



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO - PPGEC**

**BRENO SILVA MACÁRIO**

**O FITNESS EM UMA PERSPECTIVA ECOLÓGICA: ESTUDO DE CASO COM  
PEIXES ESTUARINO-DEPENDENTES EM UM SISTEMA ESTUARINO URBANO**

**Campina Grande  
2022**

BRENO SILVA MACÁRIO

**O FITNESS EM UMA PERSPECTIVA ECOLÓGICA: ESTUDO DE CASO COM PEIXES ESTUARINO-DEPENDENTES EM UM SISTEMA ESTUARINO URBANO**

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:** Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Orientador: **Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha.**

**Campina Grande  
2022**

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.

M115f Macário, Breno Silva.

O *fitness* em uma perspectiva ecológica [manuscrito] : estudo de caso com peixes estuarino-dependentes em um sistema estuarino urbano / Breno Silva Macário. - 2022.

56 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2022.

"Orientação : Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Coordenação de Curso de Biologia - CCBS."

1. Ecologia dos estuários. 2. Ecologia evolutiva. 3. Peixes. 4. Fecundidade. 5. Ação antrópica. I. Título

21. ed. CDD 577.786

BRENO SILVA MACÁRIO

**O FITNESS EM UMA PERSPECTIVA ECOLÓGICA: ESTUDO DE CASO COM PEIXES ESTUARINO-DEPENDENTES EM UM SISTEMA ESTUARINO URBANO**

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:** Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Aprovada em: 22/02/2022.

**BANCA EXAMINADORA**

*André Luiz M. Pessanha*

---

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

*Priscila R. Vasconcelos Araújo*

---

Dra. Priscila Rocha Vasconcelos Araújo  
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

*Gabriela Guerra Araújo Abrantes de Figueiredo*

---

Dra. Gabriela Guerra Araújo Abrantes de Figueiredo  
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Aos amigos e familiares, pela dedicação,  
companheirismo e amizade, DEDICO.

## AGRADECIMENTOS

Mesmo com as dificuldades encontradas ao longo desses dois anos de mestrado só tenho a agradecer a todos que me ajudaram ao longo desse período, esse trabalho é resultado do esforço coletivo de muitas pessoas e primeiramente gostaria de agradecer a todo o povo paraibano.

Gostaria de agradecer aos meus familiares, mas principalmente aos meus pais e irmãos, por todo o apoio e por me ensinarem que o único meio de mudar nossas realidades quando se nasce pobre é através da educação, do trabalho e da honestidade, por isso agradeço de coração a vocês por me fazerem ser quem eu sou.

Agradeço aos colegas de turma que estiveram comigo nos desafios dessa jornada, assim como também agradeço às minhas amigas, desde a época de graduação, Brunna e Maria Eduarda (Duda), pelas conversas e pelas risadas que vocês sempre me proporcionaram.

Agradeço aos colegas de laboratório por todo companheirismo e ajuda ao longo dos últimos anos, que desde a graduação sempre acreditaram em mim, porém, agradeço em especial a Éden, Manú (Emanuelle), Juan e Beth (Elizabeth), por estarem comigo como colegas de laboratório e colegas de turma e agradeço a toda ajuda de vocês ao longo desses dois anos tão difíceis. Também agradeço muito a Fernando e Carol por toda ajuda no desenvolvimento da pesquisa, pelos cafés e conversas de besteira. Agradeço aos meninos Juan e Éden por toda ajuda com o material, eu sei que é ruim contar ovócitos de peixes. E agradeço também ao pessoal da graduação pelo incentivo, principalmente Maysa, Big Big (Lucas), Alexandre, Diele, Gitá, Whitney, Lili, Henrique e Iris por sempre estarem comigo, vocês são demais.

Gostaria de agradecer em especial à minha namorada Iris, a Henrique e meu orientador André. Agradeço a Iris por todos os momentos que você esteve comigo, como colega de trabalho, como amiga e como namorada, você sempre me apoiou, evitou que eu excluísse minha dissertação seis vezes e sempre soube respeitar minhas limitações impostas pela distância e pelas obrigações do mestrado, é difícil ter um namorado ausente como eu, por isso agradeço por tudo que você fez por mim, amo muito você, você é a pessoa mais incrível que eu já conheci. Agradeço a Henrique por ter me abrigado por 7 meses e por ter sido um grande amigo nesse período, obrigado por todos os momentos de descontração durante esse período. E agradeço a André por toda a paciência e ajuda durante essa caminhada, eu sei que não fui o melhor orientando nesse mestrado e mesmo assim o senhor foi muito paciente e

claro comigo, o senhor é uma pessoa incrível e serei eternamente grato por tudo que o senhor fez por nós, muito obrigado de coração.

## RESUMO

O fitness é uma importante propriedade evolutiva presente em todo ser vivo. Mudanças climáticas e ações antrópicas em ecossistemas costeiros têm demonstrado uma série de efeitos no fitness das assembleias de peixes marinhos ao redor de todo o planeta. Partindo dessa premissa, avaliar as respostas em fitness das assembleias de peixes torna-se uma importante ferramenta para compreender a história de vida das populações naturais e o status de conservação de ecossistemas costeiros de alto valor econômico e ecológico, como os estuários. Neste trabalho avaliamos os componentes reprodutivos e de crescimento, além da alimentação de quatro espécies de peixes estuarinos residentes no estuário do rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil. A hipótese testada neste trabalho foi que em áreas mais poluídas o crescimento e fecundidade dos peixes sofrem alterações quando comparado com áreas menos poluídas. As amostragens foram realizadas durante o ano de 2019, durante o período de chuvas e seca da região, onde foram aferidas as variáveis ambientais e a concentração dos poluentes orgânicos no corpo hídrico do estuário e amostramos a taxocenose de peixes utilizando da rede de arrasto de praia. Para mensurar os componentes do fitness das espécies estudadas, utilizamos o fator K de Fulton, o Índice Gonadosomático (IGS) e a contagem de ovócitos nas fêmeas. A influência dessas variáveis sobre o fitness foi avaliada utilizando-se do GLMM. Para a análise da dieta foram utilizadas a frequência volumétrica (FV%), o índice de vacuidade alimentar (VI), para a amplitude de nicho foi utilizado o índice de Shannon, e o SIMPER foi utilizado para testar a contribuição da dissimilaridade das presas. Como principais resultados, observamos que os nutrientes  $PO_4^{3-}$  e  $NO_2^-$  causaram redução sobre o fitness na maioria das espécies de peixes estudadas. A produção de ovócitos foi a métrica do fitness que mais sofreu redução em seus valores devido as maiores concentrações de  $PO_4^{3-}$  e  $NO_2^-$ . O fator K e o IGS diferiram entre zonas e estações com a influência dos poluentes orgânicos somente em algumas espécies. O GLMM evidenciou que os poluentes orgânicos tiveram uma maior influência sobre a tamanho das proles, com uma redução na produção de ovócitos, do que sobre a qualidade. Com relação à dieta, o zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e os insetos foram os principais itens consumidos pelas espécies de peixes. Os insetos se mostraram um importante recurso alimentar nas áreas mais poluídas, sendo o principal responsável pela dissimilaridade observada. Os resultados evidenciaram a influência de poluentes, principalmente o nitrito, sobre a história de vida de populações de peixes silvestres. O nitrito teve influência sobre todas as espécies estudadas, com exceção de R.

bahiensis. O presente trabalho enfatiza a influência do nitrito sobre o fitness das diferentes populações de peixes, além de reforçar a importância dos recursos alóctones em estuários impactados pela ação antrópica, contudo, ainda são necessários mais estudos para explicar melhor os efeitos das ações antrópicas sobre a história de vida e o fitness das populações de peixes silvestres.

**Palavras-Chave:** História de vida, Ecologia Evolutiva, Fecundidade, Ações Antrópicas.

## ABSTRACT

Fitness is an important evolutionary property present in every living organism. Climate change and human actions in coastal ecosystems have shown a series of effects on the fitness of marine fish assemblages around the planet. Based on this premise, evaluating the fitness responses of fish assemblages becomes an important tool to understand the life history of natural populations and the conservation status of coastal ecosystems of high economic and ecological value, such as estuaries. In this work were evaluated the reproductive and growth components, as well as the feeding of four species of estuarine fish of the estuary of Paraíba do Norte River, Paraíba, Brazil. The hypothesis tested in this work was that in more polluted areas the growth and fecundity of fish changed when compared to less polluted areas. The samplings were carried out during the year 2019, during the rainy and dry period of the region, where the environmental variables and the concentration of organic pollutants in the water body of the estuary were measured and sampled the taxocenosis of fish. To measure the fitness components of the studied species, were used Fulton's K factor, the Gonadosomatic Index (GSI) and the oocyte count in females. The influence of these variables on fitness was evaluated using the GLMM. For the diet analysis were used volumetric frequency (FV%), food vacuity index (VI), for the niche breadth was used the Shannon index and SIMPER was used to test the contribution of prey dissimilarity. As main results, was observed that the nutrients  $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{NO}_2^-$  have negative effects in most of the studied fish species. The GSI was the fitness metric that suffered the most reduction in its values due to the higher concentrations of  $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{NO}_2^-$ . The K factor and oocyte count differed between zones and seasons with the influence of organic pollutants only in some species. The GLMM showed that organic pollutants had a greater influence on the quality of the offspring, with a reduction in the GSI, than on the quantity, since the productivity of oocytes by the females showed a certain constancy. Regarding diet, the zooplankton, benthic macro invertebrates and insects were the main items consumed by fish species. The insects proved to be an important food resource in the most polluted areas, being the main responsible for the dissimilarity observed. The results evidenced the influence of pollutants, mainly nitrite, on the life history of wild fish populations. The nitrite had an effect for all species, with the exception of *R. bahiensis*. The present work emphasizes the influence of nitrite on the fitness of different fish populations, in addition to reinforcing the importance of allochthonous resources in estuaries

impacted by anthropic action, however, more studies are still needed to better explain the effects of anthropic actions on the life history and fitness of wild fish populations

**Keywords:** Life history, Evolutionary ecology, Fecundity, Human actions.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>11</b>
<b>2 PERGUNTA e HIPÓTESE</b> .....	<b>16</b>
<b>2.1 Pergunta</b> .....	<b>16</b>
<b>2.2. Hipótese</b> .....	<b>16</b>
<b>3.1. Objetivo Geral</b> .....	<b>17</b>
<b>3.2. Objetivos específicos</b> .....	<b>17</b>
<b>4 CAPÍTULO 1</b> .....	<b>18</b>
<b>4.1 Introdução</b> .....	<b>19</b>
<b>4.2 Metodologia</b> .....	<b>20</b>
<b>4.2.1 Área de estudo e amostragem</b> .....	<b>20</b>
<b>4.2.2 Processamento de dados</b> .....	<b>23</b>
<b>4.2.3 Análises estatísticas</b> .....	<b>24</b>
<b>4.3 Resultados</b> .....	<b>25</b>
<b>4.3.1 Variáveis ambientais</b> .....	<b>25</b>
<b>4.3.2 Estrutura populacional</b> .....	<b>29</b>
<b>4.3.3 Dieta</b> .....	<b>30</b>
<b>4.3.4 Amplitude de nicho</b> .....	<b>32</b>
<b>4.3.5 Fitness ecológico</b> .....	<b>33</b>
<b>4.3.6 Modelo GLMM da influência dos valores de Nitrito e fósforo sobre o fitness das espécies</b> .....	<b>35</b>
<b>4.4 DISCUSSÃO</b> .....	<b>36</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>44</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Uma premissa básica da ecologia é que os organismos vivos são adaptados às condições ambientais as quais estão submetidos (TEICHERT et al., 2017). Neste sentido, o conjunto de condições ao qual um organismo pode sobreviver de modo que gere descendentes é chamado de nicho fundamental (POCHEVILLE, 2015). Com a crescente influência antrópica nos variados ecossistemas do planeta, o nicho de várias espécies sofreu redução ou expansão dependendo de suas potencialidades (ex: tolerâncias às faixas de salinidade, temperatura, hipóxia, etc) (HENRIQUES et al., 2017; VINAGRE et al., 2019), e por consequência modificam o *fitness* dos indivíduos (LORENZEN, 2016). O *fitness* ecológico ou darwiniano (DEMETRIUS e ZIEHE, 2007), pode ser descrito como uma propriedade evolutiva que atua a nível de indivíduo e é moldada a partir de características ecológicas, sendo o *fitness* um importante elemento no entendimento da dinâmica das populações (COSTA, 2013). Múltiplos fatores podem contribuir para as mudanças no condicionamento dos indivíduos, como o aquecimento das águas (Cheung, 2013), limitação alimentar (HAMMOCK et al., 2015), poluentes (HAMMOCK et al., 2015; BLASINA et al., 2020), além de outros agentes antrópicos, como a pesca e tráfego náutico (SHEAVES et al., 2015; BLASINA et al., 2020).

Habitats estuarinos consistem em importantes locais de berçários e habitat para uma série de grupos de organismos vivos (SEITZ et al., 2014). Para a ictiofauna, os estuários são importantes áreas para o recrutamento (SEITZ et al., 2014), alimentação (GIARRIZZO e KRUMMER, 2009), desenvolvimento e berçário para juvenis e larvas (SILVA JÚNIOR et al., 2017). O sucesso do ciclo de vida de muitas espécies de peixes que usam o estuário está na manutenção de seu *fitness*. Um importante componente do *fitness* é o valor reprodutivo (FISHER, 1958), que mede a contribuição relativa de diferentes indivíduos para gerações futuras de uma dada população, através de suas taxas de fecundidade ou número de descendentes gerados. Estudos da última década, demonstram que várias espécies de peixes têm sofrido mudanças em suas estratégias reprodutivas, e também nas suas taxas de fecundidade, como respostas aos crescentes impactos causados pela influência humana nas áreas de berçários, enfatizando a importância do componente reprodutivo do *fitness* na compreensão das respostas dos espécimes de uma população em seus habitats (COOPER et al., 2013; MCBRIDE et al., 2013; LOWERE-BARBIERI et al., 2015; SOMARAKIS et al., 2019).

Para compreender o uso dos habitats costeiros pelas populações de peixes, principalmente no nível de *fitness*, algumas métricas possibilitam estimar os componentes de sobrevivência e crescimento dos indivíduos. Uma dessas, conhecida como fator K de Fulton, possibilita mensurar e comparar a condição corpórea entre indivíduos pertencentes às mesmas faixas de tamanho em diferentes condições ambientais (BLASINA et al., 2020). Nesse caso, há um entendimento de como os indivíduos buscam maximizar os valores de *fitness* em uma ampla gama de condições, incluindo em condições antrópicas (HENDRY et al., 2018). O uso do Fator K ainda é importante nesses estudos porque o tamanho dos indivíduos se mostra um importante fator na fecundidade da população (HIXON et al., 2014; LOWERE-BARBIERI et al., 2017), de tal maneira que os componentes de crescimento e reprodutivo, podem ser estudados de forma integrada, oferecendo uma visão amplificada do condicionamento de indivíduos em populações de peixes, sendo essa uma das questões de interesse, tanto numa perspectiva evolutiva, como ecológica (SCHOENER, 2011; SÆTHER e ENGEN, 2016).

Nos estuários, as assembleias de peixes são constituídas em sua maioria por peixes juvenis (PAIVA et al., 2008). Porém, algumas espécies de peixes evoluíram e se adaptaram à realização de seus ciclos de vida completamente nos estuários (TEICHERT et al., 2017), sendo classificadas como estuarinas residentes (ELLIOTT et al., 2007). Outras são reconhecidas como estuarinas dependentes, pois passam parte do ciclo de vida no estuário antes de migrarem para os ambientes costeiros (ELLIOTT et al., 2007). Essas espécies são fundamentais para a dinâmica estuarina, fornecendo um importante recurso alimentar para espécies migratórias de grande porte, além de serem fundamentais no entendimento de fenômenos locais e como indicadoras de qualidade de habitats (COTTINGHAM et al., 2018; JAMES et al., 2019). Nos estuários brasileiros, alguns representantes das ordens Atheriniformes, Beloniformes, além de alguns Clupeiformes, são os principais constituintes das assembleias de peixes estuarinos dependentes (MEDEIROS et al., 2018; DA SILVA LIMA et al., 2020), sendo as espécies pertencentes a esses grupos, importantes sentinelas do ecossistema estuarino, sendo cruciais no biomonitoramento desses ambientes.

O processo de urbanização das zonas costeiras demonstra uma série de consequências negativas para o funcionamento dos ecossistemas terrestres e marinhos, adjacentes aos grandes centros urbanos (AGUILERA et al., 2020). Na costa do Nordeste do Brasil, atividades como a carcinicultura, têm ganhado cada vez mais força na região, desempenhando um importante papel na degradação desses sistemas costeiros (FERNANDEZ et al., 2019). Além da carcinicultura, atividades como o turismo, pesca, as monoculturas, historicamente se

concentram amplamente na faixa litorânea dos estados da região (BEZERRA et al., 2015), sendo essas atividades importantes elementos transformadores da estrutura espacial e funcional dos ecossistemas costeiros (PÁEZ-OSUNA, 2001; IRABIEN et al., 2018; CHANG et al., 2020). Todas essas modificações nos habitats induzidas por ação humana, influenciam a estrutura e o acesso a sítios de alimentação (JAMES et al., 2019) e locais de desova (BISHOP et al., 2017), com efeitos sobre as taxas de crescimento populacional, aumento das taxas de mortalidade e modificando os padrões de uso de habitats das espécies de peixes (PETERSON e LOWE, 2009; CROSSIN et al., 2014; BROWNSCOMBRE et al., 2017; TEICHERT et al., 2017).

Poluentes orgânicos estão entre os contaminantes mais comuns nos estuários (WETZ et al.). Compostos derivados de nitrogênio e fosforo são destaques entre os poluentes orgânicos, pois esses estão ligados intimamente com o processo de eutrofização dos estuários. Além disso, alguns compostos derivados do fosforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) e do nitrogênio (N), como o nitrito ( $\text{NO}_2$ ) já demonstraram influenciar não só no processo de eutrofização, mas também na biomassa (DUQUE et al., 2020) e no desenvolvimento dos organismos, como peixes (AAMANSOUR et al., 2018).

Entre os peixes, múltiplos mecanismos biológicos, físicos, químicos e climáticos têm implicações diretas na história de vida desses organismos, tendo consequências diretas no fitness e também no declínio populacional desses organismos. Nos ambientes marinhos, os peixes ocupam os mais variados nichos ecológicos, fazendo com que as assembleias de peixes sejam um importante marcador ecológico da saúde dos ecossistemas (ELLIOTT et al., 2007; WHITFIELD, 2016). Além disso, as diferentes espécies de peixes respondem de formas distintas às variações ambientais (CHEUNG et al., 2012). Com o aumento da influência humana na zona costeira, várias espécies de peixes têm apresentado mudanças quanto ao seu fitness (HAMILTON et al., 2017; BROWNSCOMBE et al., 2017). Fenômenos de origem antrópica, como a agricultura, a urbanização, a pesca, a poluição industrial e residencial, além da alocação de partículas sólidas, principalmente partículas plásticas, são hoje eventos aos quais as populações de peixes estão sujeitas como força de seleção sobre suas populações (GORDON et al 2018; WATSON et al., 2020). Por exemplo, ROCHMAN et al. (2014), encontrou evidências que a ingestão de plásticos por peixes marinhos tem implicações sobre o regulamento endócrino dos indivíduos de *Oryzias latipes*, afetando o sucesso reprodutivo e, trazendo consequências negativas às populações futuras.

Os hábitos alimentares das espécies também dizem muito a respeito da forma pela qual os peixes interagem com o ambiente na busca e captura das presas. A disponibilidade alimentar é um fator modelador da comunidade de peixes (TRUONG et al., 2017). Estudos como de KHALAF e KOCHZIUS (2002) e KRAUS et al. (2016) evidenciaram que as perturbações antrópicas influenciam a abundância e diversidade de recursos alimentares, e que essas alterações influenciavam na estruturação das assembleias de peixes. Outros estudos apontam que a biomassa dos peixes de hábito demersal e bentônico foi duramente afetada por causa dessas alterações na disponibilidade dos recursos no substrato, quando comparadas aos do grupo trófico pelágico (KHALAF e KOCHZIUS, 2002; TANG et al., 2018). Esses resultados apontam que, diferentes grupos tróficos são afetados de formas distintas pelos efeitos da antropização. Consequentemente algumas espécies de peixes acabam sofrendo expansão ou redução de seus nichos tróficos (CAMP et al., 2014; WHITFIELD, 2017).

Assim a organização trófica das assembleias de peixes em estuários com forte pressão antrópica pode refletir fenômenos como a eutrofização, alterações nos ciclos sazonais das chuvas e o aquecimento das águas, que são potenciais alteradores das condições e dos recursos disponibilizados por um ecossistema, (LIVINGSTON 1984; KORDAS et al., 2011; CHEUNG et al., 2012). Além disso, cada vez mais existe a necessidade de avaliar os efeitos dos processos ecossistêmicos de origem antrópica e suas alterações sobre as populações e suas implicações para o fitness dos indivíduos (BAILEY, 2000; SEOL et al., 2020).

O fitness também pode ser estimado a partir de características reprodutivas (CROSSIN et al., 2014), como por exemplo através da produtividade de ovócitos pelas fêmeas (VAZZOLER 1996; LOWERE-BARBIERI et al., 2017), e até mesmo por índices somáticos, como o Índice gonadossomático (IGS) (ROFF 1983), possibilitando estimar o potencial de contribuição de cada fêmea na manutenção da população (HIXON et al., 2014). Por apresentarem altas taxas de mortalidade durante seus primeiros estágios de vida (GREER et al., 2016), as taxas de fecundidade nos peixes costumam ser elevadas para aumentar as chances de sobrevivência da prole (KING e MCFARLANE, 2003). Além disso, os dados de reprodução quando associados aos dados de dieta, oferecem uma ampla visão sobre energética de crescimento e de gasto reprodutivo das espécies de peixes (CROSSIN et al., 2014). Portanto, a análise da dieta conjuntamente com métricas de fitness, permite entender melhor a utilização de recursos entre os organismos e seu ambiente (SHAFFER et al., 2003).

No atual cenário de mudanças climáticas e ambientais, marcadores biológicos mostram-se como uma ferramenta importante na determinação do condicionamento (*fitness*),

de diversos grupos de organismos, entre eles os peixes. Deste modo, esta dissertação foi desenvolvida buscando evidenciar que a poluição orgânica em um estuário tropical, conjuntamente com o hábito alimentar, tem efeitos diretos no fitness de peixes estuarinos, com bases em parâmetros de fecundidade e de crescimento de diferentes populações que utilizam um estuário urbano tropical.

## **2 PERGUNTA E HIPÓTESE**

### **2.1 Pergunta**

As variações nas concentrações de poluentes em estuários afetam os componentes reprodutivo e de crescimento do fitness e a dieta de peixes estuarinos?

### **2.2. Hipótese**

Maiores níveis de poluição orgânica influenciam negativamente nos componentes reprodutivos e de crescimento do fitness das espécies de peixes estuarinos, além de influenciar da dieta das espécies de peixes.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1. Objetivo Geral**

Analisar o fitness e a dieta de quatro espécies de peixes residentes estuarinos, e comparar se as variações espaciais e temporais nos parâmetros dos níveis da poluição orgânica são preditores no condicionamento dos peixes e influenciam no hábito alimentar dos peixes.

#### **3.2. Objetivos específicos**

- Comparar as diferenças intrapopulacionais na dieta e os efeitos dessas variações no fitness dos indivíduos;
- Verificar diferenças nos parâmetros de poluição orgânica entre as zonas amostradas e entre os períodos amostrais (período chuvoso e período seco);
- Verificar a presença de efeitos da poluição orgânica sobre as métricas de fitness (crescimento e fecundidade);
- Inferir se a distribuição das espécies de peixes é influenciada pelos parâmetros de poluição
- Observar se existe relações entre os níveis de poluição e hábitos alimentares específicos

## 4 CAPÍTULO 1

### EFEITOS DOS NÍVEIS DA POLUIÇÃO ORGÂNICA SOBRE O FITNESS E A DIETA DE PEIXES ESTUARINOS

Breno Silva Macário<sup>1</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>1</sup>

Universidade Estadual da Paraíba, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação<sup>1</sup>

**Resumo:** Este trabalho teve como objetivo evidenciar os efeitos de dois poluentes orgânicos sobre a fecundidade, crescimento e dieta de quatro espécies de peixes residentes em um estuário tropical: *Anchoa januaria*, *Atherinella brasiliensis*, *Hyporhamphus unifasciatus* e *Rhinosardinia bahiensis*. Os maiores índices de poluição foram registrados na estação seca, com as maiores concentrações de ortofosfato e compostos nitrogenados registrados na zona superior do estuário. A dieta das espécies baseou-se principalmente em zooplâncton, invertebrados bentônicos e insetos. Os insetos representaram um importante recurso alimentar nas áreas mais poluídas, enfatizando a importância das presas alóctones em estuários impactados. Os modelos GLMM evidenciaram que os poluentes orgânicos, principalmente o NO<sub>2</sub>, tem impacto direto no crescimento e na reprodução das espécies de peixes. Os resultados enfatizam o papel das espécies de peixes estuarino-residentes como uma importante ferramenta no biomonitoramento dos ecossistemas estuarinos, estabelecendo esses espécimes como sentinelas ecossistêmicas em estuários tropicais da costa brasileira.

**Palavras-chave:** História de Vida, Estuários Tropicais, Poluição, Fosfato, Nitrito.

**Abstract:** This article aimed to highlight the effects of two organic pollutants on feundity, growth and diet of four estuarine resident fishes in the tropical estuary: *Anchoa januaria*, *Atherinella brasiliensis*, *Hyporhamphus unifasciatus* and *Rhinosardinia bahiensis*. The highest levels of pollution were recorded in the dry season, with the highest concentrations of orthophosphate and nitrogen compounds recorded in the upper zone. The diet of the species was mainly based on zooplankton, benthic invertebrates and insects. The insects represented an important food resource in the most polluted areas, emphasizing the importance of allochthonous prey in impacted estuaries. The GLMM model showed that organic pollutants, mainly NO<sub>2</sub>, have a direct impact on the growth and fish reproduction. The results emphasize the role of estuarine-resident fish species as an important tool in the biomonitoring of estuarine ecosystems, establishing these specimens as ecosystem sentinels in tropical estuaries in Brazilian coast.

**Keywords:** Life Story, Tropical Estuaries, Pollution, Phosphate, Nitrite.

## 4.1 Introdução

Os ambientes costeiros são ecossistemas com altas taxas de produtividade biológica (WATANABE et al, 2015), que favorece a função de berçário atribuída a estes ecossistemas (SEITZ et al., 2013). Entre esses ambientes, os estuários são o habitat que abriga diversas espécies de peixes que pertencem a diferentes guildas ecológicas (DOLBETH et al., 2016). Dentre essas, existe um grupo de espécies que dependem dos estuários ou de áreas adjacentes em alguma fase do seu ciclo de vida, chamadas estuarinas dependentes (ELLIOTH et al., 2007). A utilização do ambiente estuarino, devido a essa conexão para o recrutamento por essas espécies, são um importante indicador biológico do bem-estar dos ecossistemas estuarinos (JAMES et al.,2019).

O *fitness* darwiniano (DEMETRIUS e ZIEHE, 2007) é uma propriedade evolutiva moldada por fatores ecológicos que determina o condicionamento ótimo de um indivíduo em um determinado habitat. O *fitness* pode ser compreendido em diferentes componentes, entre os quais destacam-se os componentes reprodutivos ou de fecundidade, e também o componente de crescimento (LOWERRE-BARBIERI et al., 2017; CROSSIN et al., 2017). O estudo das métricas que determinam o *fitness* de indivíduos pertencentes às populações mostra-se uma importante ferramenta para o entendimento das respostas populacionais a mudanças em seus ecossistemas (ÖBERG et al., 2014), além de fornecer perspectivas futuras ao que diz respeito à estrutura das populações em seus habitats (CHEUNG et al., 2013; HALLOWED et al.,2013; THIAULT et al., 2019).

Os estuários vêm sofrendo ao longo do tempo com o crescimento desordenado de grandes centros urbanos, sendo considerados hoje em dia como um dos principais ecossistemas susceptíveis aos impactos antrópicos (FREEMAN et al., 2019). O crescimento das cidades demonstra um grande ameaça para a fauna íctica (BROOK et al., 2018; ZAPATA et al, 2018). Dentre os principais impactos destacam-se o incremento de matéria orgânica através da descarga de esgoto doméstico e industrial (FREEMAN et al., 2019), poluição luminosa (O'CONNOR et al., 2019), poluição sonora (KUNC et al., 2016), sobre- exploração dos recursos pesqueiros (MAITRA et al., 2018), além da especulação imobiliária (FREEMAN et al., 2019). Todas elas são elementos modeladores das assembleias de peixes e limitadores do *fitness* nos indivíduos que utilizam os estuários em algum momento do seu ciclo de vida (ROBERTS et al., 2019).

Devido à plasticidade dos organismos vivos, o *fitness* pode ser estimado utilizando-se de diversas ferramentas, desde ferramentas moleculares com a utilização de índices

bioquímicos, a exemplo da razão RNA/DNA (BLASINA et al., 2020), até o uso de corticoides para a mensuração das taxas de produtividade de moléculas de resistência ao estresse (AZIZI- LALABADI e PIRSAHEB, 2021). Porém, ferramentas mais simples também são importantes para mensurar o *fitness* dos indivíduos. Por exemplo, podemos citar o índice de Fulton (Fator K), e índices ligados a características reprodutivas (por exemplo, o índice gonadossomático), ou até mesmo medidas mais simples como comprimento dos indivíduos e o número de ovócitos (LOWERRE-BARBIERI et al., 2015; CRAIG et al., 2017) também são parâmetros que auxiliam na avaliação do *fitness*.

Outro importante ponto para a compreensão da dinâmica das populações é o entendimento das relações tróficas entre e dentre espécies (BAETA et al., 2017). As mudanças nas variações interespecíficas e intraespecíficas nos hábitos alimentares das espécies, são indicativos das mudanças na disponibilidade alimentar em consequência das alterações ambientais (ARAÚJO et al., 2016; FERREIRA et al., 2019). Além disso, os impactos antrópicos nos habitats estuarinos têm efeitos na estrutura trófica (BODIN et al., 2014; BARLETTA et al., 2019), e cumulativamente efeitos nas taxas de fecundidade (BODIN et al., 2014), crescimento (YEAGER, et al., 2014) e sobrevivência das espécies de peixes. Consequentemente, esses efeitos são expressos no *fitness* dos indivíduos pertencentes às diferentes populações (LE PAPE e BONHOMMEAU, 2015).

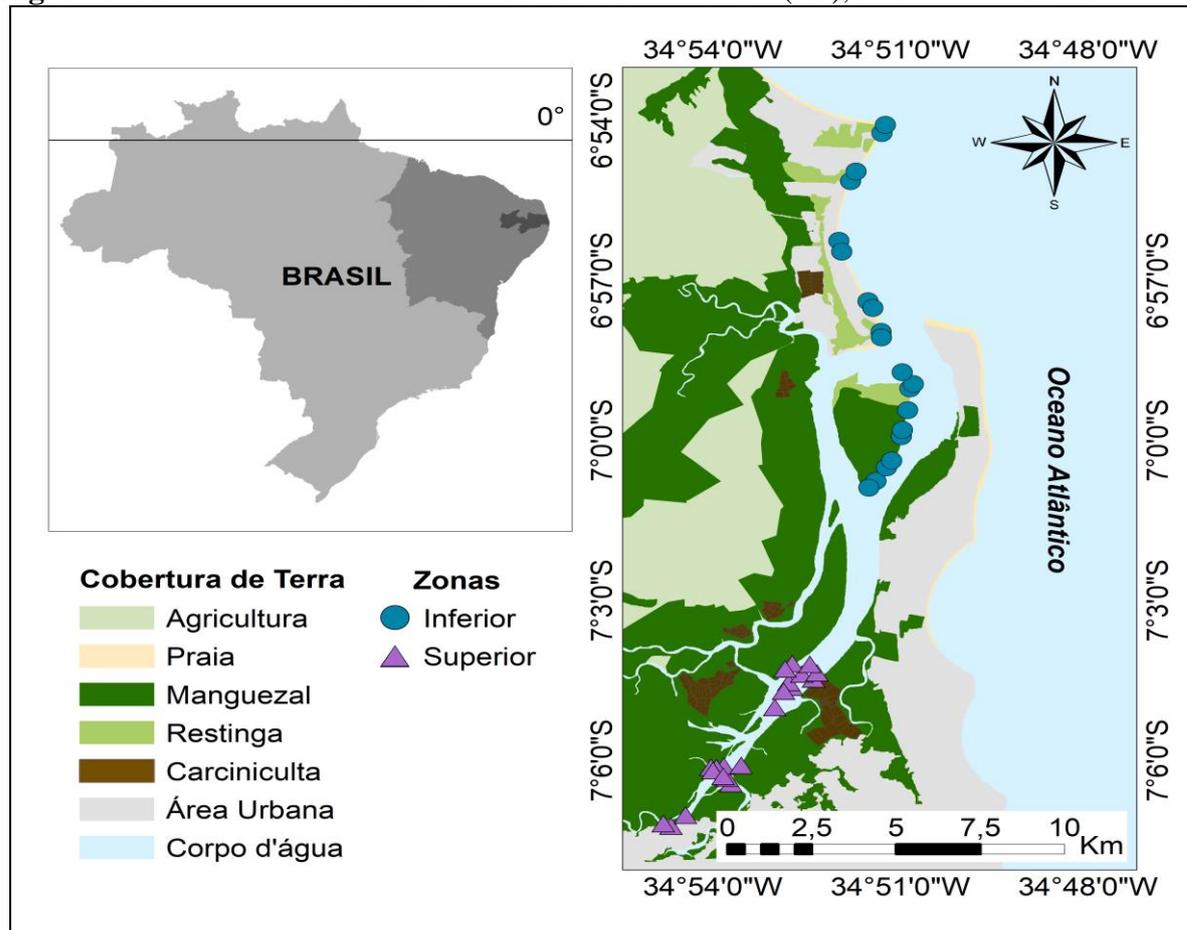
Neste trabalho objetivou-se relacionar os parâmetros ambientais que indicam poluição orgânica ( $\text{NO}_2$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ ) e suas variações espaciais e temporais, e seus efeitos nas relações tróficas de espécies de peixes estuarinos e no *fitness* dos indivíduos. A hipótese de que a poluição orgânica, conjuntamente com as relações tróficas, influencia negativamente o *fitness* dos indivíduos de espécies de peixes estuarinos foi testada.

## **4.2 Metodologia**

### **4.2.1 Área de estudo e amostragem**

O trabalho foi desenvolvido no estuário do Rio Paraíba do Norte ( $34^{\circ}50'00''\text{S}$  a  $6^{\circ}55'00''\text{W}$  e  $7^{\circ}7'30''\text{W}$ ) (Figura 1), localizado nos municípios de Baeyux, Cabedelo, João Pessoa, Lucena e Santa Rita, no litoral do estado da Paraíba, Brasil. Segundo o IBGE (2019), cerca de 2/3 da população do estado da Paraíba vive na região da bacia do Rio Paraíba, sendo que quase 1 milhão de habitantes vivem ao entorno da região estuarina.

**Figura 1:** Área de estudo: Estuário do Rio Paraíba do Norte (PB), Nordeste do Brasil



O clima na região é do tipo “AS” de Köppen-Geiger com temperatura média anual entre 24°C e 26°C, precipitação variando de 2000 mm a menos de 30 mm por período sazonal, apresentando picos chuvosos entre os meses de fevereiro a julho e os picos de seca entre os meses de agosto a janeiro (ALVARES et al., 2013), nas margens do estuário encontra-se fragmentos de florestas de mangue, com alto teor de matéria orgânica, constituídas em sua maioria por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *A. schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* (QUEIROGA et al., 2012; VASCONCELOS et al., 2014). Devido à forte influência de sedimentos de origem transicional (continental-oceânico) há a formação de ilhas no interior do estuário do rio Paraíba, entre elas destacam-se as ilhas da restinga (DE LAVOR et al., 2020). A região estuarina do Rio Paraíba, foi indicada pelo Ministério do Meio Ambiente, através da portaria 9/2007, como área prioritária para a conservação, tanto pelo seu valor ecossistêmico, como pelo valor de sua fauna e flora (MMA, portaria nº 9, 2007).

O estuário está localizado em uma planície flúvio-marinha, envolvendo uma área de aproximadamente 260 km<sup>2</sup> (GUEDES, 2002). O canal principal do estuário tem aproximadamente 27 km de extensão, e recebe ao longo do seu leito uma alta descarga de matéria orgânica. Além disso, o sistema estuarino do Paraíba recebe água de oito rios afluentes (Rios Portinho, Tiriri, da Ribeira, da Guia, Sanhauá, Paroeira, Tambiá e Mandacaru) que drenam grande parte de carga orgânica e industrial da região metropolitana (AESAs, 2013). As águas do estuário do Rio Paraíba podem ser caracterizadas por apresentarem pH levemente ácidos e com parâmetros físico-químicos fora dos adequados segundo os valores de referência da CONAMA N°357/2005, principalmente nas zonas mais salobras do estuário (CORREIA et al., 2015). Além disso, o Rio Paraíba ao longo de seu leito, apresenta 5 grandes represas, o que limita o aporte de água doce no estuário durante boa parte do ano, entre as principais barragens encontradas ao longo do leito do rio destacam-se os açudes: Argemiro Figueredo (Acauã), Epitácio Pessoa (Boqueirão), Camalaú, Cordeiro e Poções (AESAs, 2021).

As amostragens ocorreram durante o ano de 2019, sempre durante os períodos de maré de sizígia nos meses de julho (fim da estação chuvosa) e outubro (início do período de estiagem). Para as amostragens o estuário foi dividido em duas zonas: a zona superior caracterizada pela maior influência dos rios que são responsáveis pelo maior aporte de efluentes domésticos e industriais, e a zona inferior caracterizada pela maior influência marinha provenientes das águas oceânicas. Em cada zona foram estabelecidos 10 pontos de amostragens, sendo que em cada ponto foram realizadas duas réplicas. Para a amostragem da ictiofauna foram realizados arrastos de praia, utilizando-se de redes com 10 metros de comprimento e 1,5 metros de altura, cada arrasto teve duração de aproximadamente 3 minutos. Os peixes amostrados foram armazenados em gelo e posteriormente foram acondicionados em solução de formaldeído a 10% durante 24h e conservados em álcool 70% até a realização dos procedimentos laboratoriais. Esta pesquisa foi realizada no âmbito da Coleção SISBIO de licença para espécies número 24557-1 emitida pelo ICMBio, Agência Ambiental Brasileira.

Antes de cada arrasto foram aferidas a salinidade, temperatura (°C), profundidade (cm) e a transparência (cm). Para tal etapa, foi utilizado para verificar a salinidade um refratômetro ótico, a temperatura foi aferida utilizando-se um termômetro de mercúrio portátil, a profundidade e transparência foram aferidas utilizando-se um disco de Secchi e um profundímetro, respectivamente. Para análise da concentração dos nutrientes na água (ortofosfato, fosfato, nitrito, nitrato e amônia), foram coletadas duas amostras de 1L de água em cada zona estuarina, e posteriormente analisadas no laboratório, seguindo a metodologia

proposta por STRICKLAND e PARSONS (1972). Os dados de vazão do Rio foram obtidos na plataforma virtual Baías do Brasil (<http://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/>) (Acesso em outubro de 2021).

#### **4.2.2 Processamento de dados**

Foram escolhidas 4 espécies de peixes abundantes para o estudo: *Anchoa januaria*, *Atherinella brasiliensis*, *Hyporhamphus unifasciatus* e *Rhinosardinia bahiensis*. Para cada peixe foram aferidos o comprimento total (CT, em mm), e o peso total (PT, em gramas), peso das gônadas (PG, em gramas), a contagem do número de ovócitos para as fêmeas cujos os ovários se encontravam em estado adequado para a desova (fêmeas maduras), o estágio de maturação e a composição da dieta.

Para o estudo do fitness ecológico, três abordagens foram utilizadas: O Índice Gonadossomático (IGS), o fator de condição de Fulton (fator K). e a contagem relativa de ovócitos por fêmea.

Para calcular o IGS, utilizamos a metodologia descrita em VAZZOLER (1996), onde adotamos a seguinte equação:

$$\text{IGS} = (\text{PG}/\text{PT}) * 100\%$$

onde IGS é o valor do índice gonadossomático em porcentagem, PG= é o peso da gônada do indivíduo analisado e PT = ao peso total do indivíduo analisado. O IGS foi calculado também para juvenis nesse trabalho para que seus valores fossem utilizados na abordagem GLMM.

O fator K de Fulton foi calculado conforme Froese (2006), utilizando-se da seguinte equação:

$$\text{K} = 100 * (\text{PT}/\text{CT}^3)$$

Onde: K= é o valor do índice de condicionamento, PT = ao peso total do indivíduo e CT = é o comprimento total do indivíduo em cm.

Por vez a contagem dos ovócitos foi estimada por gravimetria, onde foram retiradas subamostras das gônadas das fêmeas, as subamostras foram pesadas e então foi feita a contagem dos ovócitos na subamostras, posterior mente, calculou- se o número de ovócitos pela seguinte equação:

$$\text{F} = \text{nPG}/\text{g}$$

onde: F= fecundidade (número total de ovócitos); n= número de ovócitos na subamostra; PG= peso total dos ovários, g= peso da subamostra na mesma unidade.

E para determinar se os indivíduos eram juvenis ou adultos utilizamos as literaturas de SANTOS et al. (2007) para *A. januaria* (juvenis  $\leq 65$  mm), FAVERO et al. (2019) para *A. brasiliensis* (juvenis  $\leq 80$  mm) e *H. Unifasciatus* (juvenis  $\leq 140$  mm) e CLARK e PESSANHA (2015) para *R. Bahiensis* (juvenis  $\leq 70$  mm).

Os exemplares dos peixes que tiveram sua dieta avaliada, as presas ingeridas foram identificadas com auxílio de estereó-microscópio até o menor nível taxonômico possível. Após a identificação, o volume das presas foi aferido utilizando-se de placas volumétricas milimetradas e posteriormente foram calculados a frequência volumétrica (FV%), para caracterização da dieta por espécie (BRITO et al., 2019). Para a análise da dieta as presas foram agrupadas em grandes grupos taxonômicos (Apêndice 1). Quando identificados a presença de plásticos nos estômagos dos peixes foi adotado o valor 1 para o volume independentemente da quantidade de partículas. Também se calculou o índice de vacuidade (VI%) alimentar, onde:

$$VI = NEv/Net$$

assumindo que NEv é o número de estômagos vazios e NEt é o número total de estômagos abertos), para verificar a intensidade de forrageamento das espécies de peixes (BLASINA et al., 2020) de acordo com a variação espaço-temporal. E para avaliar a amplitude de nicho das espécies, utilizamos o índice de Shannon (SÁNCHEZ-HERNÁNDEZE e COBO, 2012).

#### 4.2.3 Análises estatísticas

Para testar diferenças significativas nas variáveis ambientais (salinidade, temperatura, transparência, profundidade, fosforo, ortofosfato, nitrito, nitrato e amônia), primeiramente observamos se houve colinearidade através da correlação linear de Pearson, quando houve colinearidade mantivemos apenas uma das variáveis colineares, posteriormente, testada a colinearidade empregamos uma PERMANOVA em matriz Euclidiana, com 9999 permutações (ANDERSON et al., 2008). As análises foram realizadas no software R. (versão 4.0.1). Além disso, executamos uma análise de componentes principais (PCA) para verificar o comportamento das variáveis ambientais, a PCA foi realizada utilizando-se do software Primer + PERMANOVA, versão 6.1.

O teste de Shapiro Wilk foi empregado conjuntamente com histograma de distribuição para testar a normalidade das variáveis respostas: IGS, Fator K e número estimado de ovócitos em cada espécie. Testada a normalidade dos dados, as variáveis respostas foram

submetidas conjuntamente com as variáveis ambientais em modelo linear generalizado de efeito misto (GLMM), utilizando-se do pacote lme4, para os modelos utilizamos como família Gaussian. Nos modelos GLMM, para o IGS e fator K utilizamos como variáveis de efeito fixo a concentração de  $\text{NO}_2^-$  e de  $\text{PO}_4^{3-}$ , além do sexo e da dieta e como efeitos aleatórios, utilizaram-se as zonas e estações. E nos modelos para o número de ovócitos foram adicionados o comprimento dos peixes como variável de efeito fixo, além das já utilizadas nos modelos para IGS e K. Construídos os modelos, eles foram reduzidos até o seu modelo mínimo adequado, seguindo o princípio da Akaike.

E a dieta foi analisada utilizando-se do SIMPER utilizando os fatores: tamanho, estação, zona e sexo. E as análises do SIMPER foram realizadas no software Primer + PERMANOVA, versão 6.1.

## 4.3 Resultados

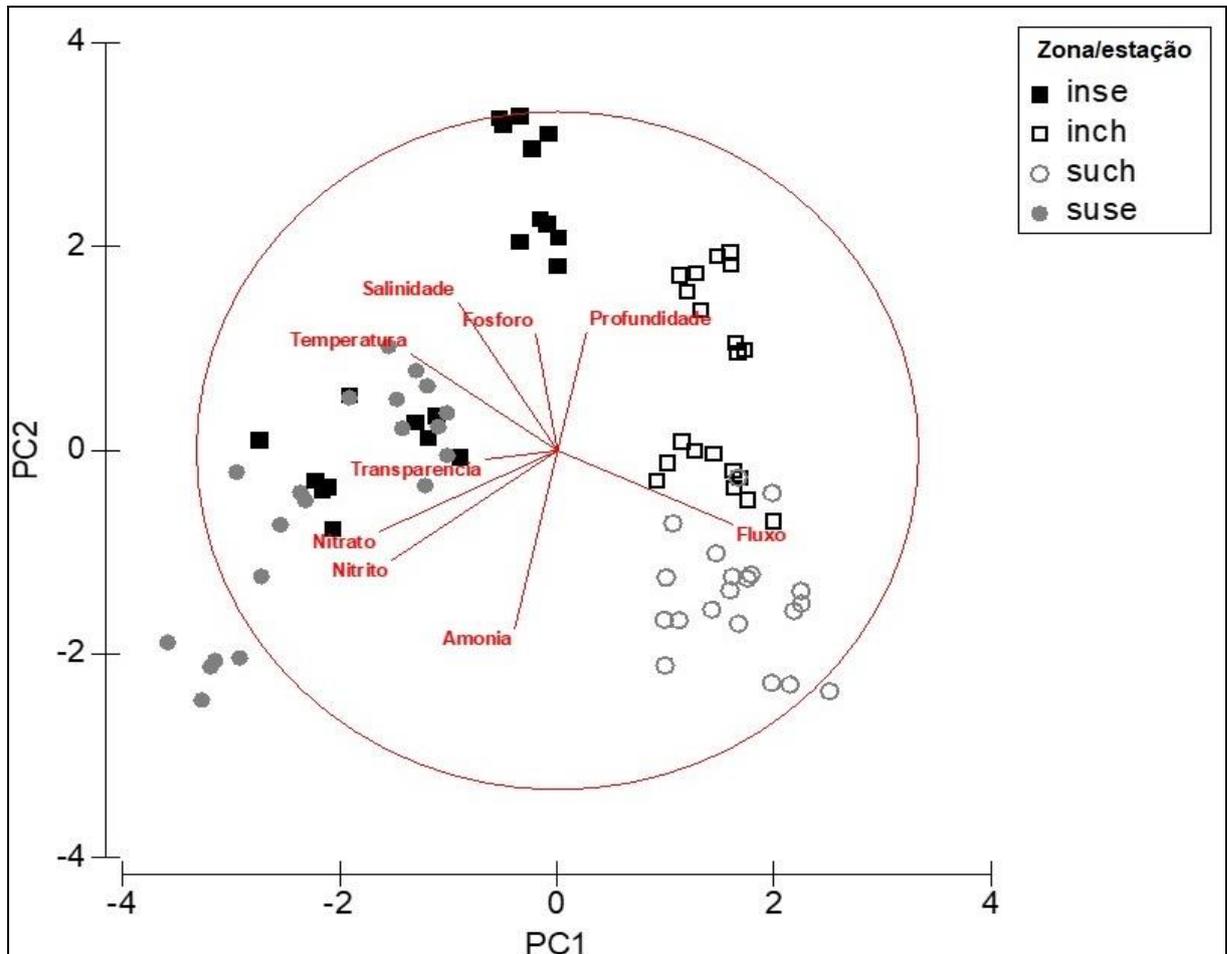
### 4.3.1 Variáveis ambientais

O conjunto das variáveis ambientais do estuário do rio Paraíba apresentam diferenças entre as zonas (PERMANOVA: Pseudo-F= 26,53; P= 0,0001) e estações do ano (PERMANOVA: Pseudo-F= 29,54; P= 0,0001), com interação significativa entre os fatores analisados (PERMANOVA: Pseudo-F= 12,03; P= 0,0001). Especialmente, as variáveis de transparência, ortofosfato, nitrito, nitrato e amônia tiveram seus maiores valores registrados na zona superior, enquanto salinidade, temperatura, profundidade e fósforo tiveram seus maiores valores registrados na zona inferior do estuário do rio Paraíba (Figura 2). Temporalmente, os maiores valores para as variáveis ambientais foram registrados no período da seca, com exceção da profundidade e da amônia que foram maiores na chuva (Figura 2). Os resultados da PERMANOVA univariada evidenciaram diferenças significativas nos parâmetros ambientais no estuário do Rio Paraíba, tanto entre zonas ( $p < 0,05$ ), como entre períodos (Tabela 1).

A análise de componentes principais (PCA), evidenciou que os eixos PC1 e PC2 tiveram respectivamente 34,3% e 24,5% de explicabilidade, respectivamente (Tabela 2). O eixo PC1 correspondeu ao eixo temporal, com a estação chuvosa com maior correlação com o fluxo do rio, enquanto a estação seca com as variáveis de nitrito e nitrato. Já o eixo PC2, representou o gradiente espacial do estuário, relacionando a zona inferior com fósforo,

temperatura, salinidade e profundidade, e a zona superior com compostos nitrogenados (nitrito, nitrato e amônia) (Figura 3).

**Figura 2:** Diagrama da ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais do rio Paraíba. inse= Zona inferior na seca; inch= Zona inferior na chuva; such= Zona superior na chuva; suse= Zona superior:



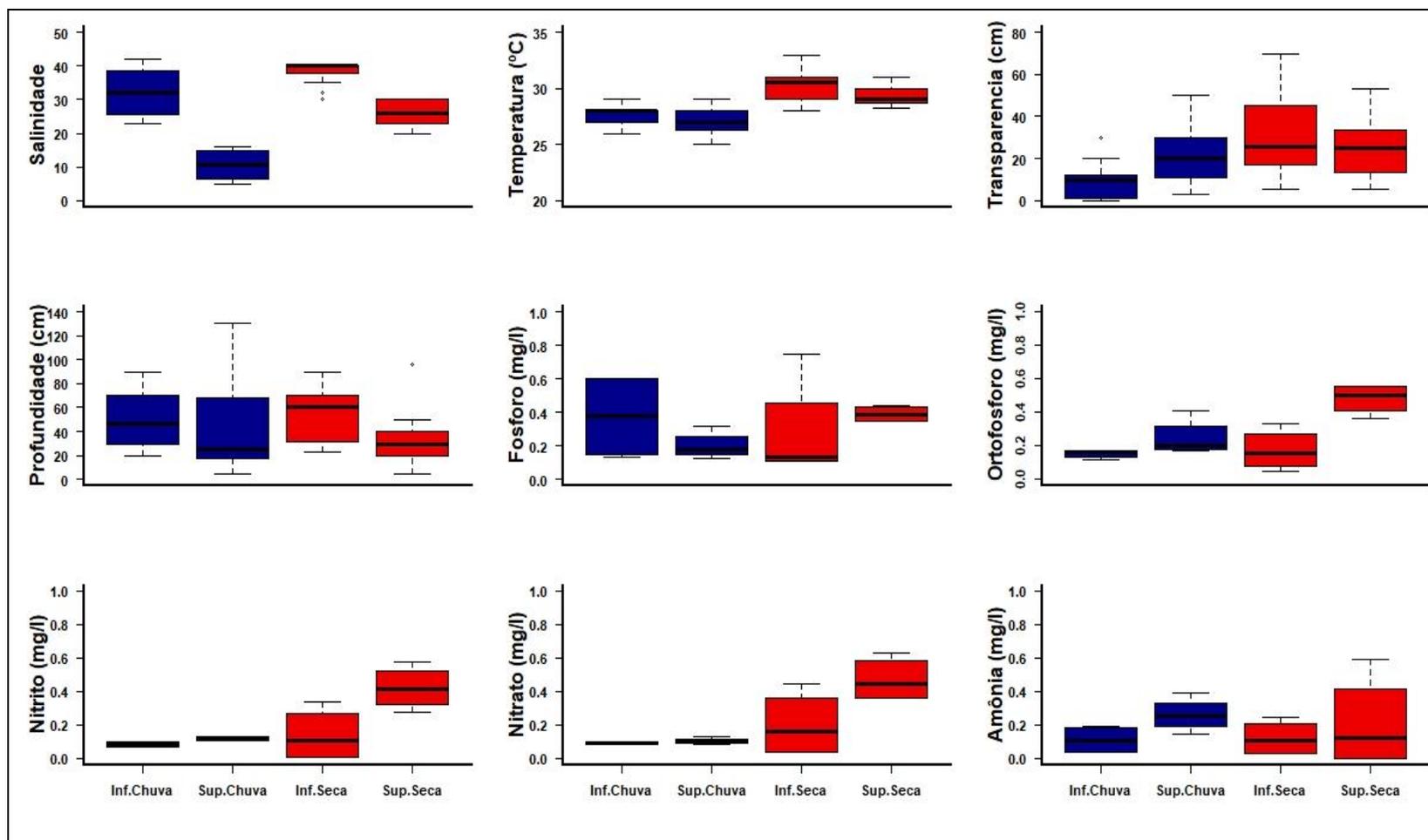
**Tabela 1:** Resultados da PERMANOVA univariada para as variáveis ambientais do estuário do rio Paraíba do Norte, PB. Legendas: \* =  $p < 0,05$ ; \*\* =  $p < 0,005$ ; \*\*\* =  $p < 0,0005$  e ns = Não significativo.

		Salinidade	Temperatura	Transparência	Profundidade	Fósforo Total	Ortofosfato	Nitrito	Nitrato	Amônia
<b>Fatores</b>	df	Pseudo-F	Pseudo-F	Pseudo-F	Pseudo-F	Pseudo-F	Pseudo-F	Pseudo-F	Pseudo-F	Pseudo-F
<b>Zona (Zo)</b>	1	179,64**	84,80**	73,667**	12,11**	0,14 <sup>ns</sup>	105,58**	59,61**	35,31**	12,28**
<b>Estação (Es)</b>	1	100,42**	106,65**	17,21**	0,16 <sup>ns</sup>	14,60 <sup>ns</sup>	39,58**	71,49**	100,47**	0,97 <sup>ns</sup>
<b>Zo x Es</b>	1	41,72**	0,23 <sup>ns</sup>	9,58**	11,21 <sup>ns</sup>	13,87**	28,17**	34,80**	28,56**	14,94 <sup>ns</sup>
<b>Resíduos</b>	76									
<b>Total</b>	79									

**Tabela 2:** Coeficientes de autovalores das componentes principais e parâmetros ambientais amostrados no estuário do rio Paraíba do Norte, PB.

Variáveis ambientais	PC1	PC2
Fluxo	0,488	-0,218
Salinidade	-0,275	0,438
Temperatura	-0,406	0,285
Transparência	-0,199	-0,025
Profundidade	0,080	0,349
Fosforo	-0,060	0,344
Nitrito	-0,461	-0,324
Nitrato	-0,495	-0,240
Amônia	-0,119	-0,526
<b>Eigenvalues</b>	3,09	2,21
<b>%Variation</b>	34,3	24,5

**Figura 3:** Box-plot da variação espaço-temporal dos parâmetros ambientais aferidos nas diferentes zonas amostradas no estuário do rio Paraíba-PB, Nordeste do Brasil. Box-plot: mediana, amplitudes inter-quartis, valores máximos e mínimos. Inf.Seca= Zona inferior na seca; Inf.Chuva= Zona inferior na chuva; Sup.Chuva= Zona superior na chuva; Sup.Seca= Zona superior na seca



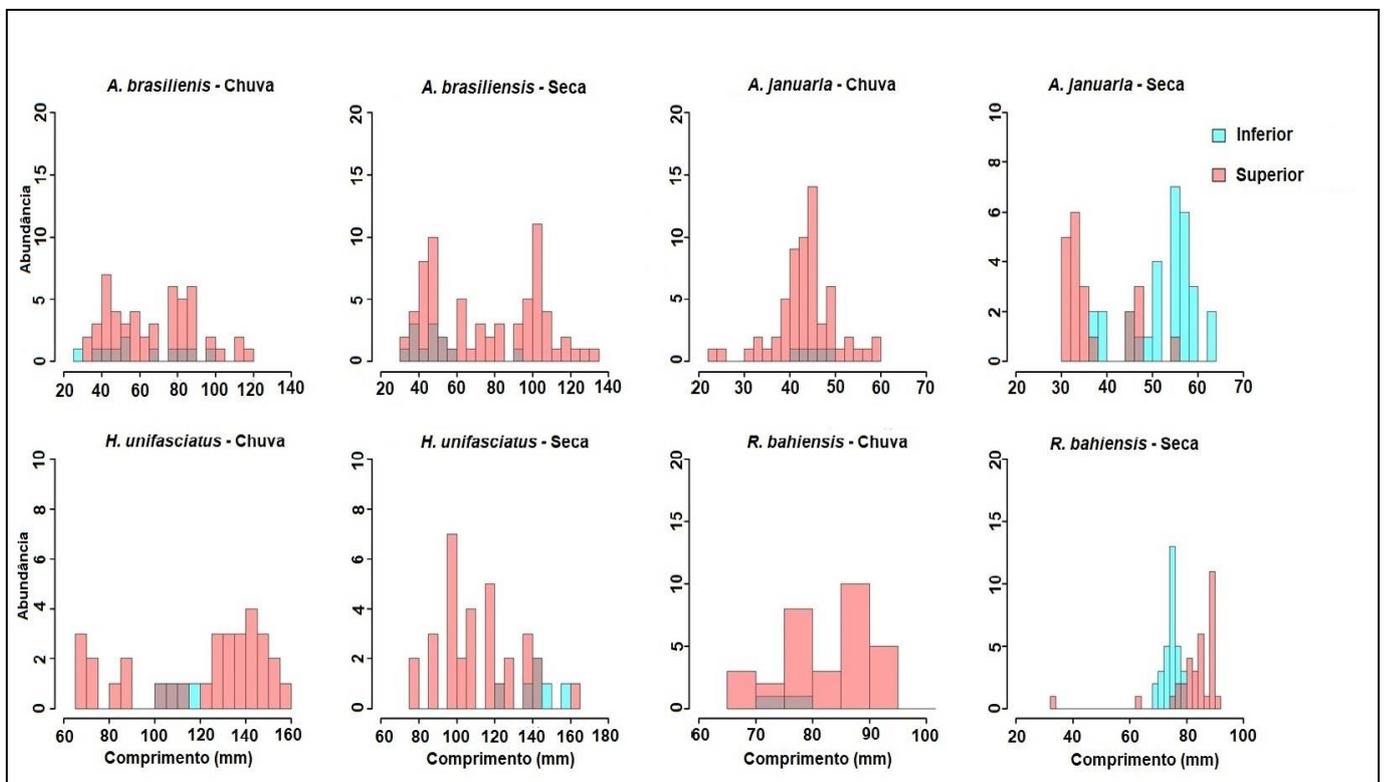
### 4.3.2 Estrutura populacional

Ao total 427 indivíduos foram analisados, sendo que destes 145 eram da espécie *A. brasiliensis*, 114 de *A. januaria*, 70 de *H. unifasciatus* e 98 de *R. bahiensis*. A maior parte dos indivíduos foi coletada no período de chuvas na zona superior (n= 176 indivíduos) (Figura 4)

Com relação ao tamanho, a maioria dos indivíduos das populações estudadas foi considerada juvenil, com exceção de *R. bahiensis* (Figura 4). No caso de *A. januaria*, todos os indivíduos foram juvenis (<65 mm), e tiveram maiores abundâncias durante o período de chuva na zona superior (Figura 4). Para *R. bahiensis*, 91% (n=90) da população foi representada por adultos, com maior representatividade destes durante o período de seca na zona superior (Figura 4). Ao analisar os dados de *A. brasiliensis*, 61% dos indivíduos (n= 91) eram juvenis e estes foram registrados com maior abundância na zona superior na chuva; já os adultos (n=54) tiveram seus maiores registros na seca nessa mesma zona (Figura 4).

A espécie *H. unifasciatus* também apresentou grande parte dos indivíduos como juvenis (n= 52) durante a seca, enquanto os adultos (n=18) durante o período da chuva.

**Figura 4:** Histograma com a abundância espaço-temporal dos diferentes comprimentos totais (mm) das quatro espécies de peixes no estuário do rio Paraíba



### 4.3.3 Dieta

O estudo da dieta evidenciou o consumo de 44 presas (Tabela 3) distintas pelas espécies estudadas, sendo representadas principalmente por presas do Zooplâncton (Apêndice 1). A espécie *R. bahiensis* foi a espécie que ingeriu o maior número de presas (n=24), seguido por *A. brasiliensis* (n=23), *A. januaria* (n=18) e *H. unifasciatus* (n= 16). O índice de vacuidade alimentar mostrou que atividade de forrageamento diferiu entre as zonas e as estações. Os maiores valores do índice de vacuidade foram registrados na zona inferior, principalmente durante o período da seca (Tabela 4). Analisando por espécie, verificou-se que para *A. januaria* e *A. brasiliensis* demonstraram uma menor atividade alimentar durante a seca e período chuvoso, respectivamente (Tabela 4).

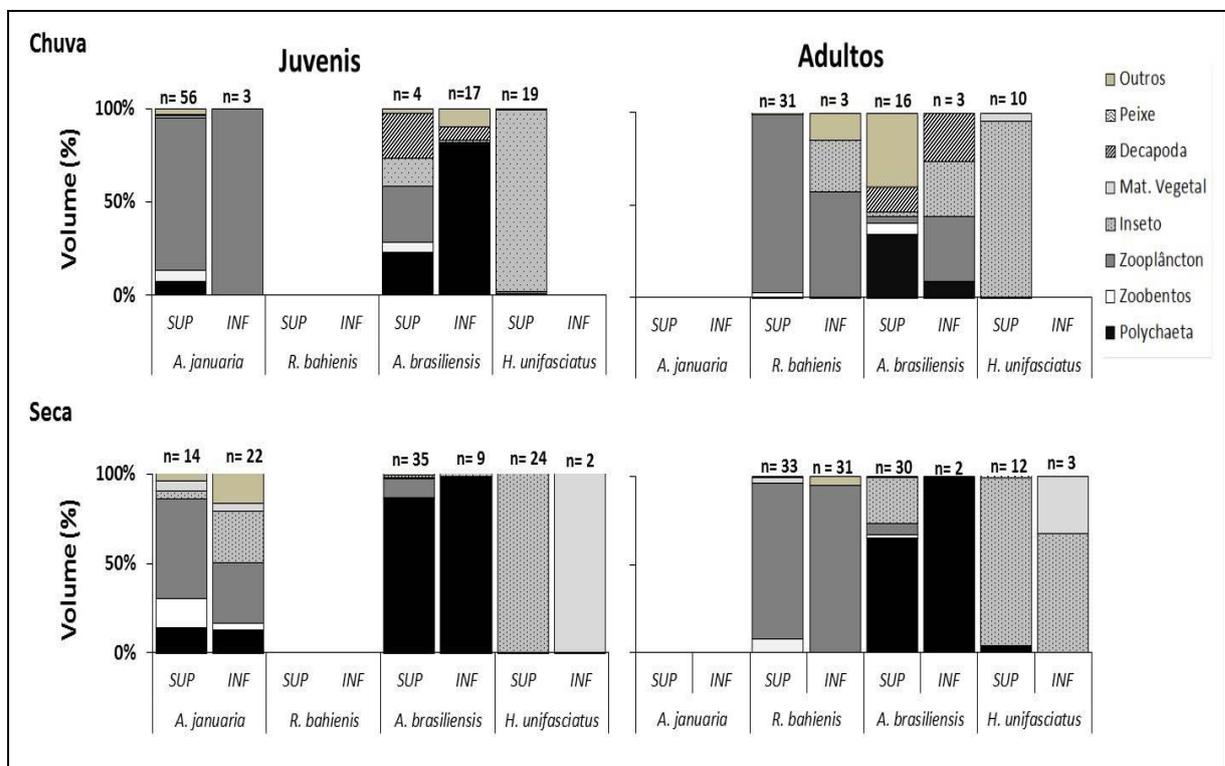
**Tabela 4:** Índice de Vacuidade alimentar (VI%) para as quatro espécies de peixes estuarino-residentes capturados no estuário do rio Paraíba (PB).

<b>Índice de Vacuidade alimentar (%)</b>				
<b>Espécies</b>	<b>Chuvainferior</b>	<b>Chuva superior</b>	<b>Secainferior</b>	<b>Seca superior</b>
<i>A. januaria</i>	0	9,67	26,66	33,30
<i>R. bahiensis</i>	0	0	0	3,03
<i>A. brasiliensis</i>	45,45	37,25	16,66	8,45
<i>H. unifasciatus</i>	0	6,45	0	12,12

A análise da frequência de volume dos itens consumidos pelas espécies indicou que houve uma variação muito mais relacionada ao tamanho dos indivíduos do que com uma variação espaço-temporal. Para os juvenis, durante o período da chuva, *A. januaria* teve a dieta das duas áreas do estuário baseada em Zooplâncton, enquanto *H. unifasciatus* se alimentou de Inseto na zona superior; já *A. brasiliensis* na zona inferior teve a dieta baseada em Polychaeta, Zooplâncton e Decapoda, e um predomínio de Polychaeta na zona inferior (Figura 5). Durante o período de seca, os juvenis de *A. januaria* e de *A. brasiliensis* em ambas as zonas tiveram a dieta composta principalmente de Zooplâncton e Polychaeta, respectivamente; já os juvenis de *H. unifasciatus* se alimentaram de insetos na zona superior e de Material vegetal na zona inferior do estuário (Figura 5).

Nos adultos, durante o período chuvoso podemos observar que a dieta de *R. bahiensis* foi caracterizada pelo consumo de zooplâncton nas duas zonas amostrais, enquanto de *H. unifasciatus* consumiram insetos na zona superior; *A. brasiliensis* na zona superior consumiu maiores volumes de Polychaeta e Decapoda, e na zona inferior Zooplâncton, Inseto e Decapoda. No período de seca, *R. bahiensis*, *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus* se alimentaram nas duas zonas de Zooplâncton, Polychaeta e Inseto, respectivamente (Figura 5).

**Figura. 5:** Percentagem volumétrica dos principais grupos de presas ingeridos por juvenis e adultos das espécies de peixes no estuário do Rio Paraíba do Norte, durante os períodos de chuva e seca, nas zonas superior e inferior. Legendas: SUP= Zona superior, INF= Zona inferior e n= Número de indivíduos.



A análise de contribuição da similaridade (SIMPER) (Apêndice 2), nos permitiu observar que para *A. januaria*, insetos e zooplâncton tiveram maior contribuição para a dissimilaridade observada temporalmente e espacialmente na dieta da espécie (Apêndice 2). Para *A. brasiliensis*, decápodes, peixes e outros tiveram uma contribuição significativa para a dissimilaridade observada entre estações, enquanto que insetos e peixes foram responsáveis por diferenciar a dieta de juvenis e adultos, nenhum item alimentar teve contribuição relevante para a dissimilaridade observada entre zonas (Apêndice 2). Já em *H. unifasciatus*, zooplâncton, zoobentos e outros foram responsáveis pelas diferenças na alimentação da

espécie comparando as estações, enquanto que insetos e matéria vegetal foram responsáveis por caracterizar a dissimilaridade entre zonas. Decápodes, insetos, matéria vegetal e zoobentos diferenciaram a dieta de adultos e juvenis (Apêndice 2). Para *R. bahiensis*, insetos, zooplâncton e zoobentos caracterizaram as diferenças na alimentação entre estações, zooplâncton, zoobentos e outros caracterizaram as diferenças entre as zonas inferior e superior, enquanto que não houveram diferenças significativas para a dieta de juvenis e adultos (Apêndice 2).

#### 4.3.4 Amplitude de nicho

O índice de Shannon nos mostrou que *A. januaria* foi a espécie com maior amplitude de nicho, seguida por *A. brasiliensis*, *H. unifasciatus* e *R. bahiensis*. Essa maior amplitude de nicho também foi observada quando isolamos os fatores, espaciais e temporais, tanto na chuva como na seca, *A. januaria* teve uma amplitude maior em relação as demais espécies e o mesmo foi observado quando analisamos os valores de  $H'$  entre zonas (Tabela 6).

Os valores de  $H'$  por estação foram maiores no período seco para os Clupeiformes: *A. Januaria*, *R. Bahiensis*, *A. brasilienses* e *H. unifasciatus* por vez, apresentaram uma amplitude de nicho maior no período chuvoso. Na análise espacial, todas as espécies, com exceção de *H. unifasciatus*, apresentaram maior amplitude de nicho na parte superior do estuário. Já na comparação por tamanho, os juvenis de *A. brasilienses* tiveram uma maior amplitude de nicho quando comparada com os adultos, por outro lado, os adultos em *H. unifasciatus* e *R. bahiensis* apresentaram uma maior amplitude de nicho quando comparado aos juvenis da espécie citada.

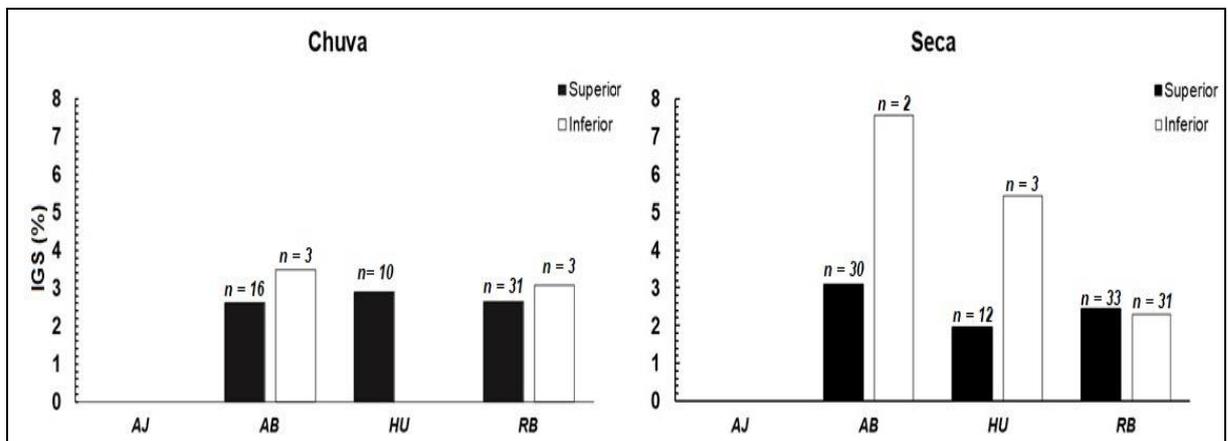
**Tabela 6:** Tabela com os valores do Índice de Shannon (H) para verificar a amplitude dos nichos das espécies de peixes capturadas no estuário do rio Paraíba do Norte.

Espécie	H'	Estações		Zonas		Tamanho	
		Chuva	Seca	Inferior	Superior	Juvenil	Adulto
<i>A. januaria</i>	2.16	1.94	2.10	1.60	2.15	-	-
<i>A. brasiliensis</i>	1.42	1.55	1.09	1.29	1.40	1.48	1.26
<i>H. unifasciatus</i>	0.94	0.95	0.70	0.63	0.87	0.61	1.20
<i>R. bahiensis</i>	0.85	0.45	1.44	0.76	0.60	0.43	0.87

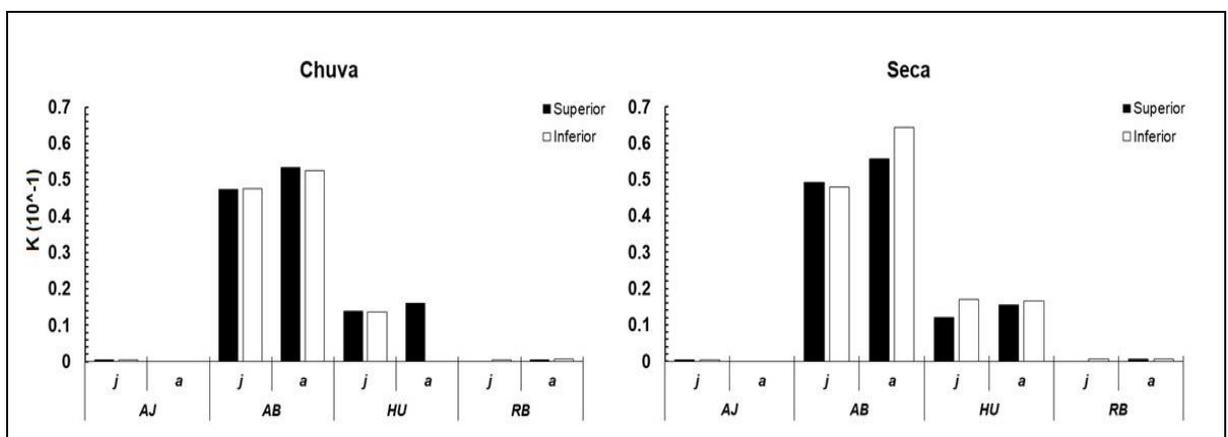
#### 4.3.5 Fitness ecológico

Em relação ao IGS, as espécies analisadas apresentaram maiores valores na zona inferior do estuário durante o período da seca (Figura 6). Já para o fator de condição (K) houve um pequeno aumento nos valores dos indivíduos juvenis e adultos quando comparados entre as estações de chuva e seca, sendo que *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus* apresentaram os maiores valores entre as espécies analisadas (Figura7).

**Figura 6:** Valores de IGS para as quatro espécies de peixes no estuário do Rio Paraíba, média para adultos nas estações de chuva e seca. Legendas: IGS= Índice gonadossomático, AJ= *Anchoa januaria*, AB= *Atherinella brasiliensis*, HU= *Hyporhamphus unifasciatus*, RB= *Rhinosardinia bahiensis*, j= Juvenis, a= Adultos e n = número de amostras.

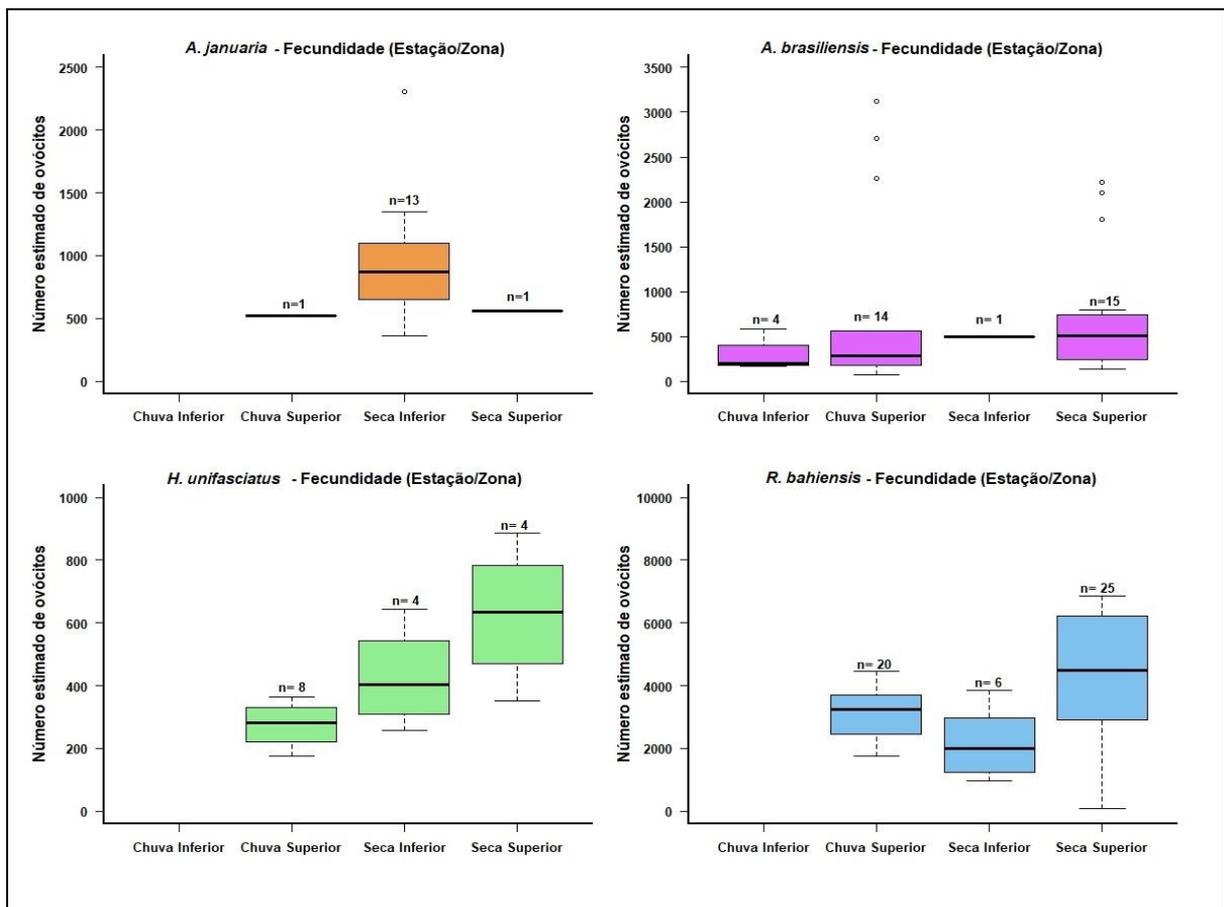


**Figura 7:** Valores de K para as quatro espécies de peixes no estuário do Rio Paraíba, médias para juvenis e adultos nas estações de chuva e seca. Legendas: K= Fator de condição de Fulton, AJ= *Anchoa januaria*, AB= *Atherinella brasiliensis*, HU= *Hyporhamphus unifasciatus*, RB= *Rhinosardinia bahiensis*, j= Juvenis e a= Adultos.

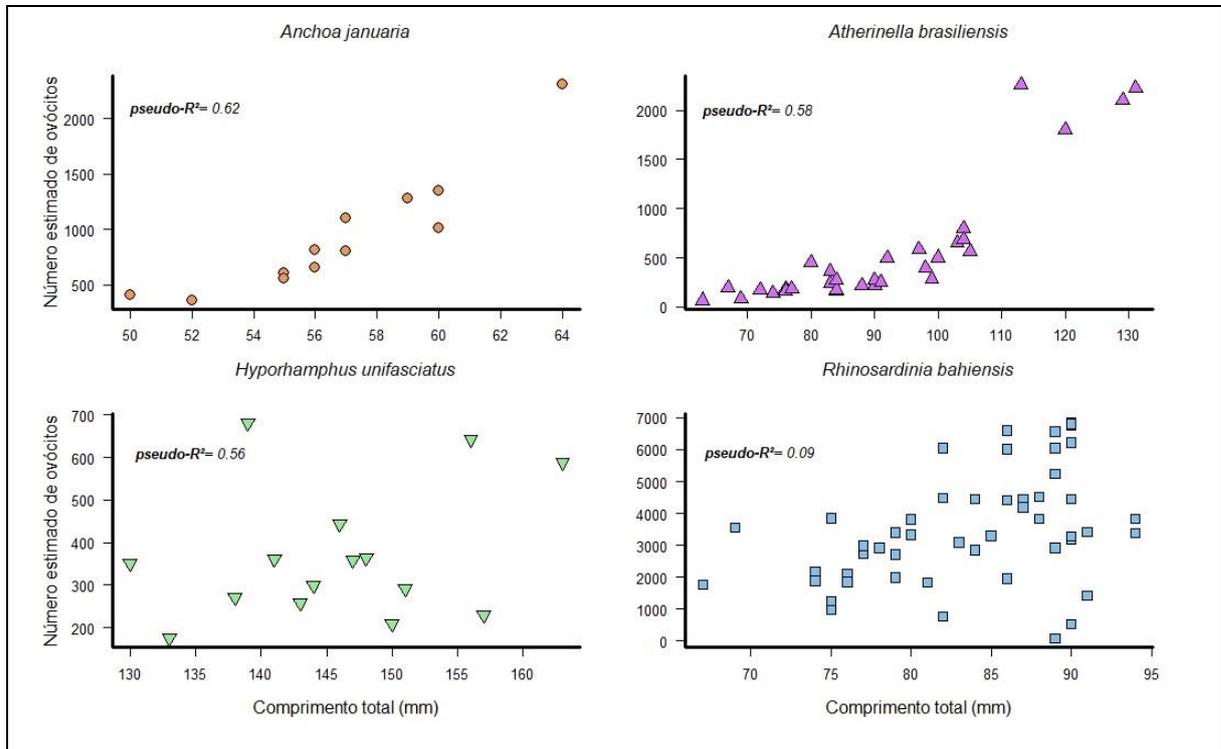


Quanto à fecundidade, *A. brasiliensis*, *H. unifasciatus* e *R. bahiensis* tiveram um maior número de ovócitos durante os meses de seca nos indivíduos capturados na zona superior do estuário. Somente *A. januaria* apresentou maior número de ovócitos na zona inferior do estuário (Figura 8). A relação entre o comprimento total das fêmeas e fecundidade apresentou crescimento linear para as espécies estudadas, indicando uma maior quantidade de ovócitos nas fêmeas de tamanho maior (Figura 9), a relação alométrica entre crescimento e produtividade é vista como uma importante ferramenta para o traçar de estratégia de conservação das assembleias de peixes, devido a essa relação nos permitir evidenciar a presença das BOFFFFs (do inglês: *big old fat fecund female fish*) descritas por HIXON et al. (2014).

**Figura 8:** Fecundidade de quatro espécies de peixes nas zonas inferior e superior nas estações de chuva e seca no estuário do rio Paraíba (PB). As linhas em negrito indicam medianas, limites indicam 25° e 75° dos percentis e amplitudes das linhas indicam a maior e a menor observação. Legendas: n= número de amostras analisadas.



**Figura 9:** Fecundidade para as quatro espécies de peixes de acordo com o comprimento total das fêmeas estuário do rio Paraíba (PB).



#### 4.3.6 Modelo GLMM da influência dos valores de Nitrito e fósforo sobre o fitness das espécies

Os modelos GLMM apresentaram resultados significativos para a influência das variáveis ambientais sobre os parâmetros do fitness. Valores significativos foram observados para o intercepto para IGS, fator K e número de ovócitos em todas as espécies (Tabela 7). Para o IGS, os valores de intercepto foram significativos para *A. januaria*, *H. unifasciatus* e *R. bahiensis*, o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> apresentou efeitos positivos significativos no IGS de *A. brasiliensis* e *A. januaria*. A concentração de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> foi significativa apenas para *A. januaria*, onde a mesma demonstrou um efeito de redução sobre a métrica citada. Além disso, o GLMM nos permitiu observar que os juvenis de *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus* apresentam valores de IGS significativamente menores do que os adultos (Tabela 7).

No fator K, os valores de intercepto para todas as espécies foi significativo, contudo, não foram observados efeitos significativos das variáveis de interesse sobre o K, todavia, observou-se que os juvenis de *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus* apresentam valores de K significativamente menores do que os adultos (Tabela 7).

Quanto a Fecundidade (F), os valores de intercepto foram significativos pra todas as espécies com exceção de *A. januaria*, o NO<sub>2</sub>- demonstrou efeitos negativos na produtividade de ovócitos das fêmeas de *A. brasilienses* e *H. unifasciatus*, já o PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> também teve efeitos negativos, porém apenas para *H. unifasciatus*. Por sua vez, a interação entre os dois poluentes demonstrou um efeito positivo na fecundidade de *H. unifasciatus*. E o tamanho das fêmeas teve uma relação positiva em *A. januaria* e *A. brasiliensis* (Tabela 7).

**Tabela 7:** Valores dos efeitos fixos do GLMM em função gaussiana em escala de log Legendas; IGS= índice gonadossomático; K= fator de condição de Fulton; F= fecundidade, NO<sub>2</sub>-= Nitrito; PO<sub>4</sub> = Fósforo; CT= Comprimento total, EA= efeitos aleatórios, est= Estação e zon= Zona, m1, m2, m3 e m4= número de modelos testados que melhor explicou o GLMM pelo princípio de Akaike

		<i>A. januaria</i>		<i>A. brasiliensis</i>		<i>H. unifasciatus</i>		<i>R. bahiensis</i>	
IGS	Modelo	m3	EA: est	m3	EA: est	m2	EA: est	m4	EA: est/zon
		Estimate	<i>p-value</i>	Estimate	<i>p-value</i>	Estimate	<i>p-value</i>	Estimate	<i>p-value</i>
	Intercepto	<b>3.68</b>	<b>&lt;0.0001</b>	0.04	0.93	<b>1.46</b>	<b>&lt;0.0001</b>	<b>0.954</b>	<b>&lt;0.0001</b>
	NO <sub>2</sub> -	<b>4.32</b>	<b>0.03</b>	<b>4.18</b>	<b>0.009</b>	-	-	-0.310	0.59
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<b>-26.58</b>	<b>&lt;0.0001</b>	-	-	-1.35	0.424912	-	-
	Juvenil	-	-	<b>-2.01</b>	<b>&lt;0.0001</b>	<b>-1.31</b>	<b>0.0009</b>	-	-
K	Modelo	m3	EA: est	m3	EA: est/zon	m2	EA: est	m2	EA: est/zon
	Intercepto	<b>-5.26</b>	<b>&lt;0.0001</b>	<b>-0.65</b>	<b>&lt;0.0001</b>	<b>-1.70</b>	<b>&lt;0.0001</b>	<b>-5.32</b>	<b>&lt;0.0001</b>
	NO <sub>2</sub> -	-0.43	0.07	-	-	-	-	-0.20	0.07
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-	-	0.17	0.08	-0.63	0.06	0.03	0.7276
	Juvenil	-	-	<b>-0.13</b>	<b>&lt;0.0001</b>	<b>-0.16</b>	<b>0.01</b>	0.05	0.277
F	Modelo	m3	EA: est	m3	EA:est	m1	EA: est/zon	m3	EA: est
	Intercepto	0.29	0.82	<b>2.07</b>	<b>0.007</b>	<b>6.80</b>	<b>&gt;0.0001</b>	<b>7.72</b>	<b>&gt;0.0001</b>
	NO <sub>2</sub> -			<b>-1.78</b>	<b>0.006</b>	<b>-5.45</b>	<b>0.005</b>	1.97	0.008
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-4.89	0.17	-	-	<b>-8.39</b>	<b>0.04</b>	-	-
	NO <sub>2</sub> / PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-	-	-	-	<b>32.84</b>	<b>0.004</b>	-	-
	CT	<b>0.12</b>	<b>&gt;0.0001</b>	<b>0.05</b>	<b>&gt;0.0001</b>	0.01	0.61	-	-

#### 4.4 DISCUSSÃO

O presente estudo apresentou efeitos significativos dos níveis da eutrofização do estuário sobre os componentes do fitness das espécies de peixes, corroborando a nossa hipótese de que os poluentes orgânicos influenciam sobre o fitness das espécies, como também nas relações tróficas estabelecidas pelas espécies. Todos os parâmetros do fitness, em

pelo menos uma das espécies, apresentou alguma significância pelo GLMM, relacionados com as altas concentrações de nitrito e fosfato, sendo, portanto, as respostas aos poluentes espécie-específicas. O entendimento de métricas de *fitness* relacionadas ao crescimento e aspectos reprodutivos é importante para a avaliação do estado das populações de peixes expostas aos impactos antrópicos, uma vez que estes diminuem a qualidade dos habitats estuarinos e dos recursos disponíveis (JIRS et al., 2018).

Alguns autores apontam que os parâmetros biológicos são ferramentas importantes para avaliar o *fitness* das espécies, visto que elas obtêm e exploram os recursos disponíveis no habitat (GOLDSTEIN et al., 2019), e, portanto, são bioindicadores das condições fisiológicas das espécies (WHITFIELD e ELLIOTT, 2002). Assim, os resultados do presente estudo são úteis, pois indicaram efeitos da eutrofização sobre as populações de peixes estudadas no estuário do rio Paraíba.

A diminuição da qualidade da água nesse estuário é decorrente de efluentes domésticos e industriais, escoamento superficial e agrícola, além da carcinicultura (FERNANDES et al, 2014; CORREIA et al., 2015; ARAÚJO e BEZERRA, 2018). Nas últimas décadas, diversos trabalhos evidenciam os efeitos das ações humanas sobre a história de vida de diversos grupos animais, tanto em estudos realizados em laboratório (AGRA et al., 2011), quanto em estudos conduzidos em habitats continentais terrestres (DE JONG et al., 2015) e ambientes costeiros e estuarinos (O'CONNOR et al., 2019; SABAL et al., 2021). Além disso, para peixes estuarinos, já são documentados uma série de efeitos decorrentes da poluição/eutrofização como: distúrbios endócrinos (RENICK et al., 2016), diminuição da biomassa (COTTINGHAM et al., 2018), alterações histológicas (SOARES et al., 2020) e inanição (JIRS et al., 2018).

A análise da concentração dos poluentes evidenciou mudanças dessas variáveis ambientais no gradiente estuarino, onde as altas concentrações foram registradas na zona superior durante a seca, relacionados com os maiores valores de nitrato, nitrito e ortofosfato. Essa grande carga de nutrientes é proveniente de fontes pontuais e diretas de poluição nessa área, que contribui assim para uma pior qualidade da água para os peixes. O nível de degradação ambiental do estuário já vem sido reportado há algum tempo, relacionado com alto teor de compostos nitrogenados e baixo nível de oxigênio dissolvido (FERNANDES et al, 2014; CORREIA et al., 2015), e ao alto teor de coliformes fecais e bactérias patogênicas para essa região estuarina (GRISI e GORLACH-LIRA, 2010). Em geral, os valores do IGS, fator K e fecundidade foram menores na zona superior que a inferior devido a maior influência conferida aos compostos nitrogenados, que são altamente tóxicos para os

organismos aquáticos (CAMARGO e ALANSO, 2002; ZHANG et al., 2015). Nessa área do estuário também foram registradas as menores salinidades no nosso estudo. De acordo com DE ARAÚJO et al. (2021), em áreas com salinidades mais baixas os efeitos tóxicos dos compostos nitrogenados são mais intensos, enquanto que águas mais salinas aumentam a tolerância dos peixes a tais poluentes.

Além disso, a grande carga de fosfato e a maior temperatura na zona superior contribuem para processos da degradação da matéria orgânica causando uma hipóxia, sendo que essa condição também contribuiu com o aumento da toxicidade dos compostos nitrogenados na água (COTTINGHAM et al., 2016; ARAÚJO et al. 2021). Isso corrobora com os resultados deste estudo, indicando melhores condições dos peixes na zona inferior devido à salinidade mais alta que na zona superior. Sazonalmente, os valores da concentração da carga poluidora dobraram de valores durante a seca, influenciada pela diminuição das chuvas, intensificação da evaporação na região e da menor vazão do rio (XAVIER et al., 2012). O reflexo dessa concentração foi capaz de aumentar os efeitos de toxicidade nos peixes, conforme observado nos resultados do presente estudo.

A composição da dieta das espécies de peixes coletados é similar aos encontrados em estudos prévios (DOLBETH et al., 2016). Por outro lado, algumas presas que são favorecidas pelo aumento do enriquecimento orgânico, como Polychaeta e Zooplâncton, foram dominantes na dieta de *A. brasiliensis* e nas espécies *R. bahiensis* e *A. januaria*, respectivamente. Para o caso da maior ingestão do Polychaeta pode estar ligado a maior disponibilidade destes organismos na zona inferior do estuário em relação a zona superior (MEDEIROS et al., 2021), ou ainda devido a hipóxia nas áreas de maior eutrofização, onde esses animais emergem do substrato devido a depleção do oxigênio (PHIL, 1994; COTTINGHAM et al., 2016). Nesse último caso, esse padrão foi observado na zona superior durante a seca na dieta de *A. brasiliensis*. Já o aumento de organismos do zooplâncton em áreas eutrofizadas, e o uso desses itens na dieta de espécies pelágicas, como *R. bahiensis* e *A. januaria*, tem sido amplamente reportada em outros estuários urbanos (ARAÚJO et al., 2008; VENDEL et al., 2017). Adicionalmente, o índice de vacuidade alimentar evidenciou no geral que as espécies tiveram uma menor atividade alimentar na zona superior na seca, com exceção de *A. brasiliensis*. Essas diferenças podem indicar que essas populações estão reduzindo o gasto de energia no forrageamento para sobreviver nas condições de estresse causado pelos poluentes.

A redução da atividade alimentar é uma resposta comum em peixes expostos às condições de menor qualidade da água, uma vez que muitos poluentes prejudicam

principalmente a capacidade de locomoção (MAKARAS et al., 2020) e a funcionalidades dos órgãos sensoriais como a linha lateral e lamelas olfativas (KASUMYAN, 2001). Além disso, o índice de Shannon permitiu observar que as espécies apresentam variações na amplitude de nicho de acordo com a variação espaço-temporal e o tamanho dos indivíduos. As espécies de peixes que apresentaram respostas significativas em seu fitness em decorrência das concentrações de poluentes (*A. januaria* e *A. brasiliensis*), apresentando valores de  $H'$  sempre superiores as das espécies retratadas como resilientes (*H. unifasciatus* e *R. bahiensis*). Indicando que as espécies mais sensíveis às mudanças ambientais acabam por adotar hábitos alimentares mais generalistas, como sugerido por DOLBETH et al. (2016).

Maiores valores de amplitude de nichos costumam ser um indicativo de maior grau de perturbação para as populações de peixes, que respondem ao estresse adotando dietas mais generalistas (BERTORA et al., 2021). Foi observada uma maior amplitude de nicho em *A. januaria* e *A. brasiliensis*, reforçando o papel de sentinelas do ecossistemas, além disso, destaca-se a maior sensibilidade dos juvenis dessas espécies ao estresse ambiental, quando comparados por grupos de tamanhos, de modo que os juvenis de *A. brasiliensis* apresentam uma maior amplitude de nicho em relação aos adultos da espécie, mais um indicativo de que os peixes juvenis sofrem maiores pressões em ecossistemas impactados por ações antrópicas.

Além disso, o SIMPER permitiu observar que presas de baixa ocorrência ou provenientes de fora do estuário, como os insetos, foram os principais responsáveis pela dissimilaridade observada. BERTORA et al. (2021) enfatiza que a dissimilaridade em ambientes perturbados é impulsionada por grupos de presas raras. Os insetos foram importantes na dieta das espécies, sendo um dos principais responsável da dissimilaridade observada em todas as espécies, seja analisando, por estação (em *A. januaria* e *R. bahiensis*); por zona (em *A. januaria* e *H. unifasciatus*) ou por tamanho dos indivíduos (em *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus*). Além disso, a importância dos insetos na formação do nicho das espécies de peixes estuarinas reforça a importância das presas alóctones na manutenção das teias tróficas estuarinas (SHEAVES et al., 2015; KRAUS et al., 2016), onde aparentemente, quando há entrada desses recursos no estuário, principalmente na parte superior do estuário, existe uma tendência ao aumento da amplitude de nicho das espécies de peixes (observando o índice de Shannon), sugerindo que os insetos e outros recursos alóctones funcionam como “escape” para as espécies expostas às áreas mais poluídas.

Em geral, as características reprodutivas dos peixes apresentaram maior sensibilidade do que o de crescimento, já que o IGS e a Fecundidade foram métricas que demonstraram maior influência direta da eutrofização sobre os resultados do GLMM. Neste estudo, por

exemplo, o IGS apresentou aumento nos valores conforme o aumento de suas concentrações de compostos nitrogenados na zona superior, onde os valores de Nitrito (mínimo= 0.08 mg/l e máximo = 0.63 mg/l), contudo, A. Januaria, apresentou redução nos valores do IGS e da fecundidade em razão das concentrações de fosfato, indicando uma alta sensibilidade dessa espécie para esse poluente. A PERMANOVA univariada para o fosforo nos mostrou que as concentrações de fosforo no estuário se mantiveram constante durante todo o período amostral, e essas concentrações variaram entre: mínimo = 0.125 mg/l e máximo = 0.436 mg/l, valores considerados elevados utilizando as recomendações do CONAMA, 2005. Essas constâncias nas concentrações de fosforo nos leva crer que esse nutriente tem efeito constante sobre as espécies do estuário.

Uma característica comum apontada para o nitrito é que mesmo em baixa concentração, esse poluente tem a capacidade de influenciar alguns aspectos da vitelogenese durante a formação dos ovócitos nas fêmeas (EDWARDS et al., 2006), pois prejudica a síntese de hormônios esteroides levando a redução do desempenho reprodutivo das espécies (CIJI e AKHTAR, 2020). Em nosso estudo, o nitrito esteve relacionado principalmente a redução na produtividade de ovócitos pelas fêmeas, reforçando essa relação. Vários exemplos dos efeitos do nitrito sobre a fecundidade dos peixes, incluindo a diminuição do IGS (GERBRON et al., 2014) e interrupção do desenvolvimento gonadal em ambientes antropizados já foram relatados (MANSOUR et al., 2018). Entretanto, a sensibilidade dos peixes para a concentração do nitrito no ambiente é específica da espécie (EDWARDS et al., 2006; DOLOMATOV et al, 2011), e isso corrobora os resultados não significativos do GLMM para o parâmetro do IGS para *R. bahiensis* e *H. unifasciatus*.

Adicionalmente, SPURGEON et al. (2020) sugerem que a sensibilidade ao nitrito também tem uma base filogenética, especificamente através da distribuição específica dos canais de cloreto nas células das brânquias. Por esses canais o nitrito pode ser absorvido ativamente pelos peixes. Portanto, a sensibilidade das diferentes espécies de peixes aos efeitos tóxicos do nitrito se deve às características fisiológicas dos mecanismos reguladores da homeostase iônica (DOLOMATOV et al, 2011) e isso explicaria porque esse poluente não teve efeitos sobre o *fitenss* de algumas espécies, como *R. bahiensis*, sendo tal característica registrada principalmente em peixes eurialinos marinhos (HIROI e MCCORMICK, 2012) como *R. bahiensis* e *H. unifasciatus* (DA SILVA LIMA et al., 2020), além disso, alguns íons, principalmente os íons Cl<sup>-</sup> exibem um importante papel na redução da toxicidade do nitrito para peixes, uma vez que esse íon específico disputa o sítio ativo dos canais de transporte nas

brânquias de teleósteos (LEWIS JR. e MORRIS, 1986) e isso também explicaria os maiores valores de IGS e K na parte inferior do estuário.

Com relação à fecundidade, valores significativos para o GLMM foram registrados para *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus* indicando influência dos fatores fixos ( $\text{NO}_2$ - e  $\text{PO}_4^{3-}$ ) sobre essa métrica do fitness. Embora a fecundidade observada em nosso estudo para essas espécies estejam dentro do limite dos estudos para as mesmas espécies ou seus congêneres (BERVIAN e FONTOURA, 1997; NIZISKI e MUNROE, 2002; HOSSAIN et al., 2010), e os menores valores foram registrados na área mais impactada (zona superior). A fecundidade é uma métrica importante para indicar o potencial reprodutivo da população (HIXON et al., 2014), e os menores registros na zona inferior não são consistentes com os efeitos dos contaminantes, uma vez que os poluentes podem afetar diferentes fases do desenvolvimento gonadal com reflexo na reprodução dos peixes (DECOURTEN e BRANDER, 2017; CHEN et al., 2019), porém deve ser ressaltado que a contagem de ovócitos indica que a quantidade dos ovócitos sofre influência desses poluentes. A exposição aos poluentes nos ambientes aquáticos demonstra induzir mudanças endócrinas que afetam a fecundidade e qualidade das proles de diversas espécies de peixes (NEIMUTH e KLAPER, 2015; DECOURTEN e BRANDER, 2017). Portanto, a eutrofização acaba não sendo um fator limitante na fecundidade das fêmeas (produtividade de ovos) dessas espécies, porém o IGS nos mostra que a qualidade desses ovócitos sofre influência dos poluentes.

Contudo, neste trabalho o padrão observado em *A. januaria* e *R. bahiensis*, pode ser um indicativo de que as populações dessas espécies são resilientes reprodutivamente dentro do sistema estuarino do Rio Paraíba do Norte, já que essas populações apresentaram poucas variações na fecundidade e qualidade da prole (IGS). A resiliência reprodutiva é descrita como a capacidade dos indivíduos de uma população de peixes em manter suas taxas de fecundidade constantes, mesmo sobre a presença de estressores ambientais (LOWERRE-BARBIERI et al., 2017). Além disso, espécies com ciclo de vida curto geralmente são tidas como espécies mais resilientes, e com maior capacidade de adaptação às condições adversas (VAN TREECK et al., 2020), sendo, portanto, o padrão observado em *A. januaria* e *R. bahiensis*.

Entre as espécies estudadas, *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus* apresentaram mais efeitos relacionados com a qualidade da água estuarina com características relacionadas ao fitness ecológico, principalmente nas métricas relacionadas com os indivíduos juvenis. Na fase inicial do desenvolvimento dos peixes, larvas e juvenis são altamente plásticos as mais diversas formas de estresse de origem antropogênica sendo um fator crítico para o

crescimento (HAMILTON et al., 2017; MORÁN et al., 2018; O'CONNOR et al., 2019; LEDUC et al., 2021), desse modo, as relações observadas entre reduções nas métricas de fitness podem ser resultantes das condições de contaminação comum no estuário e não necessariamente que os juvenis sejam mais sensíveis do que os adultos. Dentre os poluentes analisados, o nitrito tem sido reportado como um agente tóxico para juvenis e adultos de peixes (KROUPOVA et al., 2005; RODGERS et al., 2021), afetando principalmente o crescimento dos mesmos, uma vez que a concentração dessa substância tem efeito sobre a produção dos hormônios tireoidianos, que tem efeito sobre o crescimento e desenvolvimento dos peixes (EDWARDS et al., 2006).

Autores como FERNANDEZ et al. (2011) e KROUPOVA et al. (2010) destacaram que a exposição aos poluentes gera danos aos peixes que podem ser observadas na menor massa e comprimento dos indivíduos submetidos a esse estresse, e talvez esse possa ser o que ocorre para as espécies em questão, que são frequentes e abundantes nas áreas rasas do estuário estudado (DOLBETH et al., 2016; VENDE et al., 2017). No caso de *A. brasiliensis*, por ser caracterizada como uma espécie residente altamente adaptável às condições estuarinas (JÚNIOR et al., 2021), autores têm considerando-a uma espécie sentinela nos estudos com biomarcadores ou de monitoramento ambiental (RIBEIRO et al., 2013; PRODOCIMO et al. 2015; SANTOS et al., 2018). Os resultados do presente estudo também apontam que *A. januaria* pode ser indicada como uma espécie sentinela devido a suas respostas frente ao impacto. Nos estudos com biomarcadores, uma espécie sentinela é considerada como aquela que reflete prontamente o impacto da mudança ambiental em um habitat (BASU et al., 2007) e é essa função que atribuímos às espécies aqui estudadas.

Os estuários são um dos ecossistemas mais produtivos no planeta (BARBIER et al., 2011), seu papel como área de berçário para as populações ícticas é inquestionável. Em países em desenvolvimento, como o Brasil, os estuários sofrem grandes impactos com o crescimento das cidades e com as necessidades econômicas das populações em seu entorno. Este trabalho permitiu observar pela primeira vez indícios de impactos diretos de poluentes orgânicos (principalmente o  $\text{NO}_2$ -) sobre a história de vida das espécies de peixes que residem no estuário do Rio Paraíba do Norte. Ao concluir este trabalho, fica evidente que os impactos gerados pela poluição têm implicações diretas no fitness das populações de peixes e que há necessidade de desenvolver planos de manejo de resíduos que adentram no estuário do Rio Paraíba do Norte.

Por fim, enfatizamos o papel da compreensão das espécies de peixes estuarino-residentes como uma importante ferramenta no biomonitoramento dos ecossistemas

estuarinos, estabelecendo esses espécimes como importantes sentinelas ecossistêmicas em estuários tropicais da costa do Brasil. Além disso, ressaltamos a importância das relações tróficas mantidas por espécies de peixes estuarinos em estuários sujeitos a perturbação humana.

## REFERÊNCIAS

- AA MANSOUR, Hala et al. Effect of environmental pollution on gonads histology of the Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* from Lake Manzala, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries**, v. 22, n. 5 (Special Issue), p. 563-572, 2018.
- AESA, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. [www.aesa.pb.gov.br](http://www.aesa.pb.gov.br) (acesso em 21/07/2020).
- AESA, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. <http://siegrh.aesa.pb.gov.br:8080/aesa-sig/> (acesso em 07/08/2021)
- AGRA, Ana Raquel; SOARES, Amadeu MVM; BARATA, Carlos. Life-history consequences of adaptation to pollution. “*Daphnia longispina* clones historically exposed to copper”. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 3, p. 552-562, 2011.
- AGUILERA, Moisés A. et al. Loss of coastal ecosystem spatial connectivity and services by urbanization: Natural-to-urban integration for bay management. **Journal of Environmental Management**, v. 276, p. 111297, 2020.
- ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods. **PRIMER-E Ltd.**, Plymouth, United Kingdom, 2008.
- ARAÚJO, Antônio Limeira Felinto de; DANTAS, Renato Pereira; PESSANHA, André Luiz Machado. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, 2016.
- ARAÚJO, D. S., BEZERRA, R. S. (2018). Mapeamento dos manguezais do estuário do Rio Paraíba, **Revista Principia**; 40, 63-75.
- ARAUJO, H. M. P. et al. Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 751-762, 2008.
- AZIZI-LALABADI, Maryam; PIRSAHEB, Meghdad. Investigation of steroid hormone residues in fish: A systematic review. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 152, p. 14-24, 2021.
- BAETA, Alexandra et al. Use of stable isotope ratios of fish larvae as indicators to assess diets and patterns of anthropogenic nitrogen pollution in estuarine ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 83, p. 112-121, 2017.
- BAILEY, Kevin M. Shifting control of recruitment of walleye pollock *Theragra chalcogramma* after a major climatic and ecosystem change. **Marine Ecology Progress Series**, v. 198, p. 215-224, 2000.

- BARBIER, Edward B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011.
- BARLETTA, Mário; LIMA, André RA; COSTA, Monica F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1199-1218, 2019.
- BASU, Niladri et al. Mink as a sentinel species in environmental health. **Environmental Research**, v. 103, n. 1, p. 130-144, 2007.
- BERTORA, Andrea et al. Trophic ecology of the Neotropical tolerant fish *Corydoras paleatus* under the influence of contrasting environmental conditions in a prairie stream. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, 2021.
- BERVIAN, G.; FONTOURA, N. F. Reprodução de *Atherinella brasiliensis* no estuário do rio Tramandaí, Imbé, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Atherinopsidae). **Biociências**, v. 5, n. 2, p. 19-32, 1997.
- BEZERRA, Francisco José et al. **Perfil Socioeconômico da Paraíba**. Fortaleza. Banco do Nordeste do Brasil, 2015.
- BISHOP, Melanie J. et al. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 492, p. 7-30, 2017.
- BLASINA, Gabriela Elizabeth et al. Metabolic and physiological responses of a coastal fish in highly and lightly impacted habitats. **Journal of Marine Systems**, v. 212, p. 103423, 2020.
- BODIN, Nathalie et al. PCB contamination in fish community from the Gironde Estuary (France): Blast from the past. **Chemosphere**, v. 98, p. 66-72, 2014.
- BRASIL. Congresso. Senado. “Resolução CONAMA No 357”, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF. 2005.
- BRITO, Gitá JS et al. Intraspecific food resource partitioning in Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) in a tropical estuary, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, 2019.
- BROWNSCOMBE, Jacob W. et al. Ecology of exercise in wild fish: integrating concepts of individual physiological capacity, behavior, and fitness through diverse case studies. **Integrative and Comparative Biology**, v. 57, n. 2, p. 281-292, 2017.
- CAMARGO, Julio A.; ALONSO, Álvaro. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831-849, 2006.
- CAMP, Edward V. et al. Replacement of rooted macrophytes by filamentous macroalgae: effects on small fishes and macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 722, n. 1, p. 159-170, 2014.

CHANG, Jongwi et al. Sediment transport mechanisms in altered depositional environments of the Anthropocene Nakdong Estuary: A numerical modeling study. **Marine Geology**, v. 430, p. 106364, 2020.

CHEN, Lianguo et al. Perfluorobutanesulfonate exposure skews sex ratio in fish and transgenerationally impairs reproduction. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 14, p. 8389-8397, 2019.

CHEUNG, William WL et al. Shrinking of fishes exacerbates impacts of global ocean changes on marine ecosystems. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 3, p. 254-258, 2013.

CIJI, Alexander; AKHTAR, Mohammad Shahbaz. Nitrite implications and its management strategies in aquaculture: A review. **Reviews in Aquaculture**, v. 12, n. 2, p. 878-908, 2020.

CORREIA, Liz Jully Hiluey et al. Monitoramento da qualidade físico-química da água do estuário do Rio Paraíba-Cabedelo, PB. **Revista Principia**, v. 27, p. 47-54, 2015.

COSTA, James T. Hamiltonian inclusive fitness: a fitter fitness concept. **Biology Letters**, v. 9, n. 6, p. 20130335, 2013.

COSTA, Leonardo Lopes et al. Does human pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches? **Continental Shelf Research**, v. 132, p. 1-10, 2017.

COTTINGHAM, Alan et al. Differential changes in production measures for an estuarine-resident sparid in deep and shallow waters following increases in hypoxia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 202, p. 155-163, 2018.

COTTINGHAM, Alan; HALL, Norman G.; POTTER, Ian C. Factors influencing growth of *Acanthopagrus butcheri* (Sparidae) in a eutrophic estuary have changed over time. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 168, p. 29-39, 2016.

CRAIG, Nicola et al. Life history constraints explain negative relationship between fish productivity and dissolved organic carbon in lakes. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 16, p. 6201-6209, 2017.

CROSSIN, Glenn T. et al. Tracking fitness in marine vertebrates: current knowledge and opportunities for future research. **Marine Ecology Progress Series**, v. 496, p. 1-17, 2014.

DA SILVA LIMA, Caroline Stefani; BADÚ, Maria Luísa de Araújo Souto; PESSANHA, André Luiz Machado. Response of estuarine fish assemblages to an atypical climatic event in northeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35, p. 101121, 2020.

DE ARAÚJO, Thaís Paula et al. Toxicidade de compostos nitrogenados em peixes influenciada por parâmetros físico-químicos da água: uma revisão narrativa. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 11, p. e359101119779-e359101119779, 2021.

DE JONG, Maaïke et al. Effects of nocturnal illumination on life-history decisions and fitness in two wild songbird species. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 370, n. 1667, p. 20140128, 2015.

- DE LAVOR, Larissa Fernandes et al. Geomorfologia da porção terminal do baixo curso do Rio Paraíba do Norte-PB. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 6, n. 2, p. 112-125, 2020.
- DE PAIVA, Andréa CG; CHAVES, Paulo de Tarso da C.; ARAÚJO, Maria E. de. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 4, p. 647-661, 2008.
- DECOURTEN, Bethany M.; BRANDER, Susanne M. Combined effects of increased temperature and endocrine disrupting pollutants on sex determination, survival, and development across generations. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-9, 2017.
- DEMETRIUS, Lloyd; ZIEHE, Martin. Darwinian fitness. **Theoretical Population Biology**, v. 72, n. 3, p. 323-345, 2007.
- DOLBETH, M. et al. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating fish diversity, species traits and food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 560, p. 41-55, 2016.
- 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.
- DOLOMATOV, S. I. et al. Features of nitrogen metabolism in fishes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 21, n. 4, p. 733-737, 2011.
- DUQUE, Guillermo et al. Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary, Colombian Pacific. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 20, p. 25740-25753, 2020.
- EDWARDS, Thea M.; MILLER, Hilary D.; GUILLETTE JR, Louis J. Water quality influences reproduction in female mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) from eight Florida springs. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. Suppl 1, p. 69-75, 2006.
- ELLIOTT, Michael et al. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007.
- FAVERO, Fernanda de Lima Toledo; DA SILVA ARAUJO, Isabela Maria; SEVERI, William. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracáipe, northeast coast of Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 45, n. 1, 2019.
- FERNANDES, Ane Josana Dantas et al. Avaliação preliminar da qualidade da água em área de extração de mariscos no Rio Paraíba, Cabedelo/PB. **Revista Principia**, v. 25, n. 17, p. 11-21, 2014.
- FERNANDEZ, Guilherme Borges et al. Natural landscapes along Brazilian coastline. In: **The Physical Geography of Brazil**. Springer, Cham, 2019. p. 199-218.
- FERNANDEZ, Welington S. et al. Liver damages and nuclear abnormalities in erythrocytes of *Atherinella brasiliensis* (Actynopterigii, Atherinopsidade) from two beaches in southeast of Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 2, p. 163-169, 2011.

FERREIRA, Guilherme VB; BARLETTA, Mário; LIMA, André RA. Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics?. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 292-304, 2019.

FISHER, Ronald Aylmer. **The Genetical Theory of Natural Selection**. Рипол Классик, 1958.

FREEMAN, Lauren A. et al. Impacts of urbanization and development on estuarine ecosystems and water quality. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 7, p. 1821-1838, 2019.

FROESE, Rainer. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of applied ichthyology**, v. 22, n. 4, p. 241-253, 2006.

GERBRON, M. et al. Evidence of altered fertility in female roach (*Rutilus rutilus*) from the River Seine (France). **Environmental Pollution**, v. 191, p. 58-62, 2014.

GIARRIZZO, Tommaso; KRUMME, Uwe. Temporal patterns in the occurrence of selected tropical fishes in mangrove creeks: implications for the fisheries management in north Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 679-688, 2009.

GOLDSTEIN, E. D.; D’ALESSANDRO, E. K.; SPONAUGLE, S. Fitness consequences of habitat variability, trophic position, and energy allocation across the depth distribution of a coral-reef fish. **Coral Reefs**, v. 36, n. 3, p. 957-968, 2017.

GORDON, T. A. C. et al. Fishes in a changing world: learning from the past to promote sustainability of fish populations. **Journal of fish Biology**, v. 92, n. 3, p. 804-827, 2018.

GREER, Adam T. et al. Larval fishes utilize Batesian mimicry as a survival strategy in the plankton. **Marine Ecology Progress Series**, v. 551, p. 1-12, 2016.

GRISI, Teresa Cristina Soares de Lima; GORLACH-LIRA, Krystyna. The abundance of some pathogenic bacteria in mangrove habitats of Paraíba do Norte estuary and crabmeat contamination of mangrove crab *Ucides cordatus*. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, p. 227-234, 2010.

GUEDES, Luciano da Silva. **Monitoramento geoambiental do estuário do rio Paraíba do Norte-PB por meio da cartografia temática digital e de produtos de sensoriamento remoto**. 2002. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

HAMILTON, Patrick B. et al. Adaptive capabilities and fitness consequences associated with pollution exposure in fish. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1712, p. 20160042, 2017.

HAMMOCK, Bruce G. et al. Contaminant and food limitation stress in an endangered estuarine fish. **Science of the Total Environment**, v. 532, p. 316-326, 2015.

HENDRY, Andrew P. et al. The contemporary evolution of fitness. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 49, p. 457-476, 2018.

HENRIQUES, Sofia et al. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 4, p. 752-771, 2017.

HIROI, Junya; MCCORMICK, Stephen D. New insights into gill ionocyte and ion transporter function in euryhaline and diadromous fish. **Respiratory Physiology & Neurobiology**, v. 184, n. 3, p. 257-268, 2012.

HIXON, Mark A.; JOHNSON, Darren W.; SOGARD, Susan M. BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 8, p. 2171-2185, 2014.

HIXON, Mark A.; JOHNSON, Darren W.; SOGARD, Susan M. BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 8, p. 2171-2185, 2014.

HOLLOWED, Anne B. et al. Projected impacts of climate change on marine fish and fisheries. **ICES Journal of Marine Science**, v. 70, n. 5, p. 1023-1037, 2013.

HOSSAIN, M. Y. et al. Gonadosomatic index-based size at first sexual maturity and fecundity indices of the Indian River shad *Gudusia chapra* (Clupeidae) in the Ganges River (NW Bangladesh). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 26, n. 4, p. 550-553, 2010.

IRABIEN, María Jesús et al. Environmental regeneration processes in the Anthropocene: the Bilbao estuary case (northern Spain). **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 977-987, 2018.

JAMES, Nicola C. et al. The importance of different juvenile habitats as nursery areas for a ubiquitous estuarine-dependent marine fish species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, p. 106270, 2019.

JISR, Nazek et al. Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 4, p. 299-305, 2018.

JÚNIOR, Alexandre da Gama Fernandes Vieira et al. Trade-offs between ontogenetic changes and food consumption in Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* from two tropical estuaries. **Journal of Fish Biology**, v. 98, n. 1, p. 196-207, 2021.

KASUMYAN, A. O. Effects of chemical pollutants on foraging behavior and sensitivity of fish to food stimuli. **Journal of Ichthyology**, v. 41, n. 1, p. 76-87, 2001.

KHALAF, M. A.; KOCHZIUS, Marc. Changes in trophic community structure of shore fishes at an industrial site in the Gulf of Aqaba, Red Sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 239, p. 287-299, 2002.

KING, J. R.; MCFARLANE, G. A. Marine fish life history strategies: applications to fishery management. **Fisheries Management and Ecology**, v. 10, n. 4, p. 249-264, 2003.

KORDAS, Rebecca L.; HARLEY, Christopher DG; O'CONNOR, Mary I. Community ecology in a warming world: the influence of temperature on interspecific interactions in

marine systems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 400, n. 1-2, p. 218-226, 2011.

KRAUS, Johanna M. et al. Aquatic pollution increases use of terrestrial prey subsidies by stream fish. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 44-53, 2016.

KROUPOVA, Hana et al. Effect of nitrite on early-life stages of common carp (*Cyprinus carpio* L.). **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 29, n. 3, p. 535-540, 2010.

KUNC, Hansjoerg P.; MCLAUGHLIN, Kirsty Elizabeth; SCHMIDT, Rouven. Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1836, p. 20160839, 2016.

LATOUR, Robert J.; GARTLAND, James; BONZEK, Christopher F. Spatiotemporal trends and drivers of fish condition in Chesapeake Bay. **Marine Ecology Progress Series**, v. 579, p. 1-17, 2017.

LE PAPE, Olivier; BONHOMMEAU, Sylvain. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 3, p. 373-398, 2015.

LEDUC, Antoine OHC et al. Land-based noise pollution impairs reef fish behavior: a case study with a Brazilian carnival. **Biological Conservation**, v. 253, p. 108910, 2021.

LEWIS JR, William M.; MORRIS, Donald P. Toxicity of nitrite to fish: a review. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 115, n. 2, p. 183-195, 1986.

LIVINGSTON, Robert J. Trophic response of fishes to habitat variability in coastal seagrass systems. **Ecology**, v. 65, n. 4, p. 1258-1275, 1984.

LORENZEN, Kai. Toward a new paradigm for growth modeling in fisheries stock assessments: embracing plasticity and its consequences. **Fisheries Research**, v. 180, p. 4-22, 2016.

LOWERRE-BARBIERI, Susan et al. Assessing reproductive resilience: an example with South Atlantic red snapper *Lutjanus campechanus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 526, p. 125-141, 2015.

LOWERRE-BARBIERI, Susan et al. Reproductive resilience: a paradigm shift in understanding spawner-recruit systems in exploited marine fish. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 2, p. 285-312, 2017.

MAITRA, Saswata et al. Studies on temporal variations of exploited fishery resources and their trophic levels in a tropical estuary. **Regional Studies in Marine Science**, v. 22, p. 61-69, 2018.

MAKARAS, Tomas et al. A new approach of stress evaluation in fish using  $\beta$ -D-Glucose measurement in fish holding-water. **Ecological Indicators**, v. 109, p. 105829, 2020.

MEDEIROS, Aline Paiva Morais et al. Distribution patterns of the fish assemblage in the Mamanguape River Estuary, North-eastern Brazil. **Marine Biology Research**, v. 14, n. 5, p. 524-536, 2018.

MMA, **P. n 9, de 23 de janeiro de 2007**. Ministério do Meio Ambiente.

MORÁN, Paloma et al. Historical legacies of river pollution reconstructed from fish scales. **Environmental Pollution**, v. 234, p. 253-259, 2018.

NIEMUTH, Nicholas J.; KLAPER, Rebecca D. Emerging wastewater contaminant metformin causes intersex and reduced fecundity in fish. **Chemosphere**, v. 135, p. 38-45, 2015.

NIZINSKI, M. S.; MUNROE, T. A. Order Clupeiformes, Engraulidae. **The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic**, v. 2, p. 764-780, 2002.

ÖBERG, Meit et al. Rainfall during parental care reduces reproductive and survival components of fitness in a passerine bird. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 2, p. 345-356, 2015.

O'CONNOR, J. J. et al. Live fast, die young: Behavioural and physiological impacts of light pollution on a marine fish during larval recruitment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 908-914, 2019.

PÁEZ-OSUNA, Federico. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. **Environmental Pollution**, v. 112, n. 2, p. 229-231, 2001.

PETERSON, Mark S.; LOWE, Michael R. Implications of cumulative impacts to estuarine and marine habitat quality for fish and invertebrate resources. **Reviews in Fisheries Science**, v. 17, n. 4, p. 505-523, 2009.

PIHL, Leif. Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, n. 2, p. 321-336, 1994.

POCHEVILLE, Arnaud. The ecological niche: history and recent controversies. In: **Handbook of Evolutionary Thinking in the Sciences**. Springer, Dordrecht, 2015. p. 547-586.

PRODOCIMO, Viviane et al. Physiological biomarkers in a resident and a non-resident estuarine teleosts species: a comparison between fish from an industrially impacted site and a non-impacted site. **Marine and Freshwater Behaviour and Physiology**, v. 48, n. 2, p. 117-134, 2015.

Projeto baías do Brasil: <http://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/>, acesso em: outubro de 2021.

QUEIROGA, Fernando R. et al. Reproductive biology of *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) in a tropical estuary in Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 29, n. 5, p. 397-404, 2012.

- RENICK, Violet Compton et al. Effects of a pesticide and a parasite on neurological, endocrine, and behavioral responses of an estuarine fish. **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 335-343, 2016.
- RIBEIRO, Ciro Alberto de Oliveira et al. Biomarkers responses in fish (*Atherinella brasiliensis*) of paranaguá bay, southern Brazil, for assessment of pollutant effects. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 61, p. 1-11, 2013.
- ROBERTS, Brien H. et al. Migration to freshwater increases growth rates in a facultatively catadromous tropical fish. **Oecologia**, v. 191, n. 2, p. 253-260, 2019.
- ROCHMAN, Chelsea M. et al. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. **Science of the Total Environment**, v. 493, p. 656-661, 2014.
- RODGERS, Essie M. et al. Double whammy: nitrate pollution heightens susceptibility to both hypoxia and heat in a freshwater salmonid. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 142777, 2021.
- ROFF, Derek A. An allocation model of growth and reproduction in fish. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 40, n. 9, p. 1395-1404, 1983.
- SABAL, Megan C. et al. Predation landscapes influence migratory prey ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 36, n. 8, p. 737-749, 2021.
- SÆTHER, Bernt-Erik; ENGEN, Steinar. The concept of fitness in fluctuating environments. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 5, p. 273-281, 2015.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J.; COBO, F. Summer differences in behavioural feeding habits and use of feeding habitat among brown trout (*Pisces*) age classes in a temperate area. **Italian Journal of Zoology**, v. 79, n. 3, p. 468-478, 2012.
- SANTOS, Gustavo Souza et al. Liver damage in two neotropical fish species from a polluted estuarine area. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 13, n. 1, p. 39-50, 2018.
- SANTOS, J. N. S. et al. Sex ratio and sexual dimorphism of the anchovy *Anchoa januaria* (Actinopterygii, Engraulidae) in a tropical bay in south-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 71, n. 3, p. 877-888, 2007.
- SCHOENER, Thomas W. The newest synthesis: understanding the interplay of evolutionary and ecological dynamics. **Science**, v. 331, n. 6016, p. 426-429, 2011.
- SEITZ, Rochelle D. et al. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 3, p. 648-665, 2014.
- SEOL, Kangsu; LEE, Chung-II; JUNG, Hae-Kun. Long Term Changes in Sea Surface Temperature Around Habitat Ground of Walleye Pollock (*Gadus chalcogrammus*) in the East Sea. **Journal of the Korean Society of Marine Environment & Safety**, v. 26, n. 2, p. 195-205, 2020.

- SHAFFER, Scott A.; COSTA, Daniel P.; WEIMERSKIRCH, Henri. Foraging effort in relation to the constraints of reproduction in free-ranging albatrosses. **Functional Ecology**, p. 66-74, 2003.
- SHEAVES, Marcus 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.
- SILVA JUNIOR, Milton Goncalves; CASTRO, Antonio Carlos Leal; SAINT-PAUL, Ulrich. Comparative analysis of distribution of intertidal fish assemblages in different estuarine systems on northern coast of Brazil. **Journal of Sustainable Development**, v. 10, n. 2, p. 26, 2017.
- SOARES, S. H. C. et al. Biomarcadores histológicos em *Sciades herzbergii* (Pisces, Ariidae) para avaliação de impactos em ambientes estuarinos da Baía de São Marcos, Maranhão. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 72, p. 1403-1412, 2020.
- SOBERÓN, Jorge; ARROYO-PEÑA, B. Are fundamental niches larger than the realized? Testing a 50-year-old prediction by Hutchinson. **Plos One**, v. 12, n. 4, p. e0175138, 2017.
- SOMARAKIS, Stylianos et al. Spawning stock, egg production and larval survival in relation to small pelagic fish recruitment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 617, p. 113-136, 2019.
- SPURGEON, David et al. Species sensitivity to toxic substances: evolution, ecology and applications. **Frontiers in Environmental Science**, p. 237, 2020.
- STRICKLAND, John Douglas Hipwell; PARSONS, Timothy Richard. A practical handbook of seawater analysis. 1972.
- TANG, Dehao; LIU, Xingjian; ZOU, Xinqing. An improved method for integrated ecosystem health assessments based on the structure and function of coastal ecosystems: A case study of the Jiangsu coastal area, China. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 82-95, 2018.
- TEICHERT, Nils et al. Living under stressful conditions: Fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 188, p. 18-26, 2017.
- TRUONG, Lisa et al. Plankton supports the majority of fish biomass on temperate rocky reefs. **Marine biology**, v. 164, n. 4, p. 1-12, 2017.
- VAN TREECK, Ruben; VAN WICHELEN, Jeroen; WOLTER, Christian. Fish species sensitivity classification for environmental impact assessment, conservation and restoration planning. **Science of the Total Environment**, v. 708, p. 135173, 2020.
- VASCONCELOS, Renata Wilma et al. Soil organic matter and soil acidity in Mangrove areas in the river Paraiba Estuary, Cabedelo, Paraiba, Brazil. **Eurasian Journal of Soil Science**, v. 3, n. 3, p. 157-162, 2014.
- VAZZOLER, A. E. A. M. et al. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. **Maringá: Eduem**, v. 169, 1996.

- VENDEL, A. L. et al. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1-2, p. 448-455, 2017.
- VINAGRE, Catarina et al. Potential impacts of climate change and humans on the trophic network organization of estuarine food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 616, p. 13-24, 2019.
- W WATSON, Joseph et al. Assessing the sublethal impacts of anthropogenic stressors on fish: An energy-budget approach. **Fish and Fisheries**, v. 21, n. 5, p. 1034-1045, 2020.
- WATANABE, Yoshiro; KAWAMURA, Tomohiko; YAMASHITA, Yoh. Introduction: the coastal ecosystem complex as a unit of structure and function of biological productivity in coastal areas. **Fisheries Science**, v. 84, n. 2, p. 149-152, 2018.
- WETZ, Michael S. et al. Exceptionally high organic nitrogen concentrations in a semi-arid South Texas estuary susceptible to brown tide blooms. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 188, p. 27-37, 2017.
- WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, v. 61, p. 229-250, 2002.
- WHITFIELD, Alan K. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 27, n. 1, p. 75-110, 2017.
- XAVIER, Rafael Albuquerque et al. Caracterização do regime fluvial da bacia hidrográfica do rio Paraíba–PB. **Revista Tamoios**, v. 8, n. 2, 2012.
- 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.
- ZAPATA, Carlos et al. Assessment of ecosystem services of an urbanized tropical estuary with a focus on habitats and scenarios. **PLoS One**, v. 13, n. 10, p. e0203927, 2018.
- ZHANG, Chang et al. Quaternary ammonium compounds (QACs): a review on occurrence, fate and toxicity in the environment. **Science of the Total Environment**, v. 518, p. 352-362, 2015.

## APÊNDICES

### APÊNDICE 1 – PRESAS QUE COMPÕE CADA GRUPO UTILIZADO PARA ANALISAR A FREQUÊNCIA VOLUMÉTRICA (FV%) DA DIETA DAS SETE ESPÉCIES DE PEIXES CAPTURADAS NO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA (PB).

<b>Grupo</b>	<b>Principais Presas</b>
<b>Bentos</b>	Harpacticoida, Gamaridae, Polychaeta, Ostracoda, Caprellidae, Bivalve, Tanaidacea, Caprellidae, Nematoida, Cumacea
<b>Decapodes</b>	Peneidae e Brachyura
<b>Fitoplâncton</b>	Diatomáceas cêntricas
<b>Insetos</b>	Aracnidae, Pupa/larvas de Ceratopogonidae, Hymenoptera, Diptera, Isoptera, Belomastidae, Hemiptera, Coleoptera e Outros insetos
<b>Outros</b>	Sedimento, ovos de invertebrados e Penas
<b>Peixes</b>	Peixes
<b>Plástico</b>	Plástico
<b>Vegetais</b>	Algas talosas, algas filamentosas, algas folhosas e material vegetal.
<b>Zooplâncton</b>	Apendicularia, Calanoida, Cyclopoida, Larvas de Bivalve, larvas de Gastrópodes, Ovos de peixes, Zoea de Brachyura, Zoea de Peneidae, Larvas Cypris, Megalopa de Brachyura, Protozoa de Peneidae, Ovos de Engraulidae,

**APÊNDICE 2 - RESUMO DA ANÁLISE DA CONTRIBUIÇÃO DA SIMILARIDADE  
(SIMPER)**

<b>SIMPER</b>						
<b><i>A. januaría</i></b>	Chuva/Seca		Inferior/Superior		Juvenil/Adulto	
Presas	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>
Insetos	0.0688	<b>0.005</b>	0.10401	<b>0.003</b>		
Material vegetal	0.05359	0.28	0.04588	0.62		
Outros	0.16815	0.3	0.15856	0.64		
Polychaeta	0.08091	0.07	0.11912	0.01		
Zoobentos	0.015	0.56	0.00985	0.97		
Zooplâncton	0.27481	<b>0.01</b>	0.27646	<b>0.04</b>		
Dissimilaridade total	0.66126		0.71388			
<b><i>A. brasiliensis</i></b>	Chuva/Seca		Inferior/Superior		Juvenil/Adulto	
Presas	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>
Decapodes	0.06	<b>0.002</b>	0.061214	0.22	0.046939	0.94
Insetos	0.08	0.55	0.094035	0.28	0.0916	<b>0.006</b>
Material vegetal	0.05	0.88	0.059811	0.52	0.064255	0.47
Outros	0.06	<b>0.002</b>	0.049979	0.52	0.053772	0.31
Peixes	0.009492	<b>0.001</b>	0.004027	0.19	0.007301	<b>0.0004</b>
Polychaeta	0.257535	0.97	0.272823	0.28	0.272418	0.052
Zoobentos	0.048536	0.57	0.034348	0.9	0.048275	0.96
Zooplâncton	0.134149	0.77	0.128754	0.71	0.133526	0.99
Dissimilaridade total	0.699712		0.704991		0.718086	
<b><i>H. unifasciatus</i></b>	Chuva/Seca		Inferior/Superior		Juvenil/Adulto	
Presas	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>
Decapodes	0.008843	0.97	0.005623	0.21	0.017066	<b>0.0001</b>
Insetos	0.171535	0.99	0.237133	<b>0.06</b>	0.211594	<b>0.01</b>
Material vegetal	0.070625	0.93	0.167852	<b>0.008</b>	0.127433	<b>0.0003</b>
Outros	0.058502	<b>0.02</b>	0.033543	0.55	0.067342	0.16
Polychaeta	0.017102	0.44	0.010247	0.34	0.011506	0.99
Zoobentos	0.009793	<b>0.01</b>	0.005433	0.25	0.007548	<b>0.002</b>
Zooplâncton	0.004434	<b>0.01</b>	0.002449	0.26	0.006082	0.99
Dissimilaridade total	0.340834		0.46228		0.448571	
<b><i>R. bahiensis</i></b>	Chuva/Seca		Inferior/Superior		Juvenil/Adulto	
Presas	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>	Average	<i>p</i>
Insetos	0.014827	<b>0.0001</b>	0.011098	0.32	0.007468	0.051
Material vegetal	0.021787	0.55	0.019872	0.74	0.014787	0.14
Outros	0.037201	1	0.055099	<b>0.04</b>	0.036884	0.26
Polychaeta	0.005552	1	0.006683	0.54	0.004976	0.058
Zoobentos	0.120897	<b>0.02</b>	0.139636	<b>0.0001</b>	0.116593	0.38
Zooplâncton	0.207577	<b>0.001</b>	0.241969	<b>0.0001</b>	0.259111	0.13
Dissimilaridade total	0.407841		0.474357		0.439819	