona superior. Além da seleção de itens maiores como Nematoda no período chuvoso e Caprellidae no período da seca, a disponibilidade de itens menores como Larva Cypris foi extremamente importante para a dieta das espécies, principalmente para *R. bahiensis*, que obteve sua dieta no período da seca baseada principalmente nesse item. As Larvas Cypris são pequenos organismos mais comuns em áreas de maior salinidade e por isso estiveram mais susceptíveis à predação pelos peixes zooplancívoros nesta zona. A alta disponibilidade do item Calanoida para *R. bahiensis* não foi suficiente para esta espécie utilizá-lo como recurso alimentar principal. Esse resultado contrapõe o encontrado no estudo de dieta de *R. bahiensis* realizado por Clark e Pessanha (2015), no qual a espécie apresentou maior contribuição em percentagem numérica de Calanoida e Cyclopoida em relação aos demais itens. Além disso, a presença indivíduos menores como as Larvas de Gerreidae na zona intermediária, contribuem para a seleção desses itens menores. Um estudo baseado na teoria do forrageamento ótimo e no tamanho das presas investigou através de experimentos que os itens maiores demandam um maior tempo de manuseio quando se trata de peixes com bocas menores e por esta razão às vezes podem não se tornar tão lucrativos (WANZENBÖCK, 1995). O mesmo padrão de seleção ocorreu na zona mais salina, entretanto nessa zona também foram selecionados Harpacticoida e Zoea de Brachyura pelas espécies devido a maior abundância desses itens no ambiente comparado às outras zonas.

Como conclusão, podemos observar que o uso das características morfológicas e o estudo da disponibilidade alimentar entre zonas e períodos, aliado à seleção de presas no sistema estuarino, são de fundamental importância para delinear a estrutura trófica do ecossistema e compreender o comportamento alimentar das espécies.

CONCLUSÃO GERAL

Os fatores abióticos influenciam na distribuição da comunidade zooplancônica, atuando como filtros ecológicos que determinam os padrões de abundância e composição dos táxons ao longo do estuário. Os principais fatores preditores da comunidade zooplancônica no nosso estudo foram: salinidade, temperatura (°C), transparência (%), clorofila ($\mu\text{g/l}$), amônia ($\mu\text{g/l}$), nitrito ($\mu\text{g/l}$) e fósforo total ($\mu\text{g/l}$). Entretanto, a salinidade e o fósforo total foram as variáveis mais importantes para explicação do modelo a partir do teste Marginal da dbRDA.

A riqueza total do zooplâncton no estuário do Rio Paraíba foi 42 de táxons que se distribuíram ao longo do sistema estuarino de acordo com suas especificidades fisiológicas. Calanoida e Cyclopoida foram os táxons encontrados mais frequentes (>60%) e que contribuíram com pelo menos 35% de similaridade entre as zonas estuarinas. As densidades foram diferentes entre as zonas estuarinas, com a maior densidade total do zooplâncton registrada para a zona intermediária em ambos os períodos, entretanto, esta apresentou a menor riqueza. Esse resultado reflete a dominância de alguns táxons como Calanoida, apresentando as maiores densidades. Além disso, nessa zona há a maior influência dos nutrientes como fósforo total e amônia, que contribui para as maiores densidades do zooplâncton e a permanência de táxons capazes de suportar essas condições.

Calanoida e Cyclopoida foram itens extremamente importantes para a dieta das espécies de peixes juvenis zooplancívoros, apresentando acima de 80% de contribuição numérica nas três zonas estuarinas. Entretanto, outros itens menos abundantes apresentaram também importantes contribuições, apresentando uma forte seleção pelos peixes, sendo esta maior que a seleção por Calanoida e Cyclopoida. Na zona superior houve uma maior seleção de itens maiores como Nematoda, Zoa de Penaeidae, Cumacea e Larva de Teleostei em contrapartida, na zona intermediária e inferior foram selecionados principalmente itens menores como Larva de Bivalvia, Larva Cypris, Harpacticoida, indicando que a disponibilidade alimentar juntamente com as necessidades energéticas das espécies mudam ao longo do gradiente estuarino seguindo a Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO).

A relação entre o tamanho das características morfológicas dos peixes e o tamanho dos itens ingeridos foram significativas, apresentando correlações positivas e negativas para cada espécie. Os índices calculados para cada espécie agruparam as espécies *Anchoa* spp. e *Lycengraulis grossidens*, *Eucinostomus* spp. e *Atherinella brasiliensis*, e *Rhinosardinia*

bahiensis. Os grupos formados apresentaram semelhanças na seleção dos itens alimentares devido às semelhanças nas características morfológicas.

REFERÊNCIAS

- ABDI, H.; WILLIAMS, L. J. Principal component analysis. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 2, n. 4, p. 433-459, 2010.
- ABRÀMOFF, M. D.; MAGALHÃES, P.J.; RAM, S. J. Image processing with ImageJ. **Biophotonics International**, v. 11, n. 7, p. 36-42, 2004.
- ÁLVAREZ-TELLO, F. J.; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; LLUCH-COTA, D. B. Trophic spectrum and feeding pattern of cannonball jellyfish *Stomolophus meleagris* (Agassiz, 1862) from central Gulf of California. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 6, p. 1217-1227, 2016.
- ARAÚJO, A. V.; DIAS, C. O.; BONECKER, S. L. Differences in the structure of copepod assemblages in four tropical estuaries: importance of pollution and the estuary hydrodynamics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1-2, p. 412-420, 2017.
- ARAÚJO, M.E.; TEIXEIRA, J. M. C.; OLIVEIRA, A. M. E. Peixes estuarinos marinhos do Nordeste Brasileiro. **Edições UFC**, Fortaleza, 2004.
- BACHILLER, E.; IRIGOIEN, X. Trophodynamics and diet overlap of small pelagic fish species in the Bay of Biscay. **Marine Ecology Progress Series**, v. 534, p. 179-198, 2015.
- BALECH, E. Los dinoflagelados del Atlantico Sudoccidental. **Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.**, v. 1, p. 1-310, 1988.
- BARNES, C. *et al.* Global patterns in predator–prey size relationships reveal size dependency of trophic transfer efficiency. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 222-232, 2010.
- BOLLENS, S. M. *et al.* Feeding ecology of juvenile Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) in a northeast Pacific fjord: diet, availability of zooplankton, selectivity for prey, and potential competition for prey resources. **Fishery Bulletin**, v. 108, n. 4, p. 393-407, 2010.
- BOLTOVSKOY, D. South Atlantic Zooplankton. Backhuys, Leiden. 1999.
- BOYLE, K. S.; HORN, M. H. Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of intertidal fish assemblages from central California and central Chile. **Marine Ecology Progress Series**, v. 319, p. 65-84, 2006.
- CHAPARRO, G. *et al.* Hydrology driven factors might weaken fish predation effects on zooplankton structure in a vegetated warm temperate floodplain lake. **Hydrobiologia**, v. 752, n. 1, p. 187-202, 2015.
- CHARNOV, E. L. Optimal foraging: attack strategy of a mantid. **The American Naturalist**, v. 110, n. 971, p. 141-151, 1976.
- CLARK, F. J. K.; PESSANHA, A. L. M. Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinosardinia bahiensis* in a tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 1, p. 175-183, 2015.

CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; SPACH, H.Ls. Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1197-1205, 2011.

CÓRDOVA-TAPIA, F.; HERNÁNDEZ-MARROQUÍN, V.; ZAMBRANO, L. The role of environmental filtering in the functional structure of fish communities in tropical wetlands. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 27, n. 2, p. 522-532, 2018.

CURY, P. *et al.* Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, n. 3, p. 603-618, 2000.

CUSHING, D. H. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. In: **Advances in Marine Biology**. Academic Press, p. 249-293, 1990.

DOLBETH, M. *et al.* Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. **Marine pollution bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 244-254, 2016.

DRAPER, Norman R.; SMITH, Harry. **Applied Regression Analysis**. John Wiley & Sons, 1998.

FIGUEIREDO, G. G. A. A.; PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 680-695, 2016.

FIGUEIREDO, L. J. E.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 1978.

FIGUEIREDO, L. J. E.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 1980.

FIGUEIREDO, L. J. E.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 1980.

FIGUEIREDO, L. J. E.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 1985.

FIGUEIREDO, L. J. E.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 2000.

FOISSNER, W., BERGER, H., SCHAUMBURG, J. Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. Bavary State Off. Water Manag. Munich Rep. 1 – 793, 1999.

GAMMANPILA, M.; AMARASINGHE, U. S.; WIJEYARATNE, M. J. S. Morphological correlates with diet of fish assemblages in brush park fisheries of tropical estuaries. **Environmental Biology of Fishes**, v. 100, n. 10, p. 1285-1299, 2017.

- GILL, A. B. The dynamics of prey choice in fish: the importance of prey size and satiation. **Journal of Fish Biology**, v. 63, p. 105-116, 2003.
- GNING, N.; LE LOCH, F.; THIAW, O. T.; ALIAUME, C.; VIDY, G. Estuarine resources use by juvenile Flagfin mojarra (*Eucinostomus melanopterus*) in an inverse tropical estuary (Sine Saloum, Senegal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86 n. 4, p. 683-691, 2010.
- GRAEB, B. D. *et al.* Fish size and prey availability affect growth, survival, prey selection, and foraging behavior of larval yellow perch. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 133, n. 3, p. 504-514, 2004.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.
- IBGE. CENSO DEMOGRÁFICO 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/>. Acesso em: 1 Julho 2019.
- ILLING, B. *et al.* Behavioral and physiological responses to prey match-mismatch in larval herring. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 201, p. 82-94, 2018.
- IVLEV, V. S. Experimental ecology of the feeding of fishes. Connecticut, USA: Yale University Press, 1961.
- JACKSON, J. M.; LENZ, P. H. Predator-prey interactions in the plankton: larval fish feeding on evasive copepods. **Scientific Reports**, v. 6, 33585. 2016.
- KILLEN, S. S. Energetics of foraging decisions and prey handling. **Encyclopedia of fish physiology: From Genome to Environment**, v. 3, p. 1588-1595, 2011.
- LAEGDSGAARD, P. ; JOHNSON, C. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 257, n. 2, p. 229-253, 2001.
- LANKOV, A. *et al.* Feeding ecology of pelagic fish species in the Gulf of Riga (Baltic Sea): the importance of changes in the zooplankton community. **Journal of Fish Biology**, v. 77, n. 10, p. 2268-2284, 2010.
- LE PAPE, O.; BONHOMMEAU, S. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 3, p. 373-398, 2015.
- LIMA, S. F. B. *et al.* Inventory of mollusks from the estuary of the Paraíba River in northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, 2017.
- MAI, A. C. G.; VIEIRA, J. P. Review and consideration on habitat use, distribution and life history of *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829)(Actinopterygii, Clupeiformes, Engraulididae). **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 121-130, 2013.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia/USP, São Paulo, 1980.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia/USP, São Paulo, 1985.

MOURA, G. C. *et al.* Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 284-294, 2016.

PESSANHA, A. L. M. *et al.* Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, n. ahead, p. 00-00, 2015.

RAMOS, J. A. A. *et al.* Trophic niche and habitat shifts of sympatric Gerreidae. **Journal of Fish Biology**, v. 85, n. 5, p. 1446-1469, 2014.

SAMPAIO, A. L. A.; PAGOTTO, J. P. A.; GOULART, E. Relationships between morphology, diet and spatial distribution: testing the effects of intra and interspecific morphological variations on the patterns of resource use in two Neotropical Cichlids. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 351-360, 2013.

SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J. Taxonomy-based differences in feeding guilds of fish. **Current Zoology**, v. 66, n. 1, p. 51-56, 2020.

SANTANA, R. M. C. *et al.* Narrowing the gap: Phytoplankton functional diversity in two disturbed tropical estuaries. **Ecological Indicators**, v. 86, p. 81-93, 2018.

SEIBOLD, S. *et al.* The necessity of multitrophic approaches in community ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 33, n. 10, p. 754-764, 2018.

SERGIPENSE, S.; CARAMASCHI, E. P.; SAZIMA, I. Morfologia e hábitos alimentares de duas espécies de Engraulidae (Teleostei, Clupeiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 47, n. 2, p. 173-188, 1999.

SILVA, J. C.; BIALETZKI, A. Early life history of fishes and zooplankton availability in a Neotropical floodplain: predator–prey functional relationships. **Journal of Plankton Research**, v. 41, n. 1, p. 63-75, 2018.

SIPAÚBA-TAVARES, Lúcia Helena; BACHION, Maria Adriana; DE SOUZA BRAGA, Francisco Manoel. Effects of food quality on growth and biochemical composition of a calanoid copepod, *Argyrodiaptomus furcatus*, and its importance as a natural food source for larvae of two tropical fishes. **Hydrobiologia**, v. 453, n. 1, p. 393-401, 2001.

SHUAI, F. *et al.* Habitat effects on intra-species variation in functional morphology: Evidence from freshwater fish. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 22, p. 10902-10913, 2018.

SUCA, J. J. *et al.* Feeding dynamics of Northwest Atlantic small pelagic fishes. **Progress in Oceanography**, v. 165, p. 52-62, 2018.

TABLEAU, A. *et al.* Influence of food availability on the spatial distribution of juvenile fish within soft sediment nursery habitats. **Journal of Sea Research**, v. 111, p. 76-87, 2016.

TEIXEIRA, Z. *et al.* Introducing fuzzy set theory to evaluate risk of misclassification of land cover maps to land mapping applications: Testing on coastal watersheds. **Ocean & Coastal Management**, p. 104903, 2019.

VAN DER MEEREN, Terje *et al.* Biochemical composition of copepods for evaluation of feed quality in production of juvenile marine fish. **Aquaculture**, v. 274, n. 2-4, p. 375-397, 2008.

VILLÉGER, Sébastien *et al.* Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 4, p. 783-801, 2017.

VINYARD, Gary L. Differential prey vulnerability and predator selectivity: effects of evasive prey on bluegill (*Lepomis macrochirus*) and pumpkinseed (*L. gibbosus*) predation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 12, p. 2294-2299, 1980.

WANZENBÖCK, J. Changing handling times during feeding and consequences for prey size selection of 0+ zooplanktivorous fish. **Oecologia**, v. 104, n.3, p. 372-378, 1995.

YEAGER, L. A.; LAYMAN, C. A.; HAMMERSCHLAG-PEYER, C. M. Diet variation of a generalist fish predator, grey snapper *Lutjanus griseus*, across an estuarine gradient: trade-offs of quantity for quality?. **Journal of Fish Biology**, v. 85, n. 2, p. 264-277, 2014.

APÊNDICE

Percentagem numérica (%N) e frequência de ocorrência (FO) dos grupos do zooplâncton encontrados nas três zonas estuarinas (Superior, Intermediária e Inferior) e nos dois períodos (chuva e seca). Estágios de desenvolvimento: L = Larvae; Pr= Protozoa; M= Megalopa. Z= Zoea, Pu=Pupa.

Classificação superior	Grupos taxonômicos	CHUVA						SECA					
		Superior		Intermediária		Inferior		Superior		Intermediária		Inferior	
		N%	FO	N%	FO	N%	FO	N%	FO	N%	FO	N%	FO
Foraminifera	Foraminifera	-	-	0,06	5,71	0,10	5,56	0,09	9,09	0,07	3,03	1,09	15,15
Actinopoda	Radiolaria	0,04	2,78	0,12	5,71	-	-	-	-	-	-	0,07	3,03
Cnidaria	Cnidaria (L.)	0,01	2,78	0,03	2,86	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrozoa	Hydromedusae	0,01	2,78	0,03	2,86	0,03	2,78	0,02	3,03	0,18	12,12	-	-
Trematoda	Trematoda	0,51	16,67	0,30	5,71	0,55	5,56	-	-	-	-	-	-
Rotifera	Rotifera	18,07	77,78	9,25	28,57	4,47	13,89	10,94	27,27	11,96	48,48	0,22	6,06
Nematoda	Nematoda	-	-	-	-	<0,01	2,78	<0,01	3,03	-	-	-	-
Spirotrichea	Tintinnida	-	-	7,65	2,86	0,82	19,44	0,23	9,09	-	-	18,59	6,06
Polychaeta	Polychaeta (L.)	1,36	27,78	3,65	34,29	17,14	47,22	11,32	48,48	2,69	33,33	6,49	45,45
Branchiopoda	Cladocera	67,22	86,11	13,32	25,71	0,03	2,78	41,35	18,18	65,56	45,45	0,73	12,12
Malacostraca	Penaeidae	-	-	-	-	<0,01	5,56	<0,01	3,03	-	-	-	-
	Penaeidae (Z.)	0,02	52,78	0,03	37,14	0,03	36,11	0,04	45,45	0,02	33,33	0,02	18,18
	Penaeidae (Pr.)	-	-	<0,01	5,71	-	-	-	-	-	-	-	-
	Luciferidae	<0,01	2,78	<0,01	14,29	0,01	22,22	0,02	39,39	-	-	0,02	15,15
	Luciferidae (Pr.)	-	-	<0,01	5,71	<0,01	8,33	<0,01	9,09	-	-	<0,01	9,09
	Brachyura (M.)	0,06	11,11	0,21	11,43	-	-	-	-	0,09	9,09	0,80	15,15
	Brachyura (Z.)	6,30	77,78	18,77	71,43	17,01	75,00	9,03	81,82	6,31	81,82	22,82	72,73
	Anomura (Z.)	0,06	2,78	0,21	5,71	1,50	25,00	0,93	15,15	-	-	0,22	6,06
	Cumacea	<0,01	13,89	<0,01	2,86	-	-	-	-	<0,01	15,15	0,01	21,21
	Tanaidacea	<0,01	2,78	<0,01	2,86	-	-	-	-	<0,01	6,06	<0,01	6,06
Isopoda	<0,01	16,67	<0,01	22,86	0,05	33,33	0,03	36,36	<0,01	15,15	0,01	24,24	

	Gammaridae	<0,01	5,56	-	-	-	-	<0,01	9,09	<0,01	21,21	<0,01	9,09
	Caprellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	3,03
Maxillopoda	Cirripedia	<0,01	2,78	-	-	-	-	-	-	<0,01	3,03	0,01	12,12
	Cypris (L.)	<0,01	13,89	<0,01	17,14	<0,01	27,78	0,02	27,27	<0,01	15,15	0,05	42,42
	Cirripedia (N.)	0,08	47,22	1,21	80,00	2,82	86,11	1,09	81,82	0,11	45,45	2,41	78,79
	Calanoida	4,29	100,00	38,27	100,00	44,44	100,00	16,94	100,00	9,40	100,00	22,60	100,00
	Cyclopoida	1,25	88,89	5,05	85,71	7,49	91,67	5,79	96,97	2,37	90,91	20,08	96,97
	Poecilostomatoida	0,08	33,33	0,04	17,14	0,03	33,33	<0,01	27,27	0,13	42,42	0,02	12,12
	Harpacticoida	0,03	44,44	0,03	34,29	0,46	55,56	0,73	72,73	0,01	24,24	0,22	60,61
	Copepoda (N.)	0,25	72,22	0,26	54,29	0,47	63,89	0,25	84,85	0,47	75,76	0,38	51,52
	Ostracoda	0,02	27,78	0,01	8,57	-	-	0,02	6,06	0,02	33,33	0,01	21,21
Insecta	Ceratopogonidae (Pu.)	<0,01	5,56	<0,01	2,86	<0,01	2,78	-	-	-	-	-	-
	Chironomidae	<0,01	2,78	-	-	-	-	-	-	<0,01	3,03	-	-
Gastropoda	Gastropoda (L.)	0,29	52,78	0,20	28,57	0,13	52,78	0,15	63,64	0,43	69,70	0,15	57,58
Bivalvia	Bivalvia	-	-	-	-	-	-	<0,01	9,09	<0,01	3,03	0,12	15,15
	Bivalvia (L.)	0,03	13,89	0,51	37,14	0,17	55,56	0,08	48,48	0,15	21,21	0,72	63,64
Arachnida	Acariformes	<0,01	11,11	0,00	8,57	<0,01	8,33	<0,01	3,03	<0,01	9,09	<0,01	3,03
	Chaetognata	<0,01	8,33	0,21	31,43	0,14	69,44	0,08	60,61	<0,01	12,12	0,51	48,48
Appendicularia	Appendicularia	<0,01	19,44	0,54	42,86	2,07	86,11	0,82	75,76	0,02	9,09	1,59	66,67
Osteichthyes	Teleostei (O.)	-	-	-	-	<0,01	8,33	<0,01	9,09	-	-	-	-
	Teleostei (L.)	-	-	<0,01	20,00	<0,01	16,67	<0,01	6,06	<0,01	12,12	<0,01	3,03