

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL - PPGBA**

**TESE**

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE ASSEMBLEIAS ICTIOPLANCTÔNICAS  
EM DOIS ESTUÁRIOS TROPICAIS DO SEMIÁRIDO**

**LIDIANE GOMES DE LIMA**

**SEROPÉDICA, RJ  
2022**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL – PPGBA**

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE ASSEMBLEIAS ICTIOPLANCTÔNICAS  
EM DOIS ESTUÁRIOS TROPICAIS DO SEMIÁRIDO**

**LIDIANE GOMES DE LIMA**

*Sob orientação do Professor*

**Francisco Gerson Araújo**

*e Co-orientação do professor*

**André Luiz Machado Pessanha**

Tese submetida como pré-requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Biologia Animal, no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Área de Conservação em Biodiversidade Animal.

**SEROPÉDICA, RJ  
2022**

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

d732p de Lima, Lidiane Gomes, 04061989-  
PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE ASSEMBLEIAS  
ICTIOPLANCTÔNICAS EM DOIS ESTUÁRIOS TROPICAIS DO  
SEMIÁRIDO / Lidiane Gomes de Lima. - Rio de Janeiro,  
2022.  
126 f. : il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.  
Coorientador: André Luiz Machado Pessanha.  
Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do  
Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Biologia  
Animal, 2022.

1. Ecologia do Ictioplâncton. 2. Estuários  
tropicais. 3. Diversidade beta. 4. Relações espécies  
ambiente. 5. Ecologia. I. Araújo, Francisco Gerson,  
1954-, orient. II. Machado Pessanha, André Luiz, 1973  
, coorient. III Universidade Federal Rural do Rio de  
Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal.  
IV. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio do Coordenação de  
Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – código de  
financiamento 001.



TERMO Nº 985 / 2022 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.055746/2022-05

Seropédica-RJ, 08 de setembro de 2022.

Seropédica, 09 de setembro de 2022

**LIDIANE GOMES DE LIMA**

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor(a)**  
no Programa de Pós Graduação em Biologia Animal,  
Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

TESE APROVADA EM 31/08/2022

Conforme deliberação número 001/2020 da PROPPG, de 30/06/2020, tendo em vista a implementação de trabalho remoto e durante a vigência do período de suspensão das atividades acadêmicas presenciais, em virtude das medidas adotadas para reduzir a propagação da pandemia de Covid-19, nas versões finais das teses e dissertações as assinaturas originais dos membros da banca examinadora poderão ser substituídas por documento(s) com assinaturas eletrônicas. Estas devem ser feitas na própria folha de assinaturas, através do SIPAC, ou do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) e neste caso a folha com a assinatura deve constar como anexo ao final da tese / dissertação.

FRANCISCO GERSON ARAUJO  
CLAUDIA AKEMI PEREIRA NAMIKI (USP)  
JAYME MAGALHAES SANTANGELO  
JULIANA DOS SANTOS SEVERIANO (UEPB)  
LUIZ UBIRATAN HEPP (UFMS)  
RAFAEL DE ALMEIDA TUBINO  
MAGDA FERNANDES DE ANDRADE TUBINO

(Assinado digitalmente em 08/09/2022 19:43 )  
FRANCISCO GERSON ARAUJO  
COORDENADOR CURS/POS-GRADUACAO - TITULAR  
PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)  
Matricula: 387200

(Assinado digitalmente em 11/09/2022 11:21 )  
JAYME MAGALHAES SANTANGELO  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)  
Matricula: 1728466

(Assinado digitalmente em 09/09/2022 10:00 )  
RAFAEL DE ALMEIDA TUBINO  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DeptBA (12.28.01.00.00.00.45)  
Matricula: 1341945

(Assinado digitalmente em 08/09/2022 22:52 )  
MAGDA FERNANDES DE ANDRADE TUBINO  
ASSINANTE EXTERNO  
CPF: 024.861.557-24

(Assinado digitalmente em 05/10/2022 12:05 )  
JULIANA DOS SANTOS SEVERIANO  
ASSINANTE EXTERNO  
CPF: 074.038.914-90

(Assinado digitalmente em 09/09/2022 08:28 )  
LUIZ UBIRATAN HEPP  
ASSINANTE EXTERNO  
CPF: 922.847.870-53

(Assinado digitalmente em 08/09/2022 22:38 )  
CLAUDIA AKEMI PEREIRA NAMIKI  
ASSINANTE EXTERNO  
CPF: 022.050.019-30

Para verificar a autenticidade deste documento entre em  
<https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **985**, ano:  
**2022**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **08/09/2022** e o código de verificação: **ae4ea884dc**

*Aos meus pais por investirem na minha educação,  
pelo apoio de sempre e ao meu filho, Rafael  
por ser meu maior incentivo,*

*Dedico.*

## **AGRADECIMENTOS**

Aqui, encontro-me na realização de mais um sonho e são muitos os motivos para agradecer. Desde o início desse sonho até o momento da sua conclusão contei com a participação de inúmeras pessoas que foram essenciais para que eu pudesse realizá-lo. De antemão, agradeço a Deus por me sustentar nos momentos de fraqueza e dúvida, e a minha família por ser meu principal ponto de apoio: meus pais, Maria da Guia Alves Lima e Antônio Gomes de Lima que não se encontra mais entre nós, mas que pôde presenciar boa parte dessa jornada, pelos esforços para proporcionar a melhor educação para mim e meus irmãos (essa conquista é de vocês!); meu filho, Rafael Lima, por ser meu principal motivo pela busca e realização dos meus sonhos, e assim como aprendi com meus pais, o ensino o valor que a educação e os estudos têm; e meu namorado, Diego Campos, por todo amor, companheirismo, encorajamento diário e por crescermos juntos profissionalmente e pessoalmente. Sou extremamente grata e feliz por tê-los em minha vida. Amo vocês.

Aos meus queridos amigos, ao LEP/UEPB, ao LEP/UFRRJ e aos meus companheiros de república em Seropédica, pela ajuda nas coletas, triagem e identificação do material, e na análise dos dados; pelo café da tarde regado de muitas risadas, compartilhamento das experiências, angustias e alegrias; pelo apoio constante e trocas de receitas de bolo; por sempre me darem estadia e pelos passeios de bicicleta pelo campus da UFRRJ. Essa tese é o produto final de um trabalho coletivo que tem a contribuição de cada um de vocês. Muito obrigada!

Agradeço ao professor Francisco Gerson Araújo pela oportunidade e confiança depositada em mim e ao professor André Pessanha por não desistir de mim, pela paciência e confiança. Por ser um grande protagonista da minha formação acadêmica desde a graduação até aqui e por ensinar a verdadeira essência da pós-graduação. A você, toda minha admiração e gratidão.

Por fim, agradeço a UFRRJ que em parceria com a UEPB pude desenvolver minha pesquisa e ao CNPq pela bolsa concedida.

Essa conquista é nossa!

## RESUMO

LIMA, Lidiane Gomes de. **Padrões de distribuição de assembleias ictioplanctônicas em dois estuários tropicais do semiárido**. 2022. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

Compreender os processos que conduzem a formação das comunidades locais a partir do pool regional de espécies tem sido um dos principais objetivos da ecologia de comunidades. As espécies que ocupam os habitats disponíveis são filtradas através das restrições ambientais (filtros ambientais) que selecionam as espécies segregando nichos e favorecendo a especiação e a rotatividade de espécies. Além disso, as interações bióticas (filtros bióticos) influenciam nas variações da composição das espécies, com assembleias dominadas por espécies que apresentam vantagens competitivas. Esses filtros podem agir em escalas hierárquicas, particionando a diversidade de espécies de acordo com os componentes  $\alpha$  (diversidade local),  $\beta$  (variação da diversidade entre locais) e  $\gamma$  (diversidade regional). O presente estudo teve como objetivos: 1) verificar a variação do ictioplâncton, do meio abiótico (variáveis ambientais locais e da paisagem) e a disponibilidade de recursos alimentares; e 2) analisar o efeito das variáveis ambientais locais e da paisagem nos padrões da diversidade beta das comunidades locais de dois estuários tropicais com diferentes pressões antrópicas: um situado em uma área urbana densamente povoada, e o outro localizado em uma área de proteção ambiental. O estudo foi realizado em três zonas, de acordo com o gradiente de salinidade (superior, intermediária e inferior), ao longo do canal principal dos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape – PB. Os resultados apontaram que as variáveis em escala local, bem como a disponibilidade de recursos alimentares constituíram filtros ambientais, os quais foram responsáveis pela formação das assembleias ao longo de ambos os estuários. No estuário mais impactado (Paraíba do Norte), as influências do gradiente trófico proporcionado pelas altas concentrações de nutrientes oriundas do despejo de esgotos, atividades agrícolas e carcinicultura, além de outros impactos antrópicos, podem ter resultado no número reduzido de espécies, baixa abundância de espécies e consequentemente numa menor diversidade beta, além de interferir nas suas

funções de berçário para as espécies de peixes. Por outro lado, para o estuário menos impactado (Mamanguape), o gradiente ambiental conduzido pelas variações de temperatura, transparência e clorofila-a, bem como a disponibilidade de alimentos foram responsáveis pelos processos de formação de assembleias larvais distintas entre as zonas estuarinas, as quais foram direcionadas por meio da substituição de espécies, sugerindo a importância da heterogeneidade ambiental para a diversidade de peixes neste estuário.

**Palavras-chave:** Relação espécies-ambiente, dispersão, desova, interações bióticas, padrões de diversidade de espécies, larvas de peixe.



## ABSTRACT

LIMA, Lidiane Gomes de. **Distribution patterns of ichthyoplanktonic assemblages in two tropical estuaries in the Brazilian semiarid region.** 2022. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

Understanding the processes that lead to the formation of local communities from the regional pool of species has been one of the main objectives of community ecology. Species that occupy available habitats are filtered through environmental constraints (environmental filters) that select species by segregating niches and favoring speciation and species turnover. In addition, biotic interactions (biotic filters) influence variations in species composition, such as assemblages dominated by species that have competitive advantages. These filters can act on hierarchical scales, partitioning species diversity according to the components  $\alpha$  (local diversity),  $\beta$  (variation of diversity between locations) to  $\gamma$  (regional diversity). The present study aimed to: 1) to assess the variation of the ichthyoplankton, the abiotic environment (local and landscape environmental variables) and the availability of food resources; and 2) to analyze the effect of local environmental and landscape variables on the patterns of beta diversity of the local communities of two tropical estuaries with different anthropic pressures: one located in a densely populated urban area, and the other located in an area of environmental protection. The study was carried out in three zones, according to the salinity gradient (upper, intermediate and lower), along the main channel of the estuaries of the Paraíba do Norte and Mamanguape – PB rivers. The results showed that the variables at local scale, as well as the availability of food resources were environmental filters, which were responsible for the formation of the assemblies along both estuaries. In the most impacted estuary (Paraíba do Norte), the influences of the trophic gradient provided by high nutrient concentrations from sewage disposal, agricultural activities and a shrimp farming, in addition to other anthropic impacts, may have resulted in the reduced number of species, low abundance of species and consequently a lower beta diversity, in addition to interfering with their nursery functions for fish species. On the other hand, for the less impacted

estuary (Mamanguape), the environmental gradient driven by variations in temperature, transparency and chlorophyll-a, as well as food availability, were responsible for the spawning processes and formation of distinct larval assemblages between the estuarine zones. Which were directed through species substitution, suggesting the importance of environmental heterogeneity for fish diversity in this estuary.

**Keywords:** Species-environment relationship, dispersal, spawning, biotic interactions, patterns of species diversity, fish larvae.

## LISTA DE FIGURAS

### INTRODUÇÃO GERAL

**Figura 1** – Localização geográfica da área de estudo com indicação dos pontos de coleta nas diferentes zonas amostrados nos estuários do Rio Paraíba do Norte (a) e Rio Mamanguape (b), semiárido brasileiro.....22

### CAPÍTULO I

**Figura 1** – Localização geográfica da área de estudo com indicação dos pontos de coleta nas diferentes zonas amostrados nos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e do rio Mamanguape (b), bem como características da paisagem em torno desses ecossistemas localizados no Nordeste do Brasil.....37

**Figura 2** – Valores médios mensais e erro padrão das variáveis ambientais em escala local para as zonas superior, intermediária e inferior dos estuários dos rios Paraíba do Norte e Mamanguape, de acordo com as estações chuvosa e seca. Linha pontilhada: estuário do rio Paraíba do Norte, linha contínua: estuário do rio Mamanguape.....44

**Figura 3** – Box-plots com mediana como marca central para as variações da densidade dos ovos e larvas (a, b), riqueza de espécies (c), diversidade (d) e densidade do zooplâncton (e) nas diferentes zonas dos estuários do rio Paraíba do Norte e rio Mamanguape. Branco – estação chuvosa; cinza – estação seca. \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $< 0.001$ ; \*\*\*  $< 0.0001$ . Gráficos com as mesmas letras minúsculas e maiúsculas não são significativamente diferentes entre as zonas pelo teste do pair-wise.....49

**Figura 4** – Triplot da ordenação da análise de correspondência canônica (CCA), baseado nos dados de densidade das larvas dos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e do rio Mamanguape (b), semiárido brasileiro, correlacionados as variáveis ambientais em escala local e paisagística, representadas pelos vetores. Triângulos representando a zona superior, quadrados a zona intermediária e círculos a zona inferior. Símbolos pretos: estação chuvosa, símbolos brancos: estação seca. Variáveis ambientais: temperatura (TP), transparência (TRP), clorofila-a (CLF), nitrito (NO<sub>2</sub>), nitrato (NO<sub>3</sub>), amônia (NH<sub>4</sub>), ortofosfato (RSP), fósforo total (PT), profundidade (PRF). Zooplâncton: Tintinnida (TINND), Rotifera (RTIFRA), Polychaeta (larva) (LPLCH), Cladocera (CLDA), Zoeae de Brachyura (ZBRCHA), Nauplio de Cirripedia (NCRDA), nauplio de copépoda Calanoida (NCLNDA), copépoda Calanoida (CLNDA), nauplio de copépoda Cyclopoida (NCYPDA), copépoda Cyclopoida (CYPDA), Gastropoda (larva) (LGTPDA), Bivalvia (larva) (LBVLVA), Chaetognatha (CHTGNT), Appendicularia (APDLRA).....53

## CAPÍTULO II

**Figura – 1** Localização geográfica da área de estudo com indicação dos pontos de coleta nas diferentes zonas amostrados em toda extensão dos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e rio Mamanguape (b), bem como características da paisagem em torno desses ecossistemas.....88

**Figura – 2** Esquema hierárquico para as assembleias do icteoplâncton amostradas nas zonas e pontos dos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape, semiárido brasileiro.....91

**Figura – 3** Diversidade observada e esperada, particionada entre os componentes  $\alpha$  e  $\beta$  como a porcentagem da riqueza total de taxa ( $\gamma$ ) dos componentes hierárquicos nos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e Mamanguape (b).  $\alpha$  = diversidade dentro das unidades amostrais (arrastos),  $\beta_1$  = diversidade entre as unidades amostrais,  $\beta_2$  = diversidade entre os pontos,  $\beta_3$  = diversidade entre as zonas e  $\gamma$  = diversidade total de cada estuário.....97

**Figura – 4** Simplex ternário das relações presença/ausência das espécies entre os pares de locais nos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e Mamanguape (b) baseado na metodologia de Podani & Schmera (2011). Os pontos pretos indicam as combinações possíveis entre os pares e os círculos cinza representam a pontuação do centroide.....98

**Figura – 5** Contribuição local para a diversidade beta (LCBD) representada como símbolos proporcionais relativos e locais significativos para as unidades amostrais dos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e Mamanguape (b); e box-plots com a mediana como marca central para as zonas estuarinas (c): superior (Z1), intermediária (Z2) e Inferior (Z3). Os valores mais altos da LCBD são indicados pelos símbolos de maior diâmetro. Círculos azuis representando valores não significativos e quadrados vermelhos valores significativos. Cinza – estuário do rio Paraíba do Norte; branco – estuário do rio Mamanguape....100

**Figura – 6** Digramas de Venn indicando a porcentagem pura e a interação da variância da LCBD explicada pelas variáveis ambientais locais, de paisagem e espaciais (PCNM) escolhidas por meio da seleção do modelo entre as zonas superior (a), intermediária (c) e inferior (e) para o estuário do rio Paraíba do Norte, e entre as zonas superior (b), intermediária (d) e inferior (f) do estuário do rio Mamanguape. Res = porcentagem da variação não explicada.....103

## LISTA DE TABELAS

### CAPITULO I

**Tabela 1** – Descritores de pressão usados para calcular o índice de pressão antrópica (IP) para os estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape, semiárido brasileiro. O IP variou de 0 (sem alteração), 1 (muito baixo), 2 (baixo), 3 (médio) e 4 (alto). Arcgis 10.0, MapBiomas ([www.mapbiomas.org](http://www.mapbiomas.org)) GE: Google Earth, ANA: Agência Nacional das Águas ([www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)), SUDEMA: Superintendência de Administração do Meio Ambiente ([www.sudema.pb.gov.br](http://www.sudema.pb.gov.br)), EJ: opinião de especialistas, IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística ([www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)).....45

**Tabela 2** – Resultados da análise de correspondência canônica (CCA) realizada utilizando as variáveis ambientais locais e de paisagem relacionadas a densidade do ictioplâncton nos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape. Teste de Monte Carlo: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $< 0.001$ ; \*\*\*  $< 0.0001$ .....51

### CAPÍTULO II

**Tabela 1** - Particionamento aditivo da diversidade das espécies nos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape, semiárido brasileiro. Os valores de P indicam a proporção entre os valores observados e esperados. A  $\text{Propexp} > \text{obs} > 0,975$  indica que os valores observados foram significativamente menores do que os esperados ao acaso, enquanto que baixas proporções ( $\text{Propexp} > \text{obs} < 0,025$ ) indicam que os valores observados foram significativamente maiores do que os esperados ao acaso.....97

**Tabela 2** - Contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD) para as unidades amostrais dos estuários Paraíba do Norte e Mamanguape; e os rankings associados aos maiores valores da SCBD para cada zona estuarina. Em negrito os valores da SCBD indicando as espécies com contribuição acima do valor médio (0,031) para o estuário do rio Paraíba do Norte e (0,020) para o estuário do rio Mamanguape. Rankings em negrito indicam as espécies de maior contribuição para cada zona estuarina.....101

**Tabela 3** - Modelos lineares generalizados (GLMs) das variáveis ambientais em escala local e de paisagem; e variáveis espaciais explicando a contribuição local da diversidade beta (LCBD) nos estuários do Rio Paraíba do Norte e Mamanguape. Os valores de P indicam efeito significativo. \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.001$ , \*\*\*  $P < 0.0001$ .....104

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>15</b>
Contextualização teórica .....	15
Área de estudo .....	19
Referências .....	22
<b>CAPÍTULO I</b> .....	<b>29</b>
<b>RELAÇÕES ESPÉCIES-AMBIENTE NO ICTIOPLÂNCTON EM ESTUÁRIO TROPICAIS</b> .....	<b>29</b>
Resumo.....	30
Abstract.....	31
Introdução .....	32
Materiais e métodos .....	35
Área de estudo .....	35
Delineamento amostral .....	38
Medidas dos parâmetros ambientais .....	38
Processamento das amostras.....	39
Tratamento dos dados e análises estatísticas .....	40
Resultados .....	42
Variáveis ambientais locais.....	42
Variáveis ambientais de paisagem .....	42
Índice de pressão antrópica .....	43
Composição e distribuição do ictioplâncton .....	45
Disponibilidade de alimento .....	47
Efeito das variáveis ambientais na estrutura das assembleias ictioplanctônicas..	50
Discussão.....	54
Referências .....	58
Apêndice 1 .....	69
Apêndice 2 .....	71
Apêndice 3 .....	72
<b>CAPÍTULO II</b> .....	<b>79</b>
<b>DETERMINANTES DA DIVERSIDADE BETA DAS ASSEMBLEIAS ICTIOPLANCTÔNICAS ESTUARINAS SOB DIFERENTES NÍVEIS DE ANTROPIZAÇÃO</b> .....	<b>79</b>
Resumo.....	80
Abstract.....	82
Introdução .....	84

Materiais e métodos .....	87
Área de estudo .....	87
Delineamento amostral.....	89
Medidas dos parâmetros ambientais .....	89
Tratamento dos dados e análises estatísticas .....	90
<i>Medidas de diversidade</i> .....	90
<i>Análise dos dados</i> .....	92
Resultados .....	94
Variáveis ambientais.....	94
Estrutura das assembleias larvais .....	95
Contribuição das escalas espaciais para a diversidade das assembleias larvais .....	96
Diversidade beta total .....	98
Contribuições locais para a diversidade beta.....	98
Determinantes da diversidade beta .....	102
Discussão.....	104
Referências .....	110
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>120</b>
Apêndice 1 .....	122
Apêndice 2 .....	123

## INTRODUÇÃO GERAL

### Contextualização teórica

Um dos principais objetivos dos estudos ecológicos é compreender os processos que conduzem a estruturação das comunidades biológicas a partir do pool regional de espécies para os conjuntos locais (Keddy, 1992; Menegotto *et al.*, 2019). De acordo com os modelos baseados na teoria de nicho, as espécies que constituem a comunidade regional, necessitam passar por três filtros ecológicos principais para obter sucesso na formação de uma comunidade local, os quais são: filtros de dispersão, ambiental e de interação biótica (Barton *et al.*, 2013; Henriques *et al.*, 2016; Mou-Tham *et al.*, 2017). Esse conceito de filtros ecológicos tem sido amplamente investigado com o intuito de averiguar qual a contribuição desses três mecanismos no processo de estruturação das assembleias locais e na diversidade beta das comunidades (Duan *et al.*, 2016; Cao *et al.*, 2016; Menegotto *et al.*, 2019).

A filtragem ambiental acontece quando as restrições ambientais selecionam as espécies ocasionando na segregação espacial e temporal de nichos, favorecendo a especiação e a rotatividade das espécies (McLusky & Elliott, 2007; Barton *et al.*, 2013; Pasquard *et al.*, 2015). Os ecossistemas estuarinos são sujeitos a uma série de processos hidrológicos, oceanográficos e antropogênicos, que ocasionam na formação de gradientes ambientais, os quais impõem restrições às espécies pouco adaptadas em respostas às características abióticas, ocasionando em mudanças na composição e distribuição das espécies ao longo de tais gradientes (Cornwell *et al.*, 2006; Elliot *et al.*, 2007; Sobral & Cianciaruso, 2012; Whitfield *et al.*, 2012; Potter *et al.*, 2013; Kraft *et al.*, 2015; Mérigot *et al.*, 2016; Teichert *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019).

Essas constantes flutuações das características ambientais são cruciais na dinâmica do ictioplâncton estuarino, uma vez que essas variações espaciais e temporais das condições ambientais geram uma diversidade de assembleias larvais conforme sua tolerância às condições ambientais ao longo do gradiente estuarino (Barletta *et al.*, 2003; Maci & Basset, 2009; Cattani *et al.*, 2016). Essa



dinâmica está relacionada aos aspectos da reprodução das espécies de peixes estuarino-dependentes, que desovam na área costeira (Vinagre *et al.*, 2009). Os ovos, por sua vez, são transportados por correntes e ventos da área costeira até os estuários. Essa fase entre a desova e a chegada bem-sucedida nas áreas de berçário é fundamental para o sucesso do recrutamento, visto que esse é o período de maior mortalidade para os ovos e larvas (Vinagre *et al.*, 2009).

É sabido que vários fatores interferem na sobrevivência larval e distribuição, tais como ventos, temperaturas fora da faixa de sobrevivência, altas salinidades e escassez de alimentos, e que cada espécie está adaptada a diferentes intervalos e requisitos (Vinagre *et al.*, 2007). Contudo, inúmeros estudos também apontam que a salinidade bem como, a temperatura e a precipitação funcionam como drivers influenciando os processos de desova e desenvolvimento dos ovos e larvas, bem como a dinâmica larval (Barletta-Bergan *et al.*, 2002a; Islam *et al.*, 2006; Strydom, 2015; Machado *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019).

Para a região do semiárido brasileiro, as chuvas escassas acompanhadas de longos períodos de estiagem, faz com que a precipitação seja um importante fator para o funcionamento das bacias hidrológicas dessa região, as quais apresentam rios de regime de fluxo intermitente na maior parte dos trechos e tornando-se perenes próximos à costa onde a bacia é influenciada por afluentes de áreas mais úmidas (Oliveira-Silva *et al.*, 2018). Dessa forma, o funcionamento dos estuários tropicais dessa região são fortemente influenciados pela magnitude e tempo do escoamento de água doce que atinge o estuário, assim, provocando variações de salinidade, turbidez, transparência e concentração de nutrientes, bem como nas taxas de fecundidade, sucesso de desova e recrutamento das espécies de peixes (Gillanders *et al.*, 2011; Feyrer *et al.*, 2015).

Além da importância da relação das espécies com o meio abiótico para a estruturação das assembleias locais, as interações bióticas como as relações de competição, predação, tolerância e recrutamento são responsáveis por gerar variações na composição das espécies com assembleias dominadas por

espécies que apresentam vantagens competitivas (Rice, 2005; Henriques *et al.*, 2016). Dentre essas interações, a relação predador-presa pode alterar a estrutura da comunidade moldando a distribuição espacial e temporal das assembleias ictioplanctônicas (Faustino & Terra, 2019), uma vez que a busca por recursos alimentares e o consumo preferencial de algumas presas faz com que esses organismos ajustem a sua distribuição de acordo com as manchas de recursos disponíveis no ambiente (Shepherd & Litvak, 2004; Giam & Olden, 2016; Machado *et al.*, 2017).

No caso dos recursos alimentares, as larvas tendem a mudar sua dieta de acordo com a ontogenia e a preferência por presas está relacionada às características como o tamanho e valor nutricional para garantir o sucesso larval (Pepin, 2016). Nos primeiros estágios larvais da maioria das espécies de peixes ocorre o consumo de presas menores, como náuplios de copépodos e o fitoplâncton. O desenvolvimento das nadadeiras, influenciando numa melhor habilidade natatória, resulta em maiores taxas de encontro e eficiência na captura de presas maiores e mais energéticas, além da habilidade de procurar habitats mais favoráveis ao desenvolvimento (Sarma *et al.*, 2003; Ramos *et al.*, 2011). Por exemplo, o estudo realizado por Lima e Barletta (2016), no Nordeste do Brasil mostrou que as larvas de *Anchovia clupeioides* e *Cetengraulis edentulus* em estágios menos desenvolvidos ocorreram em maior abundância no canal principal devido sua menor capacidade natatória, enquanto as larvas em estágios mais avançados foram mais abundantes nos canais de mangue.

A filtragem ambiental juntamente as interações bióticas podem funcionar como limitadores da dispersão promovendo o isolamento e por consequência a dissimilaridade espacial (diversidade beta) entre as assembleias locais (Legendre *et al.*, 2005; Henriques *et al.*, 2016). A dispersão é um fator importante para a compreensão da organização das comunidades, pois a variação na composição de espécies entre habitats pode estar associadas tanto à dispersão dos organismos quanto aos filtros ambientais e interações entre as espécies (Leibold *et al.*, 2004). Sendo assim, os padrões de diversidade beta dependem dos filtros que estão agindo dentro de cada escala (local *versus* regional) (Henriques *et al.*, 2016).

A diversidade beta tem sido frequentemente utilizada para avaliar a dissimilaridade das comunidades locais, a qual pode ser decomposta em diferentes componentes ecológicos. Segundo Schmera & Podani (2011), a diversidade beta pode ser decomposta em dois componentes principais: a substituição de espécies e a diferença de riqueza. A substituição de espécies refere-se ao fenômeno em que as espécies tendem a se substituir ao longo de gradientes ecológicos, espaciais e temporais, implicando no ganho e/ ou perda simultânea de espécies devido à filtragem ambiental, competição ou eventos históricos (Schmera & Podani, 2011; Legendre, 2014). Já a diferença de riqueza refere-se à dissimilaridade associada às perdas de espécies nas quais uma assembleia é um subconjunto estrito de outra assembleia mais rica em número de espécies, refletindo a diversidade de nichos ecológicos disponíveis em diferentes locais ou outros processos que influenciam o número de espécies, tais como a capacidade de dispersão dos organismos, qualidade do habitat e eventos de extinção seletiva (Carvalho *et al.*, 2012; Legendre, 2014).

Os estuários são sistemas ideais para testar a contribuição relativa das variáveis locais e espaciais para a variação de composição e os componentes da diversidade beta, uma vez que apresentam gradientes em uma ampla gama de condições ambientais (Vanschoenwinkel *et al.*, 2007; Gianuca *et al.*, 2017). No entanto, as crescentes mudanças climáticas globais e dos impactos antrópicos oriundos da urbanização e uso da terra, têm causado grandes mudanças na qualidade da água e no funcionamento desses ecossistemas, afetando as comunidades com perturbações do ciclo biológico de espécies marinhas e estuarinas, perda de biodiversidade e redução da produtividade da pesca (Paiva & Araújo, 2010; McCauley *et al.*, 2015; Silva-júnior *et al.*, 2017; Camara *et al.*, 2019), dificultando a compreensão sobre os padrões da biodiversidade e o planejamento de medidas para a conservação.

O presente estudo está estruturado em dois capítulos: O capítulo 1 intitulado “Ictioplâncton em dois estuários tropicais com diferentes níveis de antropização: relações espécies-ambiente”, pretendeu-se avaliar a variação dos níveis estruturais (densidade, riqueza e diversidade) do ictioplâncton em relação às variáveis ambientais locais e de paisagem de dois estuários

tropicais com diferentes pressões antrópicas: um situado em uma área urbana densamente povoada, e o outro localizado em uma área de proteção ambiental. Dessa forma, a hipótese testada foi a de que as variações do ciclo hidrológico serão principal variável preditora sobre a estrutura das assembleias ictioplanctônicas ao longo do gradiente estuarino. Uma vez que, tais variações através da maior entrada de água doce no sistema pode atuar no aumento da capacidade assimilativa estuarina, ocasionando na diminuição das concentrações de nutrientes tornando o ambiente mais tolerável para o estabelecimento das larvas, maximizando suas funções de berçário para as espécies de peixes.

No capítulo 2 intitulado “Organização das metacomunidades ictioplanctônicas de dois estuários tropicais: preditores ambientais e componentes da diversidade beta” objetivou-se em analisar o efeito das variáveis ambientais locais e de paisagem nos padrões de diversidade beta das comunidades locais que formam as assembleias de dois estuários, um submetido a diversos impactos antrópicos e outro situado em uma área de proteção ambiental. Para tanto, foram formuladas duas hipóteses: (1) a diversidade beta será menor em assembleias submetidas a estressores ambientais, devido aos impactos antrópicos, as quais serão conduzidas pelas diferenças de riqueza e (2) as dissimilaridades entre as comunidades locais ocorrerá devido a processos locais, devido a influência das variáveis ambientais.

### **Área de estudo**

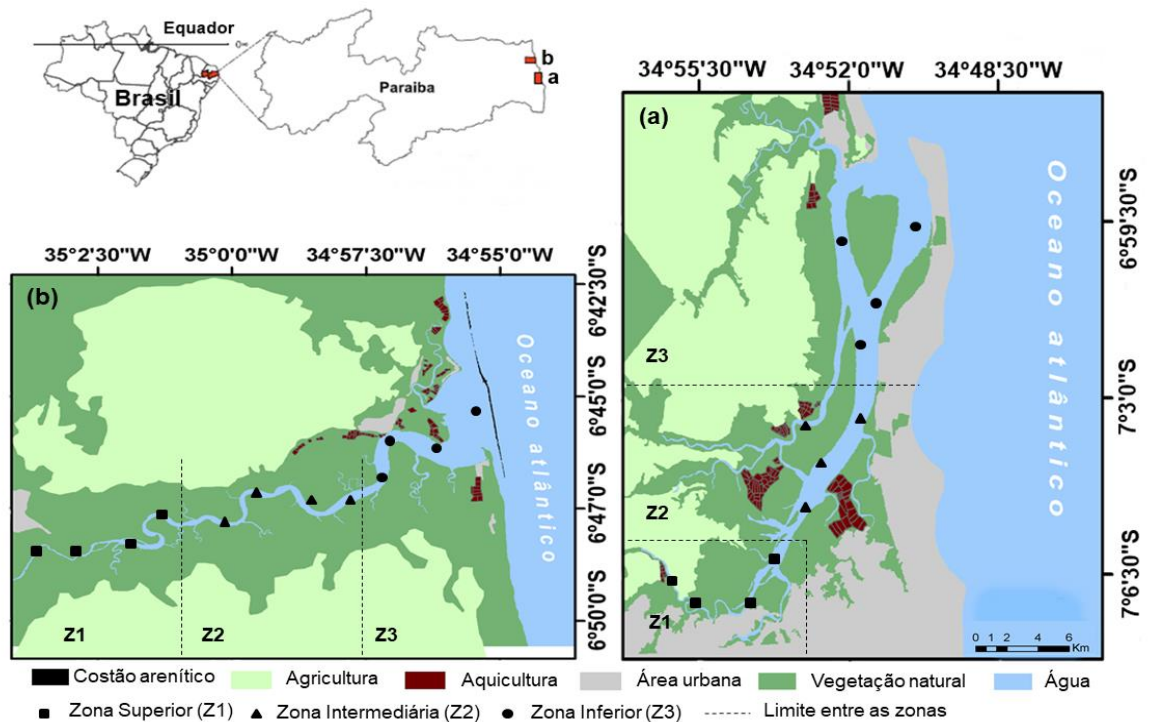
Os estuários do rio Paraíba do Norte e do rio Mamanguape (Fig. 1) estão localizados no estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. As bacias de ambos os rios percorrem uma área de 20.124 e 3.522 km<sup>2</sup>, respectivamente (AESA, 2019). O clima da região é quente e úmido, de acordo com a classificação climática do tipo AS' de Köppen-Geiger (Alvares *et al.*, 2013). Em ambos, a estação chuvosa ocorre de março a agosto com maior precipitação em abril, maio e junho, enquanto a estação seca é de setembro a fevereiro, com estiagem rigorosa nos meses de outubro a dezembro e precipitações

anuais de 2.000 mm a menos de 30 mm por estação e com temperatura média anual varia entre 24 a 26° C (Alvares *et al.*, 2013).

A bacia do rio Paraíba do Norte drena a região mais seca do Brasil (o planalto da Borborema), sendo considerado o corpo aquático mais importante do estado. A maior parte de suas águas fica retida em reservatórios, exceto nos anos mais chuvosos (AESAs, 2019). Já a bacia do rio Mamanguape drena de áreas menos secas, incluindo uma faixa úmida, levando à drenar água com mais frequência nas planícies costeiras (Dolbet *et al.*, 2016). No entanto, por estarem localizados na região do semiárido, ambos os rios são considerados intermitentes. Assim, a maior parte do aporte de água doce é proveniente das chuvas que ocorrem na faixa litorânea. Extensas plantações de cana de açúcar substituíram quase a área original da floresta tropical e agora cobrem a maioria dos setores da planície litorânea em ambas as bacias (Alves *et al.*, 2016). Além disso, ambos os estuários são submetidos a diferentes graus de impactos antropogênicos (Dolbet *et al.*, 2016; Moura *et al.*, 2016; Vendel *et al.*, 2017).

O estuário do rio Paraíba do Norte (Fig. 1b) está localizado em 7°06'06,0"S 34°53'47,1"O ocupando uma área de 3.012 hectares, possuindo uma extensão de 22km no sentido leste-oeste e 1,4 km de largura da boca, estando situado em torno de uma área metropolitana, com aproximadamente 1.200.000 habitantes, que compreende os municípios de Santa Rita, Bayeux, João Pessoa, Cabedelo e Lucena, constituindo a região submetropolitana de João Pessoa (IBGE, 2020). O estuário é formado por uma rede de rios interconectados, onde o rio Paraíba do Norte constitui o canal principal e seus tributários: os rios Sanhauá, Paroeira, Mandacarú, Tiriti, Tambiá, Ribeira e Guia. Suas margens são formadas por vegetação de mangue, bem como plantações de cana de açúcar. Ainda, o despejo de esgotos domésticos e industriais, e atividades de carcinicultura ocupam grande parte da área restante de manguezais, além do terminal portuário de Cabedelo e intensa atividade turística (Nishida, 2008; Dolbet *et al.*, 2016). Essas atividades levaram a degradação ambiental geral do estuário com sinais visíveis dos impactos antropogênicos que tendem a ser agravadas devido à crescente ocupação costeira (Dolbet *et al.*, 2016).

O estuário do rio Mamanguape (Fig. 1b) está localizado entre 6°43'02"S e 35°67'46"O, com extensão de cerca de 25 km no sentido leste-oeste e de 5 km no sentido norte-sul, estando situado entre os municípios de Rio Tinto, Marcação e Baía da Traição com aproximadamente 41.727 habitantes (IBGE, 2020). O estuário possui uma área de 16.400 hectares de manguezal bem preservado, além de uma faixa de recifes costeiros paralelos à costa com uma extensão de 13 km e com largura de até 30m em alguns trechos, criando uma área protegida com águas calmas, fornecendo importantes fontes de alimento e áreas de berçário para inúmeras espécies, fazendo parte da Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004; Pessanha *et al.*, 2015). Essa área foi criada pelo Decreto Nº 924, de 10 de setembro de 1993, com o objetivo de proteger os ecossistemas costeiros, bem como o peixe boi marinho *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758 (Mourão & Nordi, 2003). O plano de manejo foi aprovado pela Portaria Nº 057, de 22 de maio de 2014 ([http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-demanejo/apa\\_arie\\_manguezais\\_mamanguape2014.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-demanejo/apa_arie_manguezais_mamanguape2014.pdf)). Apesar de estar situado em uma área de proteção ambiental, o estuário é submetido a atividades de carcinocultura e às plantações de cana de açúcar que ocupam as áreas em torno do estuário, contribuindo para a poluição por agroquímicos e eutrofização (Pessanha *et al.*, 2015).



**Figura – 1** Localização geográfica da área de estudo com indicação dos pontos de coleta nas diferentes zonas amostrados nos estuários do Rio Paraíba do Norte (a) e Rio Mamanguape (b), semiárido brasileiro.

## Referências

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2019). Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2019. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/chuvas/climatologiasGraficos.jsp>. Acesso 01 junho 2019.

ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES, P. R. JR.; LOYOLA, R. D. & ULRICH, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* **117** (8), p. 1227 – 1239. Doi:10.1111/j.2008.0030-1299.16644.x.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M. & SPAROVEK, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. **22** (6), p. 711-728. Doi:10.1127/0941-2948/2013/0507.

ALVES, V. E. N.; PATRÍCIO, J.; DOLBETH, M.; PESSANHA, A.; PALMA, A. R. T.; DANTAS, E. W. & VENDEL, A. L. (2016). Do different degrees of human impact affect the diet of *Atherinella brasiliensis* (Brazilian silverside) in two Brazilian estuaries? *Journal Fish Biology* **89**, p.1239–1257.

BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. (2002a). Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology* **61**, p. 33–51. Doi:10.1111/j.10958649.2002.tb01759.x.

BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U. & HUBOLD, G. (2003). Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series*. **256**, p. 217–228.

BARTON, A. D.; PERSHING, A. J.; RECORD, N. R.; EDWARDS, K. F.; FINKEL, Z. V.; KIORNOE, T. & WARD, B. A. (2013). The biogeography of marine plankton traits. *Ecology Letters*, **16**, p. 522–534. Doi: 10.1111/ele.12063.

BASELGA, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology Biogeography* **19**, p. 134–143.

BRENDONCK, L. M.; JOCQUÉ, M.; TUYTENS, K.; TIMMS, B. V. & VANSCHOENWINKEL, B. (2015). Hydrological stability drives both local and regional diversity patterns in rock pool metacommunities. *Oikos* **124**, p. 741–749.

CAMARA, E. M.; AZEVEDO, M. C. C.; FRANCO, T. P. & ARAÚJO, F. G. (2019). Hierarchical partitioning of fish diversity and scale-dependent environmental effects in tropical coastal ecosystems. *Marine Environmental Research* **148**, p. 26 – 38. Doi: 10.1016/j.marenvres.2019.05.006.

CAO, P.; WANG, J. T.; HU, H. W.; ZHENG, Y. M.; GE, Y.; SHEN, J. P. & HE, J. Z. (2016). Environmental filtering process has more important roles than dispersal limitation in shaping largescale prokaryotic beta diversity patterns of grassland soils. *Microbial Ecology* **72**, p. 221–230.

CATTANI, A. P.; JORGE, F. G. D.; RIBEIRO, G. C.; WEDEKIN, L. L.; LOPES, P. C. A. S.; RUPIL, G. M. & SPACH, H. L. (2016). Fish assemblages in a coastal bay adjacent to a network of marine protected areas in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* **64 (3)**, p. 295-308. Doi:10.1590/S167987592016121306403.

CERHPB – Conselho Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba (2004). **Proposta de instituição do comitê de bacias hidrográficas do litoral norte**. João Pessoa. Mimeo.

CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W. & ACKERLY, D. D. (2006). A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* **87 (6)**, p. 1465-1471.

COTTENIE, K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* **8**, p. 1175–1182.



DOLBETH, M.; VENDEL, A. L.; BAETA, A.; PESSANHA, A. L. M. & PATRÍCIO, J. (2016). Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries with fish richness, traits and food webs. *Marine Ecology Progress Series*. **560**, p. 41-55. Doi:10.3354/meps11895.

DUAN, M.; LIU, Y.; YU, Z.; BAUDRY, J.; LI, L.; WANG, C.; Wang, J. & AXMACHER, C. (2016). Disentangling effects of abiotic factors and biotic interactions on cross-taxon congruence in species turnover patterns of plants, moths and beetles. *Scientific Reports* **6**, p. 23511.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD<sup>2</sup>, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G. & HARRISON, T. D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and fisheries* **8**, p. 241-268. Doi: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x.

FAUSTINO, A. C. Q. & TERRA, B. F. (2019). Ecological drivers of fish metacommunities: Environmental and spatial factors surpass predation in structuring metacommunities of intermittent rivers. *Ecology Freshwater Fish* **00**, p. 1-11. Doi: 10.1111/eff.12502.

FEYRER, F.; CLOERN, J. E.; BROWN, L. R.; FISH, M. A.; HIEB, K. A. & BAXTER, R. D. (2015). Estuarine fish communities respond to climate variability in river and ocean basins. *Global Change Biology* **21**, p. 3608–3619. Doi: 10.1111 / gcb.12969.

GIAM, X. & OLDEN, J. D. (2016). Environment and predation govern fish community assembly in temperate streams. *Global Ecology and Biogeography* **25 (10)**, p. 1194 – 1205. Doi: 10.1111/geb. 12475.

GIANUCA, A. T.; DECLERCK, S. A. J.; LEMMENS, P. & MEESTER, L. D. (2017). Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of b-diversity. *Ecology* **98 (2)**, p. 525–533. Doi: 10.1002 / ecy.1666.

GILLANDERS, B. M.; ELSDON, T. S.; HALLIDAY, I. A.; JENKINS, G. P.; ROBINS, J. B. & VALESINI, F. J. (2011). Potential effects of climate change on Australian estuaries and fish-using estuaries: a review. *Marine and Freshwater Research* **62**, p. 1115-1131. Doi:10.1071 / MF11047.

GRÖNROOS, M.; HEINO, J.; SIQUEIRA, T.; LANDEIRO, V. L.; KOTANEM, J. & BINI, L. M. (2013). Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution* **3 (13)**, p. 4473 – 4487. Doi: 10.1002/ece3.834.

HENRIQUES, S.; CARDOSO, P.; CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. N. & VASCONCELOS, R. P. (2016). Processes underpinning fish species composition patterns in estuarine ecosystems worldwide. *Journal of Biogeography*, p. 1- 13. Doi:10.1111/jbi.12824.

HILL, M. J.; HEINO, J.; THORNHILL, I.; RYVES, D. B. & WOOD, P. J. (2017). Effects of dispersal mode on the environmental and spatial correlates of nestedness and species turnover in pond communities. *Oikos* **126**, p. 1575–1585. Doi: 10.1111/oik.04266.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020). População estimada dos municípios – ano 2010. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>. Acesso 05 junho 2010.

ISLAM, MD. S.; HIBINO, M. & TANAKA, M. (2006). Distribution and diets of larval and juvenile fishes: Influence of salinity gradient and turbidity maximum in a temperate estuary in upper Ariake Bay, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **68**, p. 62-74. Doi:10.1016/j.ecss.2006.01.010.

KEDDY, P. A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* **3**, p. 157–164.

KRAFT, N. J. B.; ADLER, P. B.; GODOY, O.; JAMES, E. C.; FULLER, S. & LEVINE, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* **29**, p. 592-599. Doi: 10.1111/1365-2435.12345.

LEGENDRE, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology Biogeography* **23**, p. 1324–1334.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D. & PERES-NETO, P.R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* **75**, p.435–450.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPEES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M. & GONZALEZ, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**, p. 601–613. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x.

LIMA, A. R. A. & BARLETTA, M. (2016). Lunar influence on prey availability, diet shifts and niche overlap between Engraulidae larvae in tropical mangrove creeks. *Journal of Fish Biology* **89** (4), p. 2133 – 2152. Doi: 10.1111/jfb.13121.

MACHADO, I.; CALLIARI, D.; DENICOLA, A. & RODRÍGUEZ-GRÃNA, L. (2017). Coupling suitable prey field to in situ fish larval condition and abundance in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **187**, p. 31-42. Doi:10.1016/j.ecss.2016.12.021.

MACI, S. & BASSET, A. (2009). Composition, structural characteristics and temporal patterns of fish assemblages in non-tidal Mediterranean lagoons: A case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **83** (4), p. 602-612. Doi:10.1016/j.ecss.2009.05.007.

MCCAULEY, D. J.; PINSKY, M. L.; PALUMBI, S. R.; ESTES, J. A.; JOYCE, F. H. & WARNER, R. R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science* 347 (6219), 1255641. Doi: 10.1126/science.1255641.

McLUSKY, D. & ELLIOT, M. (2007). Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine Coastal and Shelf Science* **71** (3), p. 359-363. Doi:10.1016/j.ecss.2006.08.025.

MENEGOTTO, A; DAMBROS, C. S. & NETTO, S. A. (2019). The scale-dependent effect of environmental filters on species turnover and nestedness in an estuarine benthic community. *Ecology* **100** (7), p. 1–9.

MÉRIGOT, B.; LUCENA, F. F.; VIANA, P. A.; FERREIRA, B. P.; COSTA-JUNIOR, E. N.; SILVA-JÚNIOR, C. A. B. & FRÉDOU, T. (2017). Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. *Ocean and Coastal Management* **143**, p. 175–183. Doi: 10.1016/j.ocecoaman.2016.08.004.

MOURA, G. C.; BARBOSA, J. E. L.; PATRÍCIO, J.; NERYD, J. F. & GONÇALVES, A. M. M. (2016). Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. *Ecological Indicators* **69**, p. 284–294. Doi:10.1016/j.ecolind.2016.04.037.

MOURÃO, J. S. & NORDI, N. (2003). Etnoictiologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* **29** (1), p. 9 – 17.

MOU-THAM, G.; KULBICKI, M.; GILBERT, A.; TUAHINE, J. & ANDRÉFOUËT, S. (2017). Assembly rules of fish communities in Tuamotu archipelago atoll lagoons: The case of Fangatau, a lagoon dominated by giant clam habitats. *Marine biodiversity* **48** (6), p. 1 – 10. Doi: 10.1007/s12526-017-0708-1.

NISHIDA, A. K.; NORDI, N. & ALVES, R. R. N. (2008). Aspectos socioeconômicos dos catadores de moluscos do litoral paraibano, Nordeste do Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* **8** (1), p. 207 – 215.

OLIVEIRA-SILVA, L.; RAMOS, T. P. A.; CARVALHO-ROCHA, Y. G. P.; VIANA, K. M. P.; AVELLAR, R. D. C. & RAMOS, R. T. D. C. (2018). Ichthyofauna of the Mamanguape river basin, Northeastern, Brazil. *Biota Neotropica* **18** (3), p. e20170452 Doi: 10.1590/1676-0611-BN-2017-0452.

PAIVA, A. C. G. DE. & ARAÚJO, M. E. DE. (2010). Environmental Characterization and Spatial Distribution of Fish Fauna in Estuaries in the State of Pernambuco, Brazil. *Tropical Oceanography* **38**, p. 1 – 46.

PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J. & CABRAL, H. (2015). Worldwide patterns of fish biodiversity in

estuaries: Effect of global vs. local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **154**, p. 122-128. Doi:10.1016/j.ecss.2014.12.050.

PEPIN, P. (2016). Reconsidering the impossible — linking environmental drivers to growth, mortality, and recruitment of fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **73 (2)**, p. 1 – 34. Doi: 10.1134/cjfas-2015-0091.

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; SILVA, A. F. D. & SALES, N. S. (2015). Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. *Neotropical Ichthyology* **13**, p. 401–412. Doi:10.1590/1982-0224-20140080.

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOT, M. & WHIFIELD, A. K. (2013). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* **16**, p. 230-239. Doi: 10.1111/faf.12050.

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; LIMA, A. R. A. & COSTA, M. F. (2011). Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks. *Journal of Fish Biology* **78**, p. 344–354.

RICE, J. C. (2005). Understanding fish habitat ecology to achieve conservation. *Journal of Fish Biology* **67**, p. 1 - 22. Doi: 10.1111/j.1095-8649.2005.00933.x.

SARMA, S. S. S.; LÓPEZ-RÓMULO, J. A. & NANDINI, S. (2003). Larval feeding behaviour of blind fish *Astyanax fasciatus* (Characidae), black tetra *Gymnocorymbus ternetzi* (Characidae) and angel fish *Pterophyllum scalare* (Cichlidae) fed zooplankton. *Hydrobiologia* **510**, p. 207–216.

SHEPHERD, T. D. & LITVAK, M. K. (2004). Density-dependent habitat selection and the ideal free distribution in marine fish spatial dynamics: considerations and cautions. *Fish and fisheries* **5**, p. 141–152.

SILVA-JR, C. A. B.; MÉRIGOT, B.; LUCENA-FRÉDOU, F.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M. S.; REZENDE, S. M. & FRÉDOU, T. (2017). Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **198**, p. 413 – 420. Doi: 10.1016/j.ecss.2016.08.030.

SOBRAL, F. L. & CIANCIARUSO, M. V. (2012). Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re)montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience journal* **28 (4)**, p. 617 – 631.

STRYDOM, N. A. (2015). Patterns in larval fish diversity, abundance, and distribution in temperate South African estuaries. *Estuaries and Coast* **38**, p. 268-284. Doi:10.1007/s12237-014-9801-x.

TEICHERT, N.; PASQUAUD, S.; BORJA, A.; CHUST, G.; URIARTE, A. & LEPAGE, M. (2017). Living under stressful conditions: Fish life history

strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **188**, p. 18-26. Doi:10.1016/j.ecss.2017.02.006.

ULRICH, W.; ALMEIDA-NETO, M. & NICHOLAS, J. G. A. (2009). Consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* **118**, p. 3-17.

VANSCHOENWINKEL, B.; VRIES, C. D.; SEAMAN, M. & BRENDONCK, L. (2007). The role of metacommunity processes in shaping invertebrate rock pool communities along a dispersal gradient. *Oikos* **116** p.1255–1266.

VENDEL, A. L.; BESSA, F.; ALVES, V. E. N.; AMORIM, A. L. A.; PATRÍCIO, J. & PALMA, A. R. T. (2017). Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin* **117 (1-2)**, p. 448–455. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.081.

VINAGRE, C.; COSTA, M. J. & CABRAL, H. N. (2007). Impact of climate and hydrodynamics in sole larval immigration into the Tagus estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **75**, p. 516–524.

VINAGRE, C.; SANTOS, F. D.; CABRAL, H. N. & COSTA, M. J. (2009). Impact of climate and hydrology on juvenile fish recruitment towards estuarine nursery grounds in the context of climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **85**, p. 479–486.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOT, M.; BASSET, A.; BLABER, S. J. M. & WEST, R. J. (2012). Paradigms in estuarine ecology – A review of the remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **97**, p. 78-90. Doi: 10.1016/j.ecss.2011.11.026.

ZHANG, H.; XIAN, W. & LIU, S. (2019). Seasonal variations of the ichthyoplankton assemblage in the Yangtze Estuary and its relationship with environmental factors. *PeerJ*. p. 1- 17. Doi: 10.7717/peerj.6482.



**SEROPÉDICA – RJ**  
**2022**

## Resumo

Estudos sobre os padrões de distribuição da comunidade ictioplanctônica nos ecossistemas estuarinos são relevantes para a compreensão da utilização do ambiente estuarino pelas espécies para completar seu ciclo de vida, através das interações com o meio abiótico. O presente estudo visou avaliar a variação espaço - temporal do ictioplâncton, quanto à densidade, riqueza e diversidade em relação às variações das características ambientais locais e de paisagem de dois estuários tropicais com diferentes pressões antrópicas. O estudo foi realizado nos estuários do rio Paraíba do Norte, situado em uma área densamente populosa com sinais visíveis de degradação ambiental, e no estuário do rio Mamanguape, localizado em uma área de proteção ambiental, no Nordeste do Brasil. A hipótese testada foi a de que as variações do ciclo hidrológico é a principal variável preditora sobre a estrutura das comunidades ictioplanctônicas ao longo do gradiente estuarino. As amostragens ocorreram em três zonas ao longo do canal principal de ambos os estuários, sendo realizados arrastos horizontais de subsuperfície acompanhados da aferição dos parâmetros ambientais, durante o ciclo anual entre 2018 e 2019. A variação espacial e temporal das assembleias larvais ao longo do canal principal de ambos os estuários foram determinadas por uma sequência de variáveis ambientais, destacando-se a temperatura, transparência, clorofila-a e concentração de nutrientes, as quais foram influenciadas pelas variações do ciclo hidrológico, tendo a precipitação como driver dos processos de distribuição e desova das espécies. A densidade larval foi maior durante a estação chuvosa em ambos os estuários, destacando a importância desse período para a dinâmica do ictioplâncton estuarino. A menor precipitação aliada às maiores concentrações de clorofila-a durante a estação seca favoreceu o estabelecimento de espécies marinhas, cruciais para o aumento da riqueza e diversidade de espécies ao longo do estuário do rio Mamanguape. Por outro lado, no estuário do rio Paraíba houve uma redução da riqueza e diversidade de espécies durante essa mesma estação. O que pode estar associado às maiores concentrações de poluentes registradas e às atividades agrícolas e de dragagem que contribuíram para a diminuição da qualidade do habitat impactando a comunidade ictioplanctônica nesse estuário. No presente estudo os representantes da guilda ecológica Marinha Estuarina Dependente apresentaram-se em maior número, tendo como principais espécies as das famílias Engraulidae e Clupeidae. Essa abundância de espécies dependentes do estuário enfatiza a importância desses ecossistemas como áreas de berçário.

**Palavras - chave:** Recrutamento, gradientes ambientais, desova, variações do ciclo hidrológico.

## Abstract

Studies on the distribution patterns of the ichthyoplankton community within the estuarine ecosystems are of great relevance for understanding the utilization of the estuarine environment by species to complete their life cycle, through interactions with the abiotic environment. The present study aimed to evaluate the spatio-temporal variation of ichthyoplankton density, richness and diversity in relation to variations in local environmental and landscape characteristics of two tropical estuaries with different anthropic pressures. The study was carried out in the estuaries of the Paraíba do Norte River, located in a densely populated area with visible signs of environmental degradation, and in the estuaries of the Mamanguape River, located in an environmental protection area, in Northeastern Brazil. The hypothesis tested was that variations in the hydrological cycle is the main predictor variable on the structure of ichthyoplankton communities along the estuarine gradient. Sampling occurred in three zones along the main channel of both estuaries, with horizontal subsurface trawls accompanied by the measurement of environmental parameters, during the annual cycle between 2018 and 2019. The spatial and temporal variation of the larval assemblages along the main channel of both estuaries were determined by a sequence of environmental variables, highlighting the temperature, transparency, chlorophyll-a and concentration of nutrients, which were influenced by the variations of the cycle hydrological, with precipitation as the driver of species distribution and spawning processes. Larval density was highest during the wet season in both estuaries, indicating the importance of this period for estuarine ichthyoplankton dynamics. The lower rainfall combined with the higher chlorophyll-a concentrations during the dry season favored the establishment of marine species, crucial to the increase in species richness and diversity along the Mamanguape River estuary. On the other hand, in the Paraíba River estuary there was a reduction in species richness and diversity during this same season. This may be associated with the higher concentrations of pollutants recorded and the agricultural and dredging activities that contributed to the decrease in habitat quality impacting the ichthyoplankton community in this estuary. In this study, the representatives of the Marine Estuarine Dependent ecological guild were the most numerous, with the Engraulidae and Clupeidae as the main species. This abundance of estuary-dependent species emphasizes the importance of these ecosystems as nursery areas.

**Keywords:** Recruitment, environmental gradients, spawning, variations in the hydrological cycle.



## Introdução

Os estuários fornecem diversos serviços ecossistêmicos essenciais, incluindo funções como as de berçário, rotas de migração, forrageamento e proteção para os estágios iniciais de uma variedade de espécies de peixes que passam seus primeiros anos de vida nestes ambientes (Lima *et al.*, 2016a; Santos *et al.*, 2017). Esses locais são frequentemente considerados sistemas de estresse natural devido à alta variabilidade espaço-temporal das condições físicas e químicas (Elliott & Quintino, 2007), que estão relacionadas com as variações dos processos oceanográficos atuantes (período e amplitude das marés) e também com os fatores climáticos sazonais (intensidade dos ventos e precipitação). Por exemplo, os ciclos de maré causam flutuações na disponibilidade de habitats, enquanto que os ventos auxiliam no movimento das correntes, que por sua vez, atuam no transporte de nutrientes (Vinagre *et al.*, 2009; Teichert *et al.*, 2017). Por sua vez, as variações do ciclo hidrológico, provocam mudanças na salinidade, temperatura, turbidez ou concentrações de oxigênio dissolvido contribuindo para a formação de gradientes ambientais (Elliott & McLusky, 2002; Lobry *et al.*, 2006; Kraft *et al.*, 2015). Essas variáveis relacionadas com o ciclo sazonal promovem mudanças na vazão dos rios em decorrência dos eventos de chuva e seca nas zonas tropicais, cuja frequência e intensidade são importantes para descreverem o gradiente espacial. Dessa forma, tais mudanças no sistema estuarino fornecem condições favoráveis ou desfavoráveis para a sobrevivência e o sucesso do recrutamento das espécies de peixes que dependem desses ecossistemas.

As características fisiológicas, morfológicas e de história de vida influenciam as larvas de peixes ao longo de tais gradientes, e conseqüentemente, geram restrições impostas pelas condições ambientais, limitando o leque de estratégias bem sucedidas através da exclusão das espécies pouco adaptadas, e ao mesmo tempo favorecendo as estratégias das espécies bem adaptadas (Winemiller *et al.*, 2015; Teichert *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2020). Essas restrições, portanto, funcionam como limitadores de dispersão atuando na montagem e estruturação das assembleias locais a partir de um *pool* regional de espécies (Duan *et al.*, 2016; Menegotto *et al.*, 2019). Trush *et*

*al.* (2005) sugerem que os modelos de espécie-ambiente são importantes ferramentas para ecologia e conservação. No entanto, ainda é difícil prever como a distribuição das espécies é afetada pelas variáveis ambientais pelo fato de que há para a maioria dos ecossistemas um pequeno conhecimento de como a extensão espacial, o habitat e a heterogeneidade ambiental interagem para afetar as interações nesses ambientes (Trush *et al.*, 2005). Compreender como os padrões de variação de fatores bióticos e abióticos influenciam a distribuição de espécies e assembléias no tempo e no espaço ao longo de tais gradientes estão entre os principais desafios nos estudos ecológicos (Trush *et al.*, 2005).

Dentre as características ambientais locais, a salinidade e a temperatura da água têm sido consideradas as principais preditoras da distribuição e abundância do ictioplâncton (Amorim *et al.*, 2016; Spies & Steele, 2016). Contudo, nos ambientes tropicais devido à estabilidade nos padrões de temperatura, a salinidade é considerada um dos principais estruturadores dessas comunidades tendo em vista a sua influência no metabolismo desses organismos planctônicos, através dos mecanismos de osmorregulação, sendo cruciais para a sobrevivência larval (Lima *et al.*, 2016a; Santos *et al.*, 2017, Vanalderweireldt *et al.*, 2020). A precipitação também tem sido considerada um *driver* na estrutura e dinâmica do ictioplâncton estuarino (Barletta-Bergan *et al.*, 2002). Alguns autores sugerem que o fluxo de água doce através da pluma estuarina parece fornecer pistas olfativas auxiliando na imigração das larvas até as áreas de berçário (Meynecke *et al.*, 2006; Vinagre *et al.*, 2007; 2009; Gonçalves *et al.*, 2015; Amorim *et al.*, 2016). Outros estudos apontam que as baixas precipitações favorecerem o processo de “marinização” da zona inferior dos estuários ocasionando no aumentando da diversidade de espécies de origem marinha devido ao processo de migração das larvas para esses locais (Vinagre *et al.*, 2009; Baptista *et al.*, 2010; Strydom, 2015; Silva *et al.*, 2017).

A disponibilidade de alimentos adequados também é considerada um importante fator para a sobrevivência e distribuição larval, uma vez que a condição nutricional é uma boa preditora da sobrevivência dos estágios iniciais dos peixes, pois larvas em más condições nutricionais são mais propensas

sofrer com os efeitos da predação, doenças e condições ambientais desfavoráveis, além de serem menos eficientes na busca de alimento devido à capacidade de natação prejudicada (Amara & Galois 2004; Silva *et al.*, 2014; Bornman *et al.*, 2018). A aptidão e busca ativa por presas mais energéticas está intimamente relacionada com a ontogenia (Mendes *et al.*, 2014), visto que o desenvolvimento das nadadeiras permite com que as larvas possam transitar entre as manchas de habitats à procura de recursos e locais de assentamento (Pepin, 2016). Um estudo realizado por Amorim *et al.* (2016) sobre a dieta de uma espécie de linguado de acordo desenvolvimento ontogenético no estuário do Lima (Portugal), mostrou que a dieta se tornou mais diversificada em indivíduos mais desenvolvidos. Outro estudo realizado com assembleias de peixes de rios temperados, Giam & Olden (2016) descobriram que as interações predador-presa perdia apenas para a filtragem ambiental na condução da estrutura da assembleia. Dessa forma, também se faz necessário considerar os efeitos das interações das espécies para entender os processos que impulsionam a estrutura das comunidades.

Apesar de sua relevância ecológica e econômica, o crescente desenvolvimento urbano e industrial nas áreas adjacentes aos estuários têm levado a perdas ou modificações significativas de habitats, limitando a conectividade e a emigração das espécies de peixes (Halpern *et al.*, 2015; Tolf *et al.*, 2018; Waltham *et al.*, 2020). Além disso, o lançamento de esgotos industriais e domésticos, e uso e ocupação do solo para fins agrícolas contribuem para o aumento das concentrações de nutrientes e contaminantes orgânicos nas águas e nos sedimentos ocasionando na degradação da qualidade ambiental, bem como alterações nas teias tróficas e na redução da função de berçário afetando o recrutamento e a dinâmica das comunidades ictioplanctônicas (Courrat *et al.*, 2009; McCauley *et al.*, 2015; Hillman *et al.*, 2020). Todas essas alterações patrocinadas pela severidade ambiental contribuem para o aumento da similaridade entre comunidades através da homogeneização biótica (Olden *et al.*, 2004). Segundo Araújo *et al.* (2016) a suscetibilidade de comunidades homogeneizadas às alterações ambientais pode ser particularmente alta em áreas como ecossistemas urbanos que experimentam eventos de perturbação mais frequentes e severos, como no

caso da Baía de Sepetiba (Sudeste do Brasil). Alguns autores destacam que durante os estágios larvais dos peixes, essas são mais sensíveis às mudanças das condições ambientais e pela influência da poluição e que poderia contribuir para essa homogeneização (Ramos *et al.*, 2012; Strydom, 2015; Silva-junior *et al.*, 2017; Riera *et al.*, 2018; Camara *et al.*, 2019).

Dessa forma, as investigações sobre as relações espécie-ambiente são de grande relevância para a compreensão sobre os processos de montagem das comunidades para prever as respostas das comunidades às mudanças ambientais, tendo em vista a crescente degradação desses ecossistemas em âmbito global (Mouillot *et al.*, 2013; Selig *et al.*, 2014; Riera *et al.*, 2018). Portanto, o presente estudo teve como objetivo verificar a variação do ictioplâncton, o meio abiótico (variáveis ambientais locais e de paisagem) e a disponibilidade de recursos alimentares de dois estuários tropicais com diferentes pressões antrópicas. A hipótese deste foi de que as flutuações das variáveis ambientais locais impulsionadas pelas variações do ciclo hidrológico serão o drivers sobre a estrutura das comunidades ictioplanctônicas ao longo do gradiente estuarino. Uma vez que, essas variações através da maior entrada de água doce no sistema podem contribuir para o aumento da capacidade assimilativa estuarina o ambiente mais tolerável para o estabelecimento das larvas, maximizando suas funções de berçário para as espécies de peixes.

## **Materiais e métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado nos estuários do rio Paraíba do Norte e do rio Mamanguape que estão localizados no litoral norte do estado da Paraíba, Nordeste do Brasil (Fig. 1). As bacias de ambos os rios percorrem uma área de 20.124 e 3.522 km<sup>2</sup>, respectivamente (AESAs, 2019). O clima da região é quente e úmido, de acordo com a classificação climática do tipo AS' de Köppen-Geiger (Alvares *et al.*, 2014). Em ambos, a estação chuvosa inicia-se

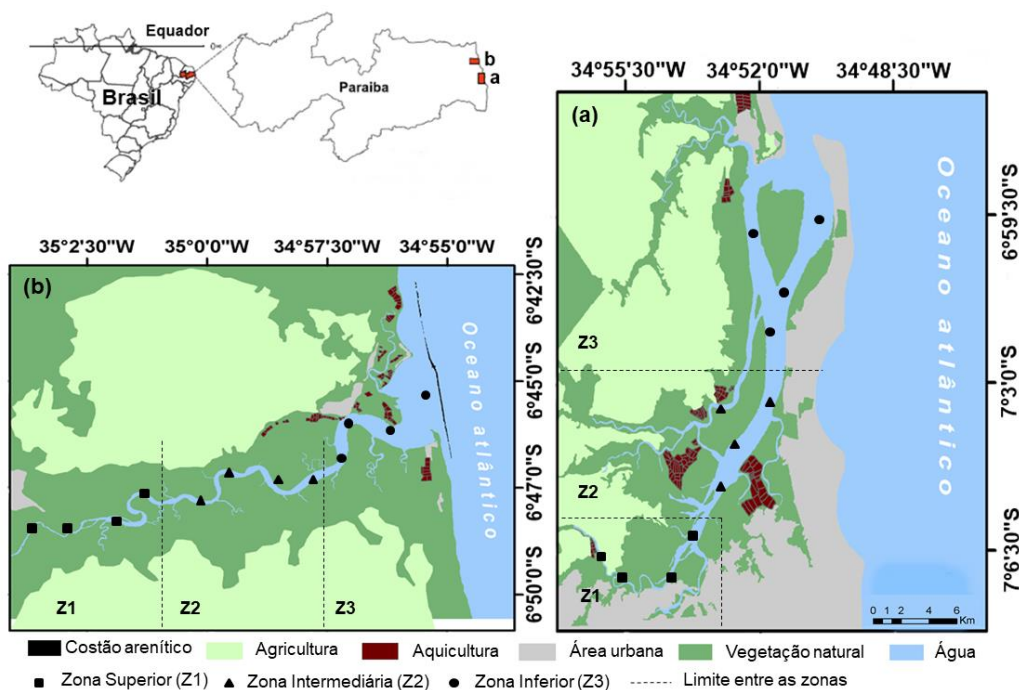
de março a agosto com maior precipitação em abril, maio e junho, enquanto a estação seca é de setembro a fevereiro, com estiagem rigorosa nos meses de outubro a dezembro e precipitações anuais de até 2.000mm durante a estação chuvosa a menos de 30mm na estação seca. A temperatura média anual varia entre 24 a 26° C (Moura *et al.*, 2016).

O estuário do rio Paraíba do Norte está localizado entre 6°47'45,3"S 34°59'05,9" O (Fig. 1 a) ocupando uma área de 3.012 hectares, possuindo uma extensão de 22 km no sentido leste – oeste, com profundidades de 1 a 11 metros e aproximadamente 1,4 km de desembocadura (Nishida *et al.*, 2008; Dolbet *et al.*, 2016; Moura *et al.*, 2016). Do ponto de vista geomorfológico, o estuário constitui uma planície fluvio-marinha formada pelos rios Paraíba do Norte (canal principal), Sanhauá, Paroeira, Mandacaru, Tiriri, Tambiá, Ribeira e Guia, que contribuem para o aporte de água doce no sistema e também contribuem para o despejo de esgotos domésticos e industriais. Além da presença de um complexo de ilhas, tais como Portinho, Tiriri e Stuart que formam inúmeros canais ao longo do rio e a ilha da Restinga que divide o estuário em dois canais principais, influenciando no padrão de circulação do estuário, determinando as correntezas de maior ou menor intensidade ao longo desses canais (Guedes, 2002).

Por sua vez, o estuário do rio Mamanguape está inserido na Área de proteção ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004), localizado entre 6°43'02"S e 35°67'46"O, (Fig. 1b) sendo constituído por uma área de 16.400 hectares com uma extensão de 25 km no sentido leste-oeste, com profundidades entre 1 a 15 m nas zonas de canais de maré e aproximadamente 3km de desembocadura (Nobrega & Nishida, 2003; Silva *et al.*, 2011). Além disso, há a presença de uma faixa de recifes areníticos paralelos à costa com uma extensão de 13km, que cria uma região protegida da força das ondas, formando uma pequena baía durante a maré baixa. Ambos os estuários apresentam manguezais ao longo do canal principal constituídos principalmente por *Rhizophora* e *Avicennia* sp., bem como remanescentes de mata atlântica e de restinga. Ainda são observados outros habitats como praias

arenosas, planícies de maré e bancos fanerógamas marinhas (seagrass) (Campos *et al.*, 2015).

Ambos os sistemas estão sujeitos a diferentes tipos de impacto antropogênico. O estuário do rio Paraíba está situado em uma área metropolitana com aproximadamente um milhão de habitantes. Além disso, plantações de cana-de-açúcar ao longo das margens dos rios e atividades intensas de aquicultura ocupam parte da área dos remanescentes dos manguezais (Dolbet *et al.*, 2016). Ainda, o estuário do rio Paraíba do Norte é utilizado para navegação, principalmente de barcos de passeio e também para o transporte de cargas através do porto industrial de Cabedelo. Essas atividades tem levado a degradação ambiental geral do estuário com sinais visíveis de impacto antropogênico. Em contrapartida, apesar da relevância ecológica do estuário do rio Mamanguape, as atividades de carcinocultura e plantações de cana-de-açúcar também ocupam os arredores da região estuarina, contribuindo para a eutrofização e poluição agroquímica (Lacerda *et al.*, 2011).



**Figura – 1** Localização geográfica da área de estudo com indicação dos pontos de coleta nas diferentes zonas amostrados em toda extensão dos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e rio Mamanguape (b), bem como características da paisagem em torno desses ecossistemas localizados no Nordeste do Brasil.

## **Delineamento amostral**

As amostragens foram realizadas através de excursões mensais durante um ciclo anual entre abril de 2018 e abril de 2019. Cada estuário foi dividido em três zonas de acordo com o gradiente de salinidade em: superior (0,5-22), intermediária (24-33) e inferior (35-45). Em cada zona, foram determinados quatro pontos de arrasto, e sua localização foi marcada com o GPS, totalizando 12 pontos ao longo do canal principal. Foram realizados arrastos horizontais de superfície durante as marés enchentes diurnas (sizígia), utilizando um barco de motor de popa a uma velocidade média de 1,5 nó, com duração de 5 minutos totalizando três arrastos por ponto. Os arrastos foram realizados com uma rede de plâncton cônico-cilíndrica (60 cm de abertura de boca x 1,50 m de comprimento e abertura de malha de 200  $\mu\text{m}$ ). Na entrada da rede foi posicionado um fluxômetro mecânico (General Oceanic) para determinar o volume de água filtrado em cada arrasto. As amostras foram preservadas em solução formaldeído 4% e devidamente etiquetados com data, horário, local e arrasto.

## **Medidas dos parâmetros ambientais**

Os parâmetros ambientais mensurados para este estudo foram escolhidos com base em sua relevância para as assembleias larvais seguindo o modelo proposto por Camara *et al.* (2019), os quais foram divididos em dois grupos: variáveis em escala local e as variáveis em escala de paisagem, que incluem os tipos de uso do solo e as características geomorfológicas de cada estuário e suas respectivas zonas.

As variáveis em escala local foram representadas pela salinidade, temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), transparência (cm), clorofila-*a* ( $\mu\text{g/l}$ ), e os nutrientes representados pelo nitrato ( $\mu\text{M}$ ), nitrito ( $\mu\text{M}$ ), amônia ( $\mu\text{M}$ ), ortofosfato ( $\mu\text{M}$ ) e fósforo total ( $\mu\text{M}$ ). Em cada ponto de amostragem, a salinidade foi aferida por meio de um refratômetro óptico, a temperatura da água com termômetro de mercúrio e a transparência com o disco de Secchi. Ainda, amostras de água

foram coletadas para posterior análise de clorofila-a e nutrientes inorgânicos (Lorenzen, 1967; APHA, 2005).

As variáveis representativas do uso do solo foram obtidas para cada estuário a partir de camadas vetoriais (escala 1: 120.000; database: Google Earth 2015). As métricas de uso do solo (vegetação natural, agricultura, aquicultura e assentamento urbano) foram obtidas a partir da área total (km<sup>2</sup>) de cada estuário: 588,86 km<sup>2</sup> para o estuário do rio Paraíba do Norte e 238,76 km<sup>2</sup> para o estuário do rio Mamanguape. Para cada métrica de uso do solo foram calculadas como porcentagens da área total, utilizando a função raster do ArcMap, através do sistema de informação geográfica ArcGIS v. 10.2 (ESRI, 2013). As medidas geomorfológicas foram obtidas para cada ponto de amostragem dentro de cada zona de ambos os estuários, com a distância média de 500 metros entre os pontos. A profundidade (m) foi estimada através de um profundímetro e a largura do canal principal (m) e a distância do oceano (km), que corresponde à distância média de cada ponto de amostragem até a foz de cada estuário, foram calculadas utilizando o Google Earth. Os dados mensais de intensidade dos ventos e precipitação, foram compilados em 2018 e 2019 disponíveis no site do INMET (2019): Instituto Nacional de Meteorologia ([www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br)).

### **Processamento das amostras**

As amostras foram triadas com o auxílio de um microscópio estereoscópio onde os ovos e as larvas foram separadas dos demais organismos planctônicos no laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). O ictioplâncton foi quantificado e identificado levando-se em consideração as características morfométricas e merísticas (número de estruturas especializadas como espinhos), apêndices e pigmentação. Para identificação foram utilizados os trabalhos de Fahay (1983), Moser (1996) e Richards (2006).

Os demais organismos zooplânctônicos coletados juntamente com o ictioplâncton, foram utilizados para verificar a disponibilidade de recursos



alimentares. Cada amostra (600 ml) foi homogeneizada e uma subamostra de 10 ml foi removida usando uma pipeta graduada. Cada táxon de zooplâncton foi identificado em grupos superiores (Classe/Ordem) (Boltovskoy, 1981, 1999) e contabilizados separadamente. As abundâncias de cada táxon foram extrapoladas para 600 ml e depois convertidas para um volume padrão de 100 m<sup>3</sup>.

### **Tratamento dos dados e análises estatísticas**

Os dados das variáveis em escala local e as medidas geomorfológicas foram inicialmente transformados em  $\log x+1$ , e em seguida foi realizado o teste de colinearidade através do Draftsman plot, utilizando o nível de corte  $>0,7$  para as variáveis colineares (Clarke & Gorley, 2006). A precipitação e a intensidade dos ventos foram removidas das demais análises por se mostrarem colineares. Apesar da importância da salinidade como preditora da distribuição larval, ela também não foi incluída nas análises, uma vez que foi usada como fator de demarcação das zonas. Posteriormente, os dados foram normalizados para serem empregados em uma matriz de similaridade construída através da distância Euclidiana. Para os dados bióticos, a densidade do ictioplâncton e dos itens alimentares foi inicialmente transformada em raiz quadrada e posteriormente empregada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. Ainda, para os dados do ictioplâncton foram calculadas a riqueza através do número de espécies por área e a diversidade expressa por meio do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) com base no log natural (Shannon & Weaver, 1963).

As diferenças nas assembleias ictioplânctônicas em relação aos níveis estruturais (densidade, riqueza e diversidade), os itens alimentares e as variáveis ambientais entre as zonas e estações de ambos os estuários, foram investigadas por meio da análise permutacional multivariada de variância (PERMANOVA) (com 9999 permutações) aplicada no design de três fatores: estuários (dois níveis fixos: Paraíba do Norte e Mamanguape), zonas (três fatores fixos: superior, intermediária e inferior) e estação (dois fatores fixos: chuvosa e seca). A posteriori, a fim de identificar quais zonas e as estações

que diferiram, foi aplicado o teste *pair-wise* (Anderson *et al.*, 2008). Esses os procedimentos foram realizados no pacote de software PRIMER 6 versão 6.1.13 & PERMANOVA+ versão 1.0.3. (Anderson *et al.*, 2008).

Para verificar a influência dos impactos antrópicos sob as assembleias ictioplanctônicas em ambos os estuários, um índice de pressão (IP) adaptado por Aubry & Elliott (2006) foi elaborado, a partir das métricas de uso do solo e mais sete descritores, totalizando 11 indicadores de impacto: perda de habitat, dragagem, porcentagem de área agrícola, porcentagem de assentamento urbano, presença de marinas, presença de portos, porcentagem de aquicultura, atividades de pesca, turismo e recreação, despejo de esgotos e densidade populacional. Esses descritores podem, aparentemente, incluir elementos de dupla contagem ou redundância, o que pode levar ao excesso de peso em determinadas pressões, todavia um único número de indicadores não pode mensurar a complexidade envolvida no estado ambiental (Purvis & Hector, 2000; Derous *et al.*, 2007; Borja *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2017). Os 11 indicadores selecionados foram classificados com as seguintes pontuações: sem alteração (0), muito baixo (1), baixo (2), alteração moderada (3), alta (4) e muito alta (5). O IP resultou do valor médio ponderado das pontuações das pressões individuais (Ojaveer & Eero, 2011).

Por fim, foi realizada uma análise de correspondência canônica (CCA) (Ter Braak, 1986), para avaliar a influência das variáveis ambientais e a disponibilidade de alimentos sobre as assembleias ictioplanctônicas entre as zonas e estações de ambos os estuários. As variáveis ambientais locais e paisagísticas foram padronizadas e utilizadas como variáveis explicativas. Foi realizada a seleção das espécies mais abundantes a partir do nível de corte >1% da densidade total. Os dados das espécies foram transformadas em log (x+1) e a significância estatística das correlações da relação espécies-variáveis ambientais foi determinada por meio do teste de Monte-Carlo com base em 999 permutações. Essas análises foram realizadas através das funções do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2010) no ambiente estatístico do R (The R Development Core Team, 2009).

## Resultados

### Variáveis ambientais locais

Para o estuário do rio Paraíba do Norte, as variáveis ambientais, bem como os nutrientes inorgânicos variaram significativamente entre as zonas (Pseudo- $F_{(1,414)}= 33,279$ ;  $P=0,0001$ ), estações (Pseudo- $F_{(2,414)}= 40393$ ;  $P=0,0001$ ) e na interação zonas vs. estações (Pseudo- $F_{(2,414)}= 3,3588$ ;  $P=0,0001$ ) (Apêndice 1). Clorofila-*a* e amônia apresentaram maiores valores na zona superior durante as estações chuvosa e seca, bem como o nitrito que apresentou maiores concentrações para esta zona apenas durante a estação chuvosa, e a temperatura com maiores valores durante a estação seca. Nitrato e fósforo total registaram maiores concentrações na zona intermediária em ambas as estações chuvosa e seca; por fim, as maiores concentrações de ortofosfato foram observadas na zona intermediária durante a estação chuvosa e na zona inferior durante a estação seca (Fig. 2) (Apêndice 2).

Para o estuário do rio Mamanguape, também foram observadas variações significativas entre as zonas (Pseudo- $F_{(1,441)}= 27.843$ ;  $P = 0.0001$ ), estações (Pseudo- $F_{(2,441)}= 25.462$ ;  $P = 0.0001$ ) e na interação zonas vs. estações (Pseudo- $F_{(2,441)}= 6.1554$ ;  $P = 0.0001$ ) (Apêndice 1). As maiores concentrações de amônia e fósforo total foram observadas na zona superior durante as estações chuvosa e seca. Clorofila-*a* na zona intermediária em ambas as estações; e a transparência, bem como o nitrato, nitrito e ortofosfato apresentaram maiores valores na zona inferior durante a estação chuvosa e na zona superior durante a estação seca (Fig. 2) (Apêndice 2).

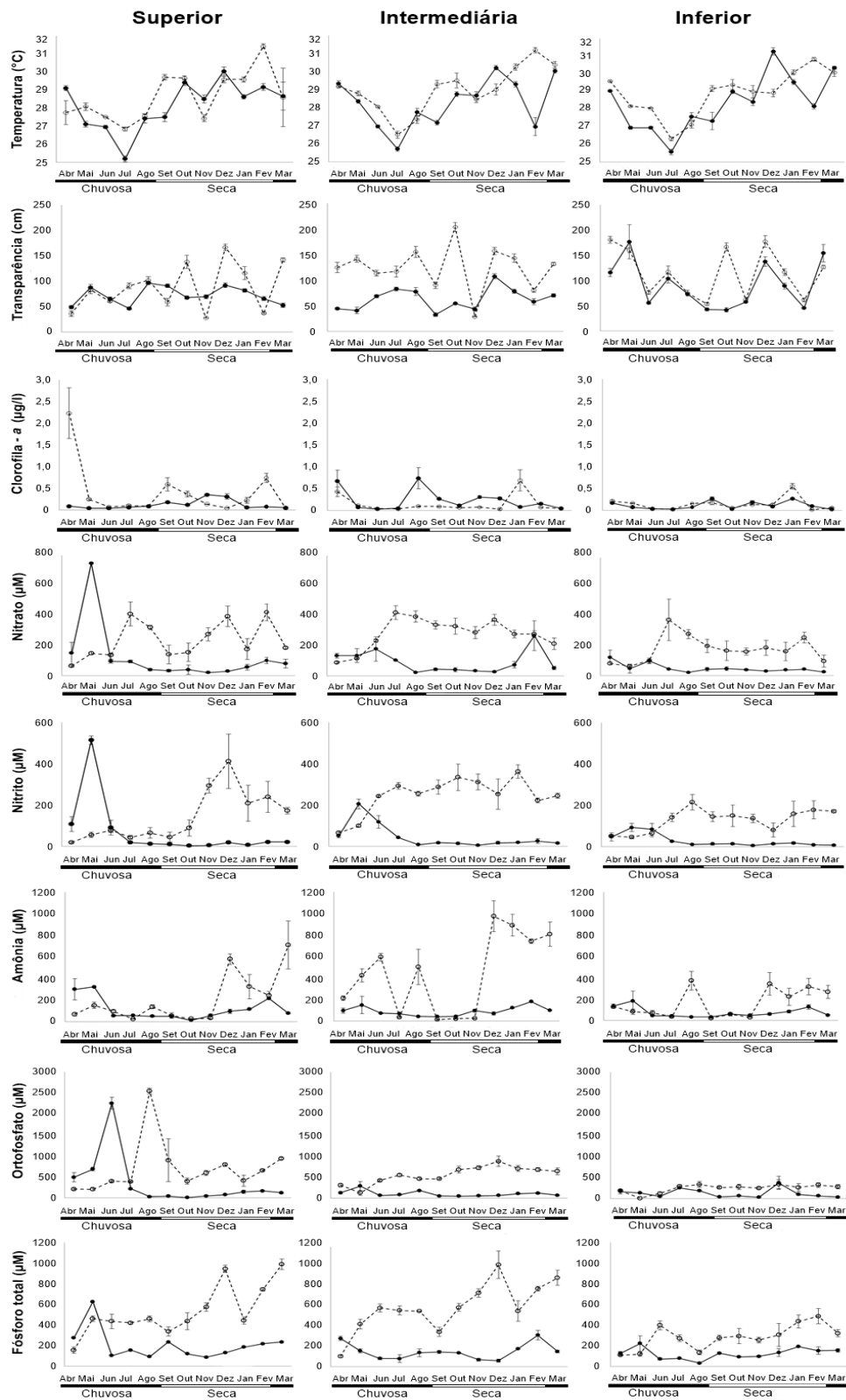
### Variáveis ambientais de paisagem

As medidas geomorfológicas diferiram significativamente entre os estuários (Pseudo- $F_{(1,843)}= 70,68$ ;  $P= 0,0001$ ) e suas respectivas zonas (Pseudo- $F_{(2,843)}= 70,68$ ;  $P= 0,0001$ ). A profundidade (Pseudo- $F_{(2,417)}= 122,38$ ;  $P = 0,0001$ ) foi maior no estuário do rio Mamanguape com maiores valores na

zona intermediária ( $6,53 \pm 0,27\text{m}$ ) e menores na zona superior ( $2,42 \pm 0,15\text{m}$ ). Já, a largura do canal (Pseudo- $F_{(2,417)} = 354,88$ ;  $P = 0,0001$ ) foi maior para o estuário do rio Paraíba do Norte.

### **Índice de pressão antrópica**

De acordo com o índice de pressão (IP), os estuários diferiram em relação as pressões antropogênicas, com o estuário do rio Paraíba do Norte sendo classificado como um estuário de médio impacto e o estuário do rio Mamanguape classificado de muito baixo impacto (Tabela 2). O estuário do rio Paraíba do Norte sofre com várias pressões antrópicas, principalmente em relação a perda de habitat, alto percentual de uso da terra para agricultura e poluição de esgotos. Por outro lado, o estuário do rio Mamanguape apresentou poucas pressões associadas à perda de habitat e o uso da terra para agricultura.



**Figura 2** - Valores médios mensais e erro padrão das variáveis ambientais em escala local para as zonas superior, intermediária e inferior dos estuários dos rios Paraíba do Norte e Mamanguape, de acordo com as estações chuvosa e seca. Linha pontilhada: estuário do rio Paraíba do Norte, linha contínua: estuário do rio Mamanguape.

Tabela 1. Descritores de pressão usados para calcular o índice de pressão antrópica (IP) para os estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape, semiárido brasileiro. O IP variou de 0 (sem alteração), 1 (muito baixo), 2 (baixo), 3 (médio) e 4 (alto). Arcgis 10.0, MapBiomias ([www.mapbiomas.org](http://www.mapbiomas.org)) GE: Google Earth, ANA: Agência Nacional das Águas ([www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)), SUDEMA: Superintendência de Administração do Meio Ambiente ([www.sudema.pb.gov.br](http://www.sudema.pb.gov.br)), EJ: opinião de especialistas, IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística ([www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)).

Indicadores	Fonte de dados	Paraíba do Norte	Mamanguape
Perda de habitat	MapBiomias; ArcGis; GE	3	3
Dragagem	SUDEMA	4	0
% Área agrícola	ArcGis; GE	4	4
% Assentamento urbano	ArcGis; GE	3	1
Presença de marinas	ArcGis; GE	1	0
Presença de portos	ArcGis; GE	2	0
Aquicultura	ArcGis; GE	1	1
Atividades de pesca	EJ	1	1
Turismo e recreação	SUDEMA	4	2
Despejo de esgotos	ANA, EJ	4	1
Densidade populacional	IBGE	4	2
<b>Índice de pressão</b>		<b>3</b>	<b>1</b>

### Composição e distribuição do ictioplâncton

Foram registrados um total de 3.973 larvas e 8.772 ovos, sendo 542 larvas e 4.394 ovos para o estuário do rio Paraíba do Norte, e 3.431 larvas e 4.378 ovos para o estuário do rio Mamanguape. Os resultados da PERMANOVA indicaram que as assembleias ictioplanctônicas diferiram significativamente entre os estuários em termos de densidade (Pseudo- $F_{(1,583)} = 5,5768$ ;  $P = 0,0033$ ), riqueza (Pseudo- $F_{(1,583)} = 9,4364$ ;  $P = 0,0002$ ) e diversidade (Pseudo- $F_{(1,355)} = 13,484$ ;  $P = 0,0004$ ). O estuário do rio Paraíba do Norte apresentou uma densidade total de 6,19 ind. 100m<sup>3</sup> para os ovos e 0,10 ind. 100m<sup>3</sup> para as larvas, com maior representação das larvas de *Trinectes paulistanus* (19,65%), *Bathygobius soporator* (18,73%), *Rhinosardinia bahiensis* (12,46%) e ovos de Engraulidae (79,97%) e Achiridae (11,96%) da densidade total. Enquanto que o estuário do rio Mamanguape registrou densidades de 6,13 ind. 100m<sup>3</sup> para os ovos e 1,06 ind. 100m<sup>3</sup> para as larvas, tendo como principais representantes as larvas de *Rhinosardinia bahiensis*

(32,41%), *Anchoa hepsetus* (22,01%), *Anchoa januaria* (16,40), *Bathygobius soporator* (12,21%) e ovos de Engraulidae (92,74%) (Apêndice 3; Fig. 3 a e b).

Em relação a riqueza de espécies, no estuário do rio Paraíba do Norte foram registradas 14 famílias distribuídas em 32 espécies. Destas, as apresentaram maior número de espécies: Engraulidae (7), Clupeidae (3) e Gerreidae (3). Já o estuário do rio Mamanguape, registrou 18 famílias distribuídas em 49 espécies, das quais Engraulidae (9), Clupeidae (5), Gerreidae (5), Carangidae (4) e Sciaenidae (4), foram as famílias com maior número de espécies (Fig. 3 c). Quanto ao índice de diversidade de Shannon, os menores valores médios foram observados no estuário do rio Paraíba ( $H' = 0,44 \pm 0,49$ ), enquanto os maiores valores médios foram registrados no estuário do rio Mamanguape ( $H' = 0,71 \pm 0,49$ ) (Fig. 3 d).

Em relação às variações espaciais e temporais para os dados da estrutura das assembleias de cada estuário, para o estuário do rio Paraíba do Norte, a densidade variou significativamente entre as zonas (Pseudo- $F_{(2.259)} = 9,2411$ ;  $P = 0,0001$ ) e as estações (Pseudo- $F_{(1.259)} = 5,8833$ ;  $P = 0,0001$ ). Durante a estação chuvosa, a zona superior apresentou maior contribuição das larvas *Atherinella brasiliensis*, *Opisthonema oglinum* e *T. paulistanus*; para a zona intermediária, os táxons de maior representação foram *T. paulistanus*, *A. hepsetus* e *Eucinostomus melanopterus*, e na zona inferior foram registradas as maiores densidades dos ovos das famílias Engraulidae e Clupeidae. Por outro lado, durante a estação seca, *A. brasiliensis*, *O. oglinum*, *B. soporator* e ovos de Achiridae foram os táxons de maior representação para a zona superior; na zona intermediária foram observadas maior contribuição de *B. soporator* e ovos das famílias Achiridae e Engraulidae; enquanto as larvas de *R. bahienis*, bem como os ovos de Achiridae e Engraulidae foram os táxons de maior contribuição para a zona inferior (Apêndice 3; Fig 3 a e b). Quanto a riqueza de espécies, foram observadas diferenças significativas entre as zonas (Pseudo- $F_{(2.259)} = 22,658$ ;  $P = 0,0001$ ), com maior número total de espécies na zona inferior (25 sp.) e menor na zona intermediária (20 sp.).

Para o estuário do rio Mamanguape, foram observadas diferenças significativas entre as zonas (Pseudo- $F_{(2.323)} = 7,7644$ ;  $P = 0,0001$ ), estações

(Pseudo- $F_{(1,323)} = 10,589$ ;  $P = 0,0001$ ) e na interação zonas vs. estações (Pseudo- $F_{(2,323)} = 4,3846$ ;  $P = 0,0001$ ) para a densidade. *Bathygobius soporator*, *R. bahiensis*, *A. hepsetus* foram os táxons mais representativos para a zona superior; *Lycengraulis grossidens*, *Anchoviella lepidentostole* e *Anchoa januaria*, bem como os ovos da família Engraulidae apresentaram maior contribuição para as zonas intermediária, e na zona inferior as larvas de *R. bahiensis*, assim como os ovos de Engraulidae, Achiridae e Clupeidae, durante a estação chuvosa. Durante a estação seca, a zona superior registrou maiores contribuições de *R. bahiensis*, *A. brasiliensis*, e *Anchoa marinii*; *R. bahiensis*, *A. hepsetus*, *Hyporhamphus unifasciatus* e *Anchovia clupeoides* foram os táxons de maior representação para a zona intermediária; e *A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *Opisthonema oglinum* e também os ovos de Clupeidae para a zona inferior (Apêndice 3; Fig. 3 a e b).

Para o número de espécies, foram observadas diferenças significativa entre as zonas (Pseudo- $F_{(2,323)} = 11,961$ ;  $P = 0,0001$ ), estações (Pseudo- $F_{(2,323)} = 10,886$ ;  $P = 0,0001$ ) e na interação zonas vs. estações (Pseudo- $F_{(2,323)} = 9,8139$ ;  $P = 0,0001$ ) com maiores valores observados na zona intermediária (30 sp.) e menores na zona inferior (18 sp.) durante a estação chuvosa. Durante a estação seca, o número de espécies manteve-se constante com maiores valores registrados para a zona inferior (35 sp.) e intermediária (32 sp.), e os menores para a zona superior (31 sp.). Não foram observadas diferenças significativas para a diversidade entre as zonas e estações de ambos os estuários, no entanto foi possível observar que no estuário do Rio Paraíba do Norte, durante a estação chuvosa, a diversidade foi maior nas zonas superior e intermediária, por outro lado durante a estação seca, foram observados maiores valores na zona inferior. Já no estuário do rio Mamanguape, a diversidade foi maior entre as zonas durante a estação seca (Fig. 3 d).

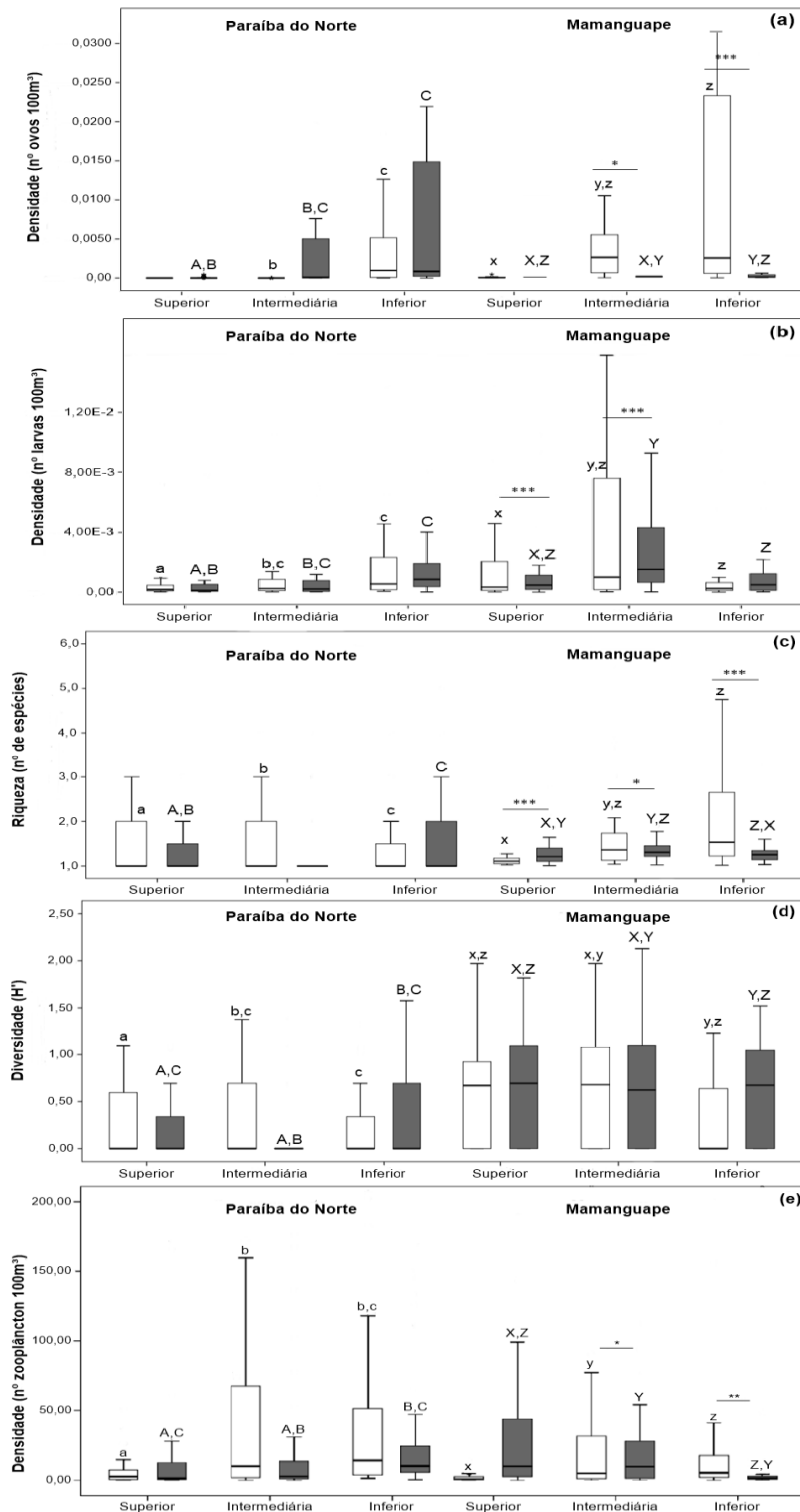
### **Disponibilidade de alimento**

A densidade dos demais organismos zooplanctônicos, variou significativamente entre os estuários (Pseudo- $F_{(1,793)} = 506,59$ ;  $P=0,001$ ). O estuário do rio Paraíba do Norte apresentou uma densidade total de 22,59 ind.



100m<sup>3</sup> com maiores representações para copépodes Calanoida (51,18%) e Cyclopoida (28,91%), náuplios de Cirripedia (6,33%), Appendicularia (2,61%) e copépodes Harpacticoida (2,42%). Já o estuário do Mamanguape registrou uma densidade de 34,83 ind. 100m<sup>3</sup>, sendo representado por copépodes Calanoida (52,67%) e Cyclopoida (27,05%), náuplios de Cirripedia (13,01%), Zoea de Brachyura (1,96%) e Appendicularia (1,89%) (Fig. 3 e)

Com relação às variações espaciais e temporais do zooplâncton foram observadas variações significativas apenas entre as zonas do estuário do rio Paraíba do Norte (Pseudo-F<sub>(2.394)</sub> = 32,725; P = 0,0001), apresentando uma dominância de copépodes Calanoida, Cyclopoida e náuplios de Cirripedia ao longo do estuário do rio Paraíba do Norte, sendo acompanhados de Cladocera na zona superior, larvas de Bivalvia e zoea de Brachyura na zona intermediária; e na zona inferior Appendicularia e copépodes Harpacticoida. Para o estuário do rio Mamanguape, foram observadas diferenças significativas entre as zonas (Pseudo-F<sub>(2.393)</sub> = 5.0532; P = 0.0062), e as estações (Pseudo-F<sub>(1.393)</sub> = 4.3424; P = 0.0355). Os copépodes Calanoida e Cyclopoida também apresentaram-se dominantes entre as zonas e estações deste estuário seguidos de zoea de Brachyura na zona superior, náuplios de Cirripedia na zona intermediária e inferior durante a estação chuvosa. Durante a estação seca náuplios de copépodes Calanoida na zona superior; Appendicularia e zoea de Brachyura na zona intermediária e inferior, juntamente com copéodos Harpacticoida nesta zona (Fig. 3 e) (Apêndice 3).



**Figura – 3** Box-plots com mediana como marca central para as variações da densidade dos ovos e larvas (a, b), riqueza de espécies (c), diversidade (d) e densidade do zooplâncton (e) nas diferentes zonas dos estuários do rio Paraíba do Norte e rio Mamanguape. Branco – estação chuvosa; cinza – estação seca. \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $< 0.001$ ; \*\*\*  $< 0.0001$ . Gráficos com as mesmas letras minúsculas e maiúsculas não são significativamente diferentes entre as zonas pelo teste do pair-wise.

## **Efeito das variáveis ambientais na estrutura das assembleias ictioplanctônicas**

Em relação a influência das variáveis ambientais, para o estuário do rio Paraíba do Norte, os eixos 1 e 2 da análise de correspondência canônica (CCA) explicaram 16,52% da variação da relação variáveis ambientais-espécies. O teste de Monte Carlo revelou que a temperatura, transparência, clorofila-a, nitrito, amônia e ortofosfato foram as variáveis de maior contribuição na distribuição espacial e temporal do ictioplâncton (Tabela 2). O eixo 1 foi correlacionado positivamente com a transparência, nitrato, nitrito, amônia e a profundidade; e negativamente com a temperatura, clorofila-a, ortofosfato e fósforo total. O segundo eixo, apresentou correlação positiva com a temperatura, clorofila-a, nitrato, nitrito e ortofosfato; e negativa com a transparência, amônia, fósforo total e a profundidade.

Para o estuário do rio Mamanguape, os eixos 1 e 2 explicaram 28,30% da variação cumulativa da relação espécies-variáveis ambientais, com correlação positiva para a temperatura, profundidade e os nutrientes; e negativa para a transparência e clorofila-a no eixo 1. Por outro lado, o eixo 2 foi correlacionado positivamente com o nitrato, nitrito, ortofosfato, fósforo total e profundidade; e negativamente com a temperatura, transparência, clorofila-a e amônia. O teste de Monte Carlo revelou que a transparência, nitrito, amônia e fósforo total foram as variáveis de maior contribuição para a distribuição dos ovos e larvas ao longo do canal principal desse estuário (Tabela 2).

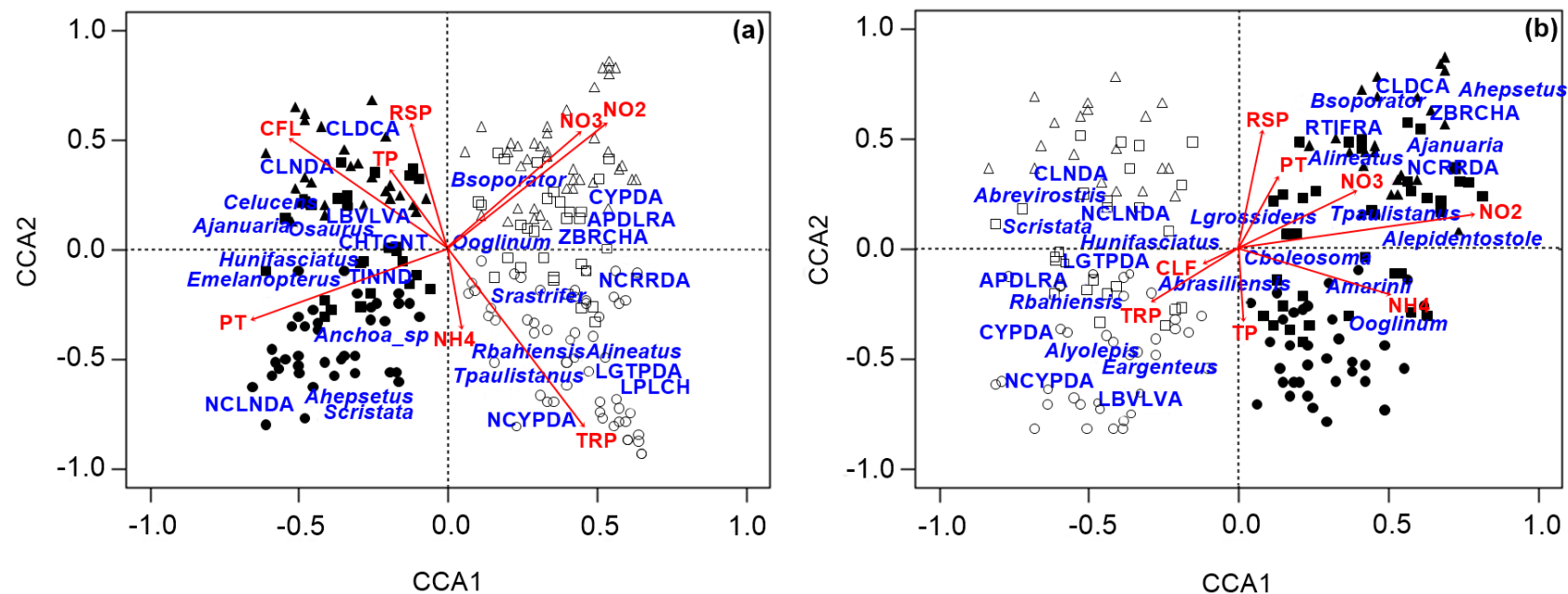
Tabela 2. Resultados da análise de correspondência canônica (CCA) realizada utilizando as variáveis ambientais locais e paisagísticas relacionadas a densidade do ictioplâncton nos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape. Teste de Monte Carlo: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $< 0.001$ ; \*\*\*  $< 0.0001$ .

Componentes / variáveis	Coeficientes de autovalores					
	Paraíba do Norte			Mamanguape		
	Eixo 1	Eixo 2	P-value	Eixo 1	Eixo 2	P-value
Temperatura (°C)	-0,13	0,27	*	0,01	-0,37	
Transparência (cm)	0,34	-0,59	***	-0,29	-0,27	**
Clorofila-a (µg/l)	-0,38	0,36	*	-0,11	-0,01	
Nitrato (µM)	0,30	0,37		0,41	0,30	***
Nitrito (µM)	0,39	0,42	***	0,90	0,14	***
Amônia (µM)	0,05	-0,30	*	0,49	-0,20	**
Ortofosfato (µM)	-0,04	0,42	***	0,11	0,59	
Fósforo total (µM)	-0,47	-0,22		0,14	0,39	*
Profundidade (m)	0,05	-0,28		0,13	0,41	
Autovalores	0,84	0,29		0,97	0,44	
Relação espécies-ambiente (%)	57,14	19,72		42,4	19,4	
Inércia total		8,91			8,07	
Teste de significância Monte Carlo						
F-ratio		2,9874			4,4904	
P-value		0,001			0,001	

Em relação a influência das variáveis ambientais locais na distribuição do ictioplâncton e dos grupos que compõe o zooplâncton ao longo do canal principal de ambos estuários, para o do rio Paraíba do Norte, o eixo 1 separou as amostras de acordo com o regime hidrológico, enquanto que o eixo 2 separou as amostras de acordo com o gradiente espacial (Fig. 4 a). *Cosmocampus elucens*, *A. januaria*, *Oligoplites saurus*, Cladocera, copépodes Calanoida, larvas de Bivalvia e Chaetognata correlacionaram-se positivamente com a temperatura, clorofila-a e ortofosfato nas zonas superior e intermediária; e *H. unifasciatus*, *E. melanopterus*, *Anchoa* sp., *A. hepsetus* e *S. cristata*, bem como Tintinnida e náuplios de Calanoida correlacionaram-se positivamente com o fósforo total durante a estação seca. Por outro lado, *B. soporator*, *O. oglinum*, copépodes Cyclopoida, Appendicularia e zoea de Brachyura apresentaram correlação positiva com as concentrações de nitrato e nitrito nas zonas acima do estuário; enquanto *T. paulistanus*, *S. rastrifer*, *R. bahiensis*,

*Achirus lineatus*, náuplios de Cirripedia e Cyclopida, larvas de Gastropoda e larvas de Polychaeta correlacionaram-se positivamente com a transparência, profundidade e concentrações amônia durante a estação seca (Fig. 4 a).

No estuário do rio Mamanguape, o eixo 1 separou as amostras de acordo com o ciclo hidrológico, e o eixo 2 de acordo com o gradiente espacial, assim como no estuário do Rio Paraíba do Norte com *A. hepsetus*, *A. januarina*, *L. grossidens*, *T. paulistanus*, *B. soporator*, *A. lineatus* e *L. lepidentostole*, bem como copépodes Calanoida, Rotifera, zoea de Brachyura e náuplios de Cirripedia apresentando correlação positiva com as concentrações de nitrato, nitrito, ortofosfato, fósforo total e a profundidade nas zonas superior e intermediária; e *Ctenogobius boleosoma*, *Anchoa marinii* e *O. oglinum* correlacionando-se positivamente com a temperatura e amônia na zona inferior durante a estação chuvosa (Fig. 4 b). Por outro lado, *A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *Anchoa lyolepis*, *E. argenteus*, larvas de Gastropoda e Bivalvia, náuplios e formas adultas de Cyclopida e Appendicularia apresentaram correlação negativa com a transparência e clorofila-*a* na zona inferior, durante a estação seca (Fig. 4 b).



**Figura 4** – Triplot da ordenação da análise de correspondência canônica (CCA), baseado nos dados de densidade das larvas dos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e do rio Mamanguape (b), semiárido brasileiro, correlacionados as variáveis ambientais em escala local e paisagística, representadas pelos vetores. Triângulos representando a zona superior, quadrados a zona intermediária e círculos a zona inferior. Símbolos pretos: estação chuvosa, símbolos brancos: estação seca. Variáveis ambientais: temperatura (TP), transparência (TRP), clorofila-a (CLF), nitrito (NO<sub>2</sub>), nitrato (NO<sub>3</sub>), amônia (NH<sub>4</sub>), ortofosfato (RSP), fósforo total (PT), profundidade (PRF). Zooplâncton: Tintinnida (TINND), Rotífera (RTIFRA), Polychaeta (larva) (LPLCH), Cladocera (CLDA), Zoeae de Brachyura (ZBRCHA), Nauplio de Cirripedia (NCLRDA), nauplio de copépoda Calanoida (NCLNDA), copépoda Calanoida (CLNDA), nauplio de copépoda Cyclopoida (NCYPDA), copépoda Cyclopoida (CYPDA), Gastropoda (larva) (LGTPDA), Bivalvia (larva) (LBVLVA), Chaetognatha (CHTGNT), Appendicularia (APDLRA).

## Discussão

A estrutura e composição das assembleias ictioplanctônicas diferiu significativamente entre os estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape em resposta à variabilidade ambiental. Os resultados da CCA indicaram que a temperatura, transparência, clorofila-a e a concentração de nutrientes operaram como filtros ambientais, sendo determinantes nos padrões de distribuição das larvas ao longo dos estuários. Além disso, o padrão temporal das assembleias ictioplanctônicas foi mais evidente que o espacial, sendo um indicativo da influência das variações do ciclo hidrológico, tendo em vista que os eventos de chuva e seca exerceram um papel efetivo nas flutuações dessas variáveis ao longo do canal principal (Ramos *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2016a; Lima *et al.*, 2020).

Em ambos os estuários, a densidade larval foi maior durante a estação chuvosa. Esse resultado pode estar associado ao pico reprodutivo de algumas espécies, como também à capacidade assimilativa estuarina, a qual está ligada as características geomorfológicas e hidrológicas de cada ecossistema, que influenciam diretamente no tempo de residência da água e o tempo em que os peixes são expostos a quaisquer fatores de estresse, colaborando para as diferenças entre os estuários e dentre as zonas estuarinas durante cada fase do ciclo hidrológico (Elliot & Whitfield, 2011; Ramos *et al.*, 2012; Eick & Thiel, 2014; Santos *et al.*, 2017). Segundo Elliott e Jonge (2002), algumas zonas estuarinas apresentam alta capacidade assimilativa, muitas vezes causada pelo aumento da diluição ou fluxo de água. Dessa forma, o fluxo de água doce proveniente das chuvas que é drenada para os estuários através dos seus tributários, aliada às mudanças na amplitude das marés, pode ter propiciado condições mais toleráveis para as larvas dos peixes.

Para o estuário do rio Mamanguape, o menor aporte de água doce durante a estação seca, provocou uma maior intrusão salina e conseqüentemente a homogeneização da salinidade ao longo do canal principal, favorecendo o transporte de espécies estenohalinas como *R. bahiensis*, *L. piquitinga*, *H. unifasciatus*, *C. latus* *Sardinella brasiliensis* e *Stellifer rastrifer*, contribuindo num aumento da riqueza e diversidade ao longo

desse estuário. Estudos realizados em estuários temperados mostraram que com a diminuição do fluxo de água doce e maior intrusão salina, ocasionaram no aumento da diversidade de espécies de peixes de origem marinha e numa redução significativa da abundância durante a estação seca (Garcia *et al.*, 2001; Martinho *et al.*, 2007; Plavan *et al.*, 2010). Outro estudo realizado por Pasquard *et al.* (2012) num estuário localizado na França, sugeriu que esse efeito chamado de “marinização”, pode aumentar a conectividade entre os habitats disponíveis favorecendo a função de berçário para as espécies marinhas nos ecossistemas estuarinos. Tal hipótese pode estar ocorrendo nesse estuário tropical, uma vez que a região Nordeste do Brasil tem passado por um período de seca prolongada desde o ano de 2010, provocando alterações no funcionamento dos estuários dessa região, que é determinante para a formação do gradiente de salinidade nesses ecossistemas (Marengo *et al.*, 2013; Pereira *et al.*, 2014; Erfanian *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2020).

A maior disponibilidade de alimento associadas às maiores concentrações de clorofila-*a* durante a estação seca pode ter favorecido o estabelecimento dessas espécies de peixes de origem marinha neste estuário, uma vez que o consumo de presas com alta demanda energética como copépodes (Calanoida e Cyclopoida), Bivalvia e Decápodos maximizam o desenvolvimento e as chances de sobrevivência (Suzuki *et al.*, 2013). Estudos realizados anteriormente por Campos *et al.* (2015), Figueiredo & Pessanha (2016) e Medeiros *et al.* (2017) já haviam destacado a importância dos microcrustáceos na dieta de peixes juvenis para esse estuário. Por exemplo, o clupeídeo *Rhinosardinia bahiensis* manteve uma abundância elevada ao longo da variação espacial e temporal em ambos os estuários, quando comparado às outras espécies, apresentando picos de abundância durante a estação seca. Um resultado semelhante foi observado por Clark & Pessanha (2015) no estuário do rio Mamanguape em que a abundância dessa espécie aumentou gradualmente da estação chuvosa até a estação seca, quando houve uma maior oferta de recursos alimentares adequados. Esse resultado corresponde a hipótese da limitação alimentar, a qual sugere que o alimento é um dos principais fatores limitantes da sobrevivência e distribuição das larvas, visto que a distribuição de presas é tipicamente irregular e o sucesso larval depende das



taxas de encontro bem-sucedidas e da ontogenia pois conforme as larvas se desenvolvem, a busca e o consumo de presas também aumenta, maximizando seu fitness (Bochdansky *et al.*, 2008). Ainda, em estuários temperados da África do Sul, os estágios iniciais das larvas de Clupeidae atingiram o pico em abundância durante os meses mais quentes, coincidindo com a desova costeira e os picos de abundância do zooplâncton (Strydom, 2015). Em contrapartida, em estuários tropicais como por exemplo, o estuário da Baía do Guarajá (Nordeste do Brasil), a desova ocorreu principalmente durante o período chuvoso, quando a densidade larval foi superior aos meses mais secos (Sarpedonti *et al.*, 2013). Outro estudo realizado por Barletta *et al.* (2002) apontou que a pluviosidade foi um dos fatores de maior explicação para a desova e abundância das larvas.

No estuário do rio Paraíba do Norte também observou-se uma redução significativa da riqueza e diversidade de espécies, bem como uma menor abundância do zooplâncton durante a estação seca. Tal redução pode ter ocorrido devido às altas concentrações dos compostos orgânicos e aos impactos sofridos ao longo do estuário, que ocasionaram na redução da qualidade do habitat impedindo as espécies de completarem seu ciclo de vida. Os efeitos da antropização demonstrados pelos valores do índice de pressão antrópica (IP), tais como a perda de habitat, agricultura por meio das plantações de cana-de-açúcar, atividades de carcinicultura que contribuem para o carreamento de fertilizantes, por meio do processo de lixiviação do solo; e despejo de esgotos não tratados podem ter contribuído para o acúmulo desses nutrientes, ocasionando, assim, a diminuição da abundância de espécies, principalmente as tipicamente estuarinas (por exemplo: *A. brasiliensis* e *B. soporator*). Como os ecossistemas estuarinos atuam como fortes sumidouros de nutrientes e materiais orgânicos provenientes de atividades antrópicas dentro da bacia hidrográfica, esses contaminantes acumulam-se nas águas e nos sedimentos, contribuindo para degradação da qualidade ambiental para as larvas e juvenis de peixes (Gilliers *et al.*, 2006; Le Pape *et al.*, 2007; Courrat *et al.*, 2009; Dolbet *et al.*, 2016).

O impacto das atividades antrópicas sobre o ictioplâncton têm sido descrito em diversos estuários (Courrat *et al.*, 2009; Borja *et al.*, 2010; Ramos *et al.*, 2012; Lima *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2017), sendo apontado que a carga de nutrientes é possivelmente um dos principais estressores ambientais nos sistemas estuarinos, podendo ser responsáveis por influenciar na riqueza e diversidade das espécies (Andersen *et al.*, 2020). Segundo Brownell (1980) a taxa de mortalidade de larvas de peixes marinhos aumenta quando estas são expostas as altas concentrações de amônia, nitrito e nitrato na água, principalmente quando em conjunto com a salinidade elevada (Jensen, 2003). Estudos realizados evidenciaram que o nitrito e a amônia são absorvidos ativamente através do epitélio branquial e, acumulam-se nos tecidos induzindo uma série de distúrbios fisiológicos, resultando em altas taxas de mortalidade dos peixes (Kroupova *et al.*, 2005).

No estuário do rio Mamanguape, as maiores densidades foram registradas nas zonas superior e intermediária. Esses valores foram relacionados aos engraulídeos (por exemplo, *A. hepsetus*, *A. januaria* e *L. grossidens*), que buscam áreas menos salinas para desova e para completar seu ciclo de vida (Joyeux *et al.*, 2004; Pichler *et al.*, 2015; Corrêa & Vianna, 2016; Sloterdijk *et al.*, 2017). Um estudo realizado no Sudeste do Brasil revelou que os picos de abundância das larvas de Engraulidae foram associados aos meses mais chuvosos, já que algumas espécies migram para o interior dos rios para a desova (Santos *et al.*, 2017). Por outro lado, no estuário do rio Paraíba do Norte, por exemplo, as maiores densidades foram registradas na zona inferior, a qual apresenta maior proximidade com o oceano, com maior representação de espécies marinhas dependentes e tipicamente estuarinas (por exemplo, *R. bahiensis*, *O. oglinum*, *S. rastrifer*, *E. melanopterus*, *B. soporator* e *C. boleosoma*). Dessa forma, a maior influência das marés, aliada a maior largura do canal principal, pode ter contribuído para a diluição dos compostos orgânicos que são despejados no estuário. Ainda, como a maioria das espécies desova na costa, os ovos e larvas são trazidos com maior facilidade para essa zona, devido ação dos ventos e da cunha salina.

Esse estudo sugere que a influencia do ciclo hidrológico sob as outras variáveis ambientais foram importantes para regular a composição e distribuição das assembleias ictioplanctônicas ao longo dos estuários estudados, destacando a importância das variações ciclo sazonal para os processos de desova e recrutamento das espécies em ambientes tropicais. Aliados a esse fator, os níveis de produtividade primária também foram cruciais na determinação da riqueza e diversidade de espécies, principalmente para as espécies de Engraulidae e Clupeidae. Ainda, a degradação ambiental devido às pressões antrópicas pode afetar de maneira negativa a dinâmica dos ecossistemas estuarinos, interferindo nas suas funções de berçário e nos padrões de uso as espécies.

## Referências

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2019). Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2019. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/chuvas/climatologiasGraficos.jsp>. Acesso 01 junho 2019.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M. & SPAROVEK, G. (2014). Köppen"s climate classification map for Brazil. *Metereologische Zeitschrift*. **22** (6), 711-728. Doi:10.1127/0941-2948/2013/0507.

APHA. (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th edn. Washington, DC: APHA/AWWA/WPCF.

AMARA, R. & GALOIS, R. (2004). Nutritional condition of metamorphosing sole: Spatial and temporal analyses. *Journal of Fish Biology* **64** (1), 72–88. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00284.x>.

AMORIM, E.; RAMOS, S.; ELLIOTT, M. & BORDALO, A. A. (2016). Immigration and early life stages recruitment of the European flounder (*Platichthys flesus*) to an estuarine nursery: The influence of environmental factors. *Journal of Sea Research* **107**, 56 – 66. Doi:10.1016/j.seares.2015.07.005.

ANDERSEN, J. H.; AI-HAMDANI, Z.; HARVEY, T.; KALLENBACH, E.; MURRAY, C. & STOCK. A. (2020). Relative impacts of multiple human stressors in estuaries and coastal waters in the North Sea–Baltic Sea transition zone. *Science of The Total Environment* **704**, e135316.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R. N. & CLARKE, K.R. (2008). **PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods**. PRIMER–E Ltd., Plymouth, United Kingdom.

ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C. & GUEDES, A. P. P. (2016). Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science* **3**, 107 – 118. Doi:10.1016/j.rsma.2015.06001.

AUBRY, A. & ELLIOTT, M. (2006). The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* **53**, 175–185.

BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; DOLBETH, M.; VIEGAS, I.; CABRAL, H. & PARDAL, M. (2010). Effects of freshwater flow on the fish assemblage of the Mondego estuary (Portugal): Comparasion between drought and non-drought years. *Marine and Freshwater Research* **61** (4), 450 - 501. Doi:10.1071/MF09174.

BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. (2002). Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology* **61**, 33–51. Doi: 10.1111/j.10958649.2002.tb01759.x.

BOCHDANSKY, A. B.; GRØNKJÆR, P.; PEPIN, P. & LEGGETT, W. C. (2008). Food limitation in larval fish: ontogenetic variation in feeding scope and its potential effect on survival. *Marine Ecology Progress Series* **367**, 239 – 248.

BOLTOVSKOY, D., 1981. **Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. INIDEP, Mar del Plata, 936.

BOLTOVSKOY, D., 1999. **South Atlantic zooplankton**. Backhuys Publishers, Leiden, 1706.

BORJA, A.; ELLIOTT, M.; CARSTENSEN, J.; HEISKANEN, A. S. & VAN DE BUND, W. (2010). Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin* **60**, 2175–2186.

BORJA, A.; PRINS, T.; SIMBOURA, N.; ANDERSEN, J. H.; BERG, T.; MARQUES, J. C.; NETO, J. M.; PAPADOPOULOU, N.; REKER, J.; TEIXEIRA, H. & UUSITALO, L. (2014). Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Frontiers in Marine Science* **1**. Doi:10.3389/fmars.2014.00072.

BORNMAN, E.; STRYDOM, N. & CLEMMESSEN, C. (2018). Appraisal of Warm-Temperate South African Mangrove Estuaries as Habitats to Enhance Larval Nutritional Condition and Growth of *Gilchristella aestuaria* (Family Clupeidae) Using RNA:DNA Ratios. *Estuaries and Coasts* **41**(5), 1463 – 1474. Doi: 10.1007/s12237-018-0375-x.

BROWNELL, C. L. (1980). Water quality requirements for first-feeding in marine fish larvae. I. Ammonia, nitrite and nitrate. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **44** (2), 269 – 283. Doi: 10.1016/0022-0981(80)90158-6.

CAMARA, E. M.; AZEVEDO, M. C. C.; FRANCO, T. P. & ARAÚJO, F. G. (2019). Hierarchical partitioning of fish diversity and scale-dependent environmental effects in tropical coastal ecosystems. *Marine Environmental Research* **148**, 26 – 38. Doi: 10.1016/j.marenvres.2019.05.006.

CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S. & OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. (2015). Trophic relationship among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. *Brazilian Journal of Oceanography* **63** (2), 135-146.

CERHPB – Conselho Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba (2004). **Proposta de instituição do comitê de bacias hidrográficas do litoral norte**. João Pessoa. Mimeo.

CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. (2006). **PRIMER v6: User Manual/Tutorial**. PRIMER-E, Plymouth.

CLARK, F. J. K. & PESSANHA, A. L. M. (2015). Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinosardinia bahiensis* in tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **95** (1), 175-183.

CORRÊA, B. & VIANNA, M. (2015). Spatial and temporal distribution patterns of the silver mojarra *Eucinostomus argenteus* (Perciformes: Gerreidae) in a tropical semi-enclosed bay. *Journal of Fish Biology* **89**(1), 641 – 660. Doi:10.1111/jfb.12843.

COURRAT, A.; LOBRY, J.; NICOLAS, D.; LAFFARGUE, P.; AMARA, R.; LEPAGE, M.; GIRARDIM, O. L. & LE PAPE, O. (2009). Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **81**(2), 179–190. Doi:10.1016/j.ecss.2008.10.017.

DEROUS, S.; AGARDY, T.; HILLEWAERT, H.; HOSTENS, K.; JAMIESON, G.; LIEBERKNECHT, L.; MEES, J.; MOULAERT, I.; OLENIN, S.; PAELINCKX, D.; RABAUT, M.; RACHOR, E.; ROFF, J.; STIENEN, E. W. M.; VAN WAL, J. T.; VAN LANCKER, V.; VERFAILLIE, E.; VINCX, M.; WESLAWSKI, J. M. & DEGRAER, S. (2007). A concept for biological valuation in the marine environment. *Oceanologia* **49**, 99 –128.

DOLBETH, M.; VENDEL, A. L.; BAETA, A.; PESSANHA, A. L. M. & PATRÍCIO, J. (2016). Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries with fish richness, traits and food webs. *Marine Ecology Progress Series*. **560**, 41 - 55. Doi:10.3354/meps11895.

DUAN, M.; LIU, Y.; YU, Z.; BAUDRY, J.; LI, L.; WANG, C.; Wang, J. & AXMACHER, C. (2016). Disentangling effects of abiotic factors and biotic interactions on cross-taxon congruence in species turnover patterns of plants, moths and beetles. *Scientific Reports* **6**, e23511.

ERFANIAN, A.; WANG, G. & FOMENKO, L. (2017). Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under-predicted by tropical SST. *Scientific Reports* **7**, 1-10. Doi: 10.1038/s41598-017-05373-2.

EICK, D. & THIEL, R. (2014). Fish assemblage patterns in the Elbe estuary: guild composition, spatial and temporal structure, and influence of environmental factors. *Marine Biodiversity* **44**, 559–580.

ELLIOTT, M. & JONGE, V. N. (2002). The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia* **475 (476)**, 513–524.

ELLIOTT, M. & McLUSSKY, D. S. (2002). The need for definitions to understand estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55 (6)**, 815-827. Doi: 10.1006/ecss.2002.1031.

ELLIOTT, M. & QUINTINO, V. (2007). The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas **54 (6)**, 640 – 645. Doi:10.1016/j.marpolbul.2007.02.003.

ELLIOTT, M. & WHITFIELD, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **94**, 306–314.

ESRI (**Environmental Systems Research Institute**). (2013). ArcGIS for Desktop (ArcInfo). (Redlands, CA) Version 10.2.

FAHAY, M. P. (1983). Guide to the early stages of marine fishes occurring in the western North Atlantic Ocean, Cape Hattaras to the southern Scotian Shelf. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* **4**, e1423.

FIGUEREDO, G. G. A. A. & PESSANHA, A. L. M. (2015). Comparative study of trophic organization of juveniles fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology* **89 (1)**, 680-695. Doi: 10.1111/jfb.12844.

GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. & WINEMILLER, K. O. (2001). Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology* **59**, 1218-1238.

GIAM, X. & OLDEN, J. D. (2016). Environment and predation govern fish community assembly in temperate streams. *Global Ecology and Biogeography* **25**, 1194–1205. Doi: 10.1111/geb.12475.

GILLIERS, C.; LE PAPE, O.; DÉ SAUNAY, Y.; MORIN, J.; GUÉRAULT, D. & AMARA, R. (2006). Are Growth and density quantitative indicators of essential

fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **69**, 96–106.

GONÇALVES, R.; CORREIA, A. D.; ATANASOVA, N.; TEODÓSIO, M. A.; BEN-HAMADOU, R. & CHÍCHARO, L. (2015). Environmental factors affecting larval fish community in the salt marsh area of Guadiana estuary (Algarve, Portugal). *Scientia Marina* **79** (1), 25 – 34. Doi:10.3989/scimar.04081.08A.

GUEDES, L. S. (2002). Monitoramento geoambiental do estuário do Rio Paraíba do Norte - PB por meio da cartografia temática digital e de produtos de sensoriamento remoto. 2002. 90 f. **Dissertação (Mestrado em Geodinâmica; Geofísica)** - Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; POTAPENKO, J.; CASEY, K. S.; KOENIG, K.; LONGO, C.; LOWNDES, J. S.; ROCKWOOD, R. C.; SELIG, E. R.; SELKOE, K. A. & WALBRIDGE, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications* **6**, 1 – 7. Doi:10.1038/ncomms8615.

HILLMAN, J. R.; STEPHENSON, F.; THURSH, S. F. & LUNDQUIST, C. J. (2020). Investigating changes in estuarine ecosystem functioning under future scenarios. *Ecological Applications* **30** (4), p. e02090. Doi:10.1002/eap.2090.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia (2019). Velocidade dos ventos (km/h) – ano 2019. Disponível em: [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br). Acesso 03 junho 2019.

JENSEN, T. G. (2003). Cross-equatorial pathways of salt and tracers from the northern Indian Ocean: Modelling results. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, **50** (12-13), 2111–2127. Doi:10.1016/s0967-0645(03)00048-1.

JOYEUX, J. C.; PEREIRA, B. B. & ALMEIDA, H. G. (2004). The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a Brazilian tropical estuary. *Journal of Plankton Research* **26**(11), 1277–1287. Doi:10.1093/plankt/fbh119.

KENDALL, A. W. Jr.; AHLSTROM, E. H. & MOSER, H. G. (1984). Early life history stages of fishes and their characters. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists*. **1**, 11-22.

KROUPOVA, H.; MACHOVA, j. & SVOBODOVA, Z. (2005). Nitrite influence on fish: a review. *Veterinary Medicine and Science* **50** (11), 461 – 471.

LACERDA, C. H. F.; BARLETTA, M. & DANTAS, D. V. (2014). Temporal patterns in the intertidal faunal community at the mouth of a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* **85**, 1571–1602. Doi:10.1111/jfb.12518.

LE PAPE, O.; GILLIERS, C.; RIOU, P.; MORIN, J. & AMARA, R. (2007). Convergent signs of degradation of both the capacity and the quality of an

essential fish habitat: synthesis on the Seine estuary (France), a highly anthropised estuary of which flatfish nursery function is altered. *Hydrobiologia* **588**, 225–229.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M. & COSTA, M. F. (2015). Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **165**, 213-225. Doi: 10.1016/j.ecss.2015.05.018.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; RAMOS, J. A. A.; DANTAS, D. V.; MELO, P. A. M. C.; JUSTINO, A. K. S. & FERREIRA, G. V. B. (2016a). Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases. *Journal of Fish Biology* **89**, 619–640. Doi:10.1111/jfb.12838.

LIMA, C. S.S.; BADÚ, M. L. A. S. & PESSANHA, A. L. M. (2020). Response of estuarine fish assemblages to an atypical climatic event in northeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science* **35**, e.101121. Doi: 10.1016/j.rsma.2020.101121.

LOBRY, J.; LEPAGE, M. & ROCHARD, E. (2006). From seasonal patterns to a reference situation in an estuarine environment: Example of the small fish and shrimp fauna of the Gironde estuary (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **70**, 239 – 250. Doi:10.1016/j.ecss.2006.06.014.

LORENZEN, C. (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* **12**, 343–346.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A.; CAMARGO, H.; RIVEROS, M. P. & PABLÓ, A. D. (2013). Two contrasting severe seasonal extremes in tropical South America in 2012: Floods in Amazonia and Drought in Northeast Brazil. *Journal of Climate* **26**, 9137 - 9154. Doi:10.1175/JCLI-D-12-006421.

MARTINHO, F.; LEITAO, R.; VIEGAS, I.; DOLBETH, M.; NETO, J.M.; CABRAL, H.N. & PARDAL, M. A. (2007). The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **75**, 537-546. Doi: 10.1016/j.ecss.2007.05.040.



McCAULEY, D. J.; PINSKY, M. L.; PALUMBI, S. R.; ESTES, J. A.; JOYCE, F. H. & WARNER, R. R. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science* **347** (6219), e1255641. Doi:10.1126/science.1255641.

MEDEIROS, A. P. M.; XAVIER, J. H. A. & ROSA, I. M. L. (2017). Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*. **45**(5), 879-890. DOI: 10.3856/vol45-issue5-fulltext-2.

MENDES, C.; RAMOS, S. & BORDALO, A. A. (2014). Feeding ecology of juvenile flounder *Platichthys flesus* in an estuarine nursery habitat: Influence of prey–predator interactions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **461**, 458 – 468. Doi: 10.1016/j.jembe.2014.09.016.

MENEGOTTO, A; DAMBROS, C. S. & NETTO, S. A. (2019). The scale-dependent effect of environmental filters on species turnover and nestedness in an estuarine benthic community. *Ecology* 100 (7), 1 – 9.

MEYNECKE, J.; LEE, S. Y.; DUKE, N. C. & WARNKEN, J. (2006). Effect of rainfall as a component of climate change on estuarine fish production in Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **69**, 491 – 504. Doi:10.1016/j.ecss.2006.05.011.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A. J.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H. & BELLWOOD, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, **28** (3), 167–177. Doi:10.1016/j.tree.2012.10.004.

MOSER, H. G. (1996). **The Early Stages of Fishes in the California Current Region: Final Report**. Institution of Oceanography Library. University of California, San Diego.

MOURA, G. C.; BARBOSA, J. E. L.; PATRÍCIO, J.; NERYD, J. F. & GONÇALVES, A. M. M. (2016). Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. *Ecological Indicators* **69**, 284–294. Doi:10.1016/j.ecolind.2016.04.037.

NISHIDA, A. K.; NORDI, N. & ALVES, R. R. N. (2008). Aspectos socioeconômicos dos catadores de moluscos do litoral paraibano, Nordeste do Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* **8** (1), 207 – 215.

NOBREGA, R. R. A. & NISHIDA, A. K. (2003). Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Interciência* **28**, 36-43.

OJAVEER, H. & EERO, M. (2011). Methodological challenges in assessing the environmental status of a marine ecosystem: case study of the Baltic Sea. *PLoS One* **6**, e19231. Doi:10.1371/journal.pone.0019231.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. G.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. (2012). **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 1.17-0. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

OLDEN, J. D.; POFF, N. R.; DOUGLASM, R.; DOUGLASM, E. & FAUSCH, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* **19**, 18-24.

PASQUAUD, S.; BÉGUER, M.; LARSEN, M. H.; CHAALALI, A.; CABRAL, H. & LOBRY, J.; (2012). Increase of marine juvenile fish abundances in the middle Gironde estuary related to warmer and more saline waters, due to global changes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **104 (105)**, 46 - 53. Doi: 10.1016/j.ecss.2012.03.021.

PEPIN, P. (2016). Reconsidering the impossible — linking environmental drivers to growth, mortality, and recruitment of fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **73 (2)**, p. 1 – 34. Doi: 10.1134/cjfas-2015-0091.

PEREIRA, M. P. S.; JUSTINO, F.; MALHADO, A. C.; BARBOSA, H. & MARENGO, J. (2014). The influence of oceanic basins on drought and ecosystem dynamics in Northeast Brazil. *Environmental Research Letters* **9**, 1 - 8. Doi: 10.1088/1748-9326/9/12/124013.

PICHLER, H. A., SPACH, H. L., GRAY, C. A., BROADHURST, M. K., JUNIOR, R. S. & NETO, J. F. O. (2015). Environmental influences on resident and transient fishes across shallow estuarine beaches and tidal flats in a Brazilian World Heritage area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **164**, 482–492.

PLAVAN, A. A.; PASSADORE, C. & GIMENEZ, L. (2010). Fish assemblage in a temperate estuary on the uruguayan coast: seasonal variation and environmental influence. *Brazilian Journal of Oceanography*, **58 (4)**, 299–314. Doi:10.1590/s1679-87592010000400005.

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M. & WHITFIELD, A. K. (2015). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* **16**, 230–239.

PURVIS, A. & HECTOR, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature* **405**, 212–219.

RAMOS, S.; AMORIM, E.; ELLIOTT, M.; CABRAL, H. & BORDALO, A. A. (2012). Early life stages of fishes as indicators of estuarine ecosystem health. *Ecological Indicators* **19**, 172 –183. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.08.024.

RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; LIMA, A. R. A. & COSTA, M. F. (2012). Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks. *Journal of Fish Biology* **78**, 344–354.

RAMOS, S.; CABRAL, H. & ELLIOTT, M. (2015). Do fish larvae have advantages over adults and other components for assessing estuarine ecological quality? *Ecol. Indic.* **55**, 74 – 85.

RICHARDS, W. J. (2006). **Early Stages of Atlantic Fishes: an Identification Guide for the Western Central North Atlantic**. II Volume Set. Boca Raton. CRC Press. 2640p.

RIERA, R.; TUSET, V. M.; BETANCUR-R, R.; LOMBARTE, A.; MARCOS, C. & PÉREZ-RUZAFÁ, A. (2018). Modelling alpha-diversities of coastal lagoon fish assemblages from the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* **165**, 100 –109. Doi:10.1016/j.pocean.2018.05.003.

SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S. & BONECKER, A. C. T. (2017). Can we assess the ecological status of estuaries based on larval fish assemblages? *Marine Pollution Bulletin* **124 (1)**, 367 – 375. Doi:10.1016/j.marpolbul.2017.07.043.

SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S. & BONECKER, A. C. T. (2017). Environmental control on larval stages of fish subject to specific salinity range in tropical estuaries. *Regional Studies in Marine Science* **13**, 42 – 53. Doi:10.1016/j.rsma.2017.03.010.

SARPEDONTI, V.; ANUNCIACÃO, E. M. S. & BORDALO, A. O. (2013). Spatio-temporal distribution of fish larvae in relation to ontogeny and water quality in the oligohaline zone of a North Brazilian estuary. *Biota Neotropica* **13**, 55–63.

SELIG, E. R.; TURNER, W. R.; TROËNG, S.; WALLACE, B. P.; HALPERN, B. S.; KASCHNER, K.; LASCELLES, B. G.; CARPENTER, K. E. & MITTERMEIER, R. A. (2014). Global Priorities for Marine Biodiversity Conservation. *PLoS ONE*, **9 (1)**, e82898. Doi:10.1371/journal.pone.0082898.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1963.) *The Mathematical Theory of Communications*. University of Illinois Press, Urbana, IL, 125.

SILVA, I. A. L.; FARIA, A.; TEODÓSIO, M. A. & GARRIDO, S. (2014). Ontogeny of swimming behaviour in sardine *Sardina pilchardus* larvae and effect of larval nutritional condition on critical speed. *Marine Ecology Progress Series* **504**, 287 – 300. Doi:10.3354/meps10758.

SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; MÉRIGOT, B.; LUCENA-FRÉDOU, F.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M. S.; REZENDE, S. M. & FRÉDOU, T. (2017). Functional diversity of fish in tropical estuaries: a traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **198**, 413 – 420. Doi: 10.1016/j.ecss.2016.08.030.

SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P. & SOAVINSKI, R. J. (2011). Distribuição e ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Natural Resources* **1 (2)**, 5-14.

SLOTTERDIJK, H.; BREHMER, P.; SADIO, O.; MÜLLER, H.; DÖRING, J. & EKAU, W. (2017). Composition and structure of the larval fish community related to environmental parameters in a tropical estuary impacted by climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **197**, 10–26. Doi:10.1016/j.ecss.2017.08.003

SPIES, B. T. & STEELE, M. A. (2016). Effects of temperature and latitude on larval traits of two estuarine fishes in differing estuary types. *Marine Ecology Progress Series* **544**, 243 – 255. Doi:10.3354/meps11552.

STRYDOM, N. A. (2015). Patterns in Larval Fish Diversity, Abundance, and Distribution in Temperate South African Estuaries. *Estuaries and Coasts* **38**, 268 – 284. Doi:10.1007/s12237-014-9801.

SUZUKI, K. W.; NAKAYAMA, K.; TANAKA, M. (2013). Distinctive copepod community of the estuarine turbidity maximum: comparative observations in three macrotidal estuaries (Chikugo, Idori and Kuma Rivers), southwestern Japan. *Journal of Oceanography* **69** (1), 15-33.

TER BRAAK, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**, 1167-1179.

TEICHERT, N.; PASQUAUD, S.; BORJA, A.; CHUST, G.; URIARTE, A. & LEPAGE, M. (2017). Living under stressful conditions: Fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **188**, 18 - 26. Doi:10.1016/j.ecss.2017.02.006.

TOLF, J. D.; MUNSCH, S. H.; CORDELL, J. R.; SIITARI, K.; LEBRE, V. C.; HOLYCROSS, B. M.; De BRUYCKERE, L. A.; GREENE, C. M. & HUGHES, B. B. (2018). Impact of multiple stressors on juvenile fish in estuaries of the northeast Pacific. *Global Changes biology* **24** (5), 2008 – 2020. Doi: 10.1111/gcb.14055.

TRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; HERMAN, P. M. J. & YESBAERT, T. (2005). Multi-scale analysis of species-environment relationships. *Marine Ecology Progress Series* **302**, 13 – 26. Doi:10.3354/meps302013.

VANALDERWEIRELDT, L.; WINHLER, G.; FORGET-LACOURSIÈRE, E. L.; MINGELBIER, M. & SIROIS, P. (2020). Habitat use by early life stages of the re-established striped bass and conspecific fish species along the St. Lawrence estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **237**, e106696. Doi:10.1016/j.ecss.2020.106696.

VINAGRE, C.; COSTA, M. J. & CABRAL, H. N. (2007). Impact of climate and hydrodynamics in sole larval immigration into the Tagus estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **75**, 516–524.

VINAGRE, C.; SANTOS, F. D.; CABRAL, H. N. & COSTA, M. J. (2009). Impact of climate and hydrology on juvenile fish recruitment towards estuarine nursery grounds in the context of climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **85**, 479–486.

WALTHAM, N. J.; McCANN, J.; POWER, T.; MOORE, M. & BUELOW, C. (2020). Patterns of fish use in urban estuaries: Engineering maintenance schedules to protect broader seascape habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **238 (5)**, e106729. Doi:10.1016/j.ecss.2020.106729.

WINEMILLER, K. O.; FITZGERALD, D. B.; BOWER, L. M. & PIANKA, E. R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters* **18 (8)**, 737 – 751. Doi:10.1111/ele.12462.

## Apêndice 1

Valores da PERMANOVA univariada (a) comparando as diferenças entre as diferentes zonas e estações, e teste Pair-wise da PERMANOVA (b) das variáveis ambientais em escala local entre as estações chuvosa (CH) e seca (SE), e as zonas: superior (SP), intermediária (IT) e inferior (IF) dos estuários do rio Paraíba do Norte e do rio Mamanguape, semiárido brasileiro. Em negrito, valores estatisticamente significativos. \* P<0.05, \*\* P<0.001, \*\*\* P<0.0001. ns = não significativo.

(a)	Paraíba do Norte						Mamanguape					
	Zonas		Estações		Zonas x Estações		Zonas		Estações		Zonas x Estações	
	Pseudo-F	P	Pseudo-F	P	Pseudo-F	P	Pseudo-F	P	Pseudo-F	P	Pseudo-F	P
Salinidade	323,97	<b>0,0001</b>	43,683	<b>0,0001</b>	16,626	<b>0,0001</b>	100,15	<b>0,0001</b>	157,63	<b>0,0001</b>	29,558	0,0001
Temperatura (°C)	6,2503	<b>0,0019</b>	27,884	<b>0,0001</b>	5,6462	<b>0,0027</b>	7,492	0,9994	39,268	<b>0,0001</b>	5,4965	0,9952
Transparência (cm)	24,106	<b>0,0001</b>	0,16069	0,6993	4,9161	<b>0,0094</b>	8,788	<b>0,0001</b>	3,0607	0,0817	13,996	<b>0,0001</b>
Clorofila-a (µg/l)	13,531	<b>0,0001</b>	1,7475	0,1844	0,20412	0,8234	10,094	<b>0,0001</b>	20,964	<b>0,0001</b>	4,4029	<b>0,0122</b>
Nitrato (µM)	9,7915	<b>0,0001</b>	0,41586	0,5213	1,7513	0,1787	1,6194	0,2059	16,738	<b>0,0001</b>	4,466	<b>0,0136</b>
Nitrito (µM)	14,607	<b>0,0001</b>	2,9412	0,0882	0,17849	0,8371	2,1105	0,1287	59,279	<b>0,0001</b>	2,776	0,0652
Amônia (µM)	2,7667	0,0702	8,9963	<b>0,0038</b>	1,7924	0,1695	0,99075	0,3827	11,831	<b>0,0006</b>	2,8419	0,0594
Ortofosfato (µM)	18,862	<b>0,0001</b>	5,9983	<b>0,0133</b>	1,8624	0,16	0,52102	0,6004	14,158	<b>0,0001</b>	6,1032	<b>0,0029</b>
Fósforo total (µM)	11,797	<b>0,0001</b>	3,8904	<b>0,0431</b>	0,38024	0,6966	2,8616	0,0615	2,4729	0,1169	3,8421	<b>0,0244</b>

(b)	Grupo	Salinidade	Temperatura (°C)		Transparência (cm)		Clorofila-a (µg/l)		Nitrato (µM)		Nitrito (µM)		Amônia (µM)		Ortofosfato (µM)		Fósforo total (µM)			
			t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t					
Paraíba do Norte	Chuvosa	SP,IT	14,61	***	6,86	***	2,26	*	2,64	**	0,44	ns	4,80	***	3,41	**	1,45	ns	0,40	ns
		SP, IF	17,45	***	5,09	***	3,59	***	2,88	**	2,35	*	1,23	ns	6,19	ns	4,39	***	4,57	***
		IT, IF	10,02	***	1,57	ns	1,53	ns	0,36	ns	2,76	**	3,67	***	3,50	**	3,43	***	2,55	**
Estações	Seca	SP,IT	8,36	***	3,22	**	1,80	*	3,00	**	2,92	**	2,54	*	1,71	ns	1,72	ns	1,07	ns
		SP,IF	10,79	***	0,52	ns	2,65	***	2,94	**	0,52	ns	0,29	ns	0,52	ns	3,54	***	3,63	***
		IT,IF	10,85	***	2,98	**	0,49	ns	0,52	ns	3,77	***	3,39	***	0,41	ns	6,23	***	4,55	***

**Continuação.**

	SP	CH,SE	5,08	***	1,68	ns	5,33	***	0,26	ns	0,98	ns	0,82	ns	0,69	ns	0,18	ns	0,59	ns
Zonas	IT	CH,SE	4,98	***	0,65	ns	2,80	***	0,83	ns	2,64	*	1,83	ns	2,68	ns	2,82	**	1,18	ns
	IF	CH,SE	6,08	***	2,36	*	3,98	***	2,44	*	0,40	ns	0,60	ns	1,56	ns	1,80	ns	1,76	ns
<b>Mamanguape</b>																				
		SP,IT	5,50	***	0,93	ns	5,83	ns	3,49	***	0,27	ns	0,47	ns	0,51	ns	1,66	ns	0,69	ns
	Chuvosa	SP,IF	13,98	***	3,74	***	3,79	ns	1,31	ns	1,94	*	0,95	ns	1,98	ns	2,21	*	3,34	**
		IT,IF	7,55	***	4,26	***	2,03	ns	3,13	***	2,25	*	1,38	ns	1,53	ns	1,08	ns	2,39	*
<b>Estações</b>																				
		SP,IT	3,94	***	4,71	***	1,43	ns	0,97	ns	1,72	ns	2,22	*	1,34	ns	1,38	ns	1,08	ns
	Seca	SP,IF	7,26	***	3,81	***	2,28	ns	0,56	ns	2,17	*	2,40	*	1,22	ns	2,00	*	0,14	ns
		IT,IF	4,25	***	0,55	ns	1,22	ns	1,71	ns	0,33	ns	5,18	ns	0,44	ns	1,15	ns	0,91	ns
	SP	CH,SE	9,82	***	4,15	***	3,71	***	7,34	***	3,64	***	5,87	***	2,92	**	4,04	***	2,94	*
Zonas	IT	CH,SE	6,65	***	0,78	ns	3,55	***	0,18	ns	2,56	*	4,14	***	1,49	ns	3,24	***	1,98	ns
	IF	CH,SE	6,23	***	3,72	***	3,57	***	5,99	***	0,25	ns	3,15	**	1,11	ns	0,14	ns	1,22	ns

## Apêndice 2

Média ( $\pm$  Erro Padrão) e alcance das variáveis ambiental em escala local aferidas nas zonas superior, intermediária e inferior nos estuários do rio Paraíba do Norte do rio Mamanguape, semiárido brasileiro, entre as estações chuvosa e seca.

Paraíba do Norte	Estação Chuvosa						Estação seca					
	Superior		Intermediária		Inferior		Superior		Intermediária		Inferior	
	Média	Amplitude	Média	Amplitude	Média	Amplitude	Média	Amplitude	Média	Amplitude	Média	Amplitude
Salinidade	5,54 $\pm$ 0,71	0,5 - 20	23,45 $\pm$ 0,48	14 - 30	36,06 $\pm$ 0,51	35 - 39	12,73 $\pm$ 0,10	5 - 27	27,84 $\pm$ 0,59	28 - 36	36,38 $\pm$ 0,43	37 - 45
Temperatura (°C)	21,71 $\pm$ 0,31	26,5 - 31	28,07 $\pm$ 0,14	26 - 31,5	23,54 $\pm$ 1,25	26 - 31,5	30,0 $\pm$ 0,10	29 - 32,5	29,69 $\pm$ 0,15	28 - 32	29,59 $\pm$ 0,12	28 - 31,5
Transparência (cm)	0,37 $\pm$ 4,52	15 - 161	129,18 $\pm$ 3,93	70 - 180	122,68 $\pm$ 5,34	50 - 210	106,7 $\pm$ 6,85	30 - 195	129,1 $\pm$ 6,85	50 - 223	108,2 $\pm$ 6,80	40 - 260
Clorofila-a ( $\mu$ g/l)	0,45 $\pm$ 0,13	0,01 - 5,55	0,12 $\pm$ 0,02	0,01 - 1,09	0,10 $\pm$ 0,01	0,02 - 0,36	0,24 $\pm$ 0,02	0,02 - 0,88	0,09 $\pm$ 0,007	0,02 - 0,23	0,22 $\pm$ 0,03	0,01 - 0,91
Intensidade dos ventos (km/h)	4,23 $\pm$ 0,09	3,16 - 5,41	4,27 $\pm$ 0,10	3,16 - 5,41	4,30 $\pm$ 0,10	2,52 - 5,31	0,24 $\pm$ 0,02	0,02 - 0,88	0,09 $\pm$ 0,007	0,02 - 0,23	0,22 $\pm$ 0,03	0,01 - 0,91
Precipitação (mm)	8,8 $\pm$ 1,71	0,4 - 41,2	5,80 $\pm$ 1,29	0,2 - 41,2	2,81 $\pm$ 0,41	0 - 10	0,55 $\pm$ 0,12	0 - 2,8	0,32 $\pm$ 0,09	0 - 0,4	0,06 $\pm$ 0,01	0 - 0,4
Nitrato ( $\mu$ M)	188,5 $\pm$ 24,37	3,63 - 549,8	324,2 $\pm$ 32,37	75,09 - 859	112,09 $\pm$ 10,4	38,75 - 156	233,8 $\pm$ 30,9	14,5 - 410	256,7 $\pm$ 29,8	9,68 - 601,9	233,8 $\pm$ 31,6	25,4 - 50,5
Nitrito ( $\mu$ M)	187,3 $\pm$ 17,69	8,95 - 387,3	152,1 $\pm$ 19,2	26,8 - 333,5	75,3 $\pm$ 11,84	7,83 - 257	222,6 $\pm$ 34,8	4,47 - 479	246,0 $\pm$ 41,2	7,83 - 687,3	177,9 $\pm$ 32,4	1,1 - 483,5
Amônia ( $\mu$ M)	466,11 $\pm$ 61,83	86,73 - 1235	170,81 $\pm$ 43,96	4,23 - 963,2	206,89 $\pm$ 34,8	30,32 - 689	524,4 $\pm$ 87,1	69,8 - 1300	200,8 $\pm$ 67,9	18,3 - 1016	26,31 $\pm$ 6,75	4,9 - 141,0
Ortofosfato ( $\mu$ M)	530,7 $\pm$ 51,8	29 - 1019	668,1 $\pm$ 147,51	39 - 2749	224,3 $\pm$ 27,17	5,67 - 469	502,8 $\pm$ 73,5	62,3 - 1165	541,1 $\pm$ 57,0	175,6 - 862,3	564,5 $\pm$ 122,3	165 - 2665
Fósforo total ( $\mu$ M)	619,1 $\pm$ 58,57	72,3 - 1072	668,1 $\pm$ 28,82	112,3 - 555	283,8 $\pm$ 36,24	45,6 - 659	516,5 $\pm$ 64,1	195 - 1189	603,0 $\pm$ 70,9	102 - 1235	389,8 $\pm$ 34,32	199 - 679
<b>Mamanguape</b>												
Salinidade	7,83 $\pm$ 0,90	0,2 - 21	17,82 $\pm$ 1,22	22 - 31	31,47 $\pm$ 0,79	33 - 40	23,8 $\pm$ 0,90	15 - 32	31,5 $\pm$ 0,96	34 - 38	37,47 $\pm$ 0,54	39 - 42
Transparência (mm)	65,98 $\pm$ 0,24	19 - 120	63,81 $\pm$ 2,74	20 - 110	113,25 $\pm$ 8,31	10 - 320	78,3 $\pm$ 2,10	50 - 127	62,34 $\pm$ 3,62	20 - 133	66,9 $\pm$ 4,44	10 - 191
Clorofila-a ( $\mu$ g/l)	0,05 $\pm$ 0,004	0,02 - 0,13	0,26 $\pm$ 0,06	0,02 - 2,13	0,06 $\pm$ 0,008	0,01 - 0,29	0,18 $\pm$ 0,01	0,02 - 0,67	0,20 $\pm$ 0,01	0,04 - 0,49	0,16 $\pm$ 0,01	0,01 - 0,47
Temperatura (°C)	22,91 $\pm$ 1,22	24 - 30,6	23,52 $\pm$ 1,25	24,5 - 31	23,25 $\pm$ 1,23	24,5 - 31	28,86 $\pm$ 0,12	27 - 31,5	28,57 $\pm$ 0,16	25 - 31	28,89 $\pm$ 0,17	27 - 31,5
Intensidade dos ventos (km/h)	13,67 $\pm$ 0,16	11,09 - 5,47	13,67 $\pm$ 0,16	11,09 - 5,47	13,67 $\pm$ 0,16	11,09 - 5,47	14,02 $\pm$ 0,01	12,06 - 0,67	14,02 $\pm$ 0,01	12,06 - 0,67	14,02 $\pm$ 0,01	12,06 - 0,67
Pluviosidade (mm)	2,5 $\pm$ 0,37	0 - 8,0	4,35 $\pm$ 0,97	0 - 30,2	6,23 $\pm$ 1,28	0 - 30,2	3,40 $\pm$ 0,86	0 - 19	2,8 $\pm$ 0,88	0 - 25,2	3,43 $\pm$ 1,04	0 - 25,2
Nitrato ( $\mu$ M)	90,31 $\pm$ 16,3	3,63 - 232	72,02 $\pm$ 17,9	7,26 - 484,4	118,6 $\pm$ 17,01	2,42 - 454	44,08 $\pm$ 7,12	14,5 - 145,3	31,73 $\pm$ 3,7	10,9 - 77,5	38,5 $\pm$ 7,85	15,7 - 151
Nitrito ( $\mu$ M)	41,6 $\pm$ 9,68	4,47 - 229	19,9 $\pm$ 2,72	4,47 - 54,8	104,7 $\pm$ 13,7	12,3 - 257	13,9 $\pm$ 2,42	1,11 - 41,4	8,73 $\pm$ 2,01	1,11 - 30,2	10,6 $\pm$ 2,44	3,35 - 32,4
Amônia ( $\mu$ M)	121,9 $\pm$ 21	31,02 - 565	88,2 $\pm$ 13,13	28,2 - 213,6	90,10 $\pm$ 19,8	28,9 - 496	88,2 $\pm$ 7,29	28,2 - 135,3	67,1 $\pm$ 7,88	33,1 - 165	33,2 $\pm$ 4,42	18,3 - 59,9
Ortofosfato ( $\mu$ M)	156,1 $\pm$ 32,9	22,3 - 479	145,1 $\pm$ 13,9	29 - 222,3	455,4 $\pm$ 141,8	22,3 - 2662	1915 $\pm$ 1087	55,3 - 3799	53,72 $\pm$ 6,98	19 - 112,3	39,23 $\pm$ 6,29	1 - 95,6
Fósforo total ( $\mu$ M)	197,5 $\pm$ 13,3	72,3 - 245	137,5 $\pm$ 18,9	22,3 - 315,6	136,2 $\pm$ 15,25	39 - 215,6	150,5 $\pm$ 13,7	29 - 209	96,0 $\pm$ 6,20	35,6 - 152,3	130,5 $\pm$ 5,34	85,6 - 142



### Apêndice 3

Densidade do ictioplâncton e zooplâncton capturados nas zonas superior (SUP), intermediária (INT) e inferior (INF) durante as estações chuvosa e seca nos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape. Guilda Ecológica (GE): marinha ocasional (MO), marinho estuarino oportunista (MEO), marinha estuarina dependente (MED), somente estuarina (SE), estuarino e marinho (EM), oportunista (O) e permanente (PR). Tabela ordenada de acordo com Potter *et al.*(2015). Táxons pertencentes ao zooplâncton com corte >0,1%.

Paraíba do Norte										
Larvas										
Família / espécies	GE	Número	Densidade		Estação chuvosa			Estação seca		
			N°100m <sup>-3</sup>	%	SUP	INT	INF	SUP	INT	INF
<b>Engraulidae</b>										
<i>Anchoiella lepidentoslote</i>	MED	10	0,0010	0,41	0,89	0,15			0,02	0,03
<i>Anchoa hepsetus</i>	MED	41	0,0043	1,73	3,25	8,24	0,19	0,15	0,02	0,10
<i>Anchoa januaria</i>	MED	5	0,0010	0,39	0,05			0,04		0,02
<i>Anchoa lyoleps</i>	MED	3	0,0001	0,04	0,44					
<i>Anchoa spinifer</i>	MED	3	0,0001	0,04				0,02		0,05
<i>Anchoa sp.</i>		19	0,0021	0,84	3,25	8,24	0,19	0,15	0,02	0,01
<i>Anchovia clupeioides</i>	MED	9	0,0016	0,64	2,28				0,13	0,16
<b>Clupeidae</b>										
<i>Lile piquitinga</i>	MED	9	0,0016	0,64						7,32
<i>Opisthonema oglinum</i>	MED	95	0,029	11,71	11,10	0,28	0,23	13,01		53,10
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	MED	116	0,032	12,65	6,70	0,15	2,56	0,11	9,11	65,01
<b>Mugilidae</b>										
<i>Mugil sp.</i>		3	0,0001	0,04		2,28				
<b>Atherinopsidae</b>										
<i>Atherinella brasiliensis</i>	SE	51	0,010	4,29	12,67	0,07	0,06	26,72	2,53	0,15
<b>Hemiramphidae</b>										
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	MED	11	0,0010	0,41		1,96	1,31		0,007	0,08

Continuação.

Família / espécies	GE	Número	Densidade		Estação chuvosa			Estação seca		
			Nº100m <sup>-3</sup>	%	SUP	INT	INF	SUP	INT	INF
<b>Syngnathidae</b>										
<i>Cosmocampus elucens</i>	SE	6	0,0010	0,40				0,15		
<i>Pseudophallus mindii</i>	SE	3	0,0001	0,04	0,17					
<b>Carangidae</b>										
<i>Caranx latus</i>	MED	4	0,0001	0,04			0,30			0,06
<i>Oligoplites saurus</i>	MED	8	0,0010	0,40	0,12	0,09	1,52	0,57		
<b>Lutjanidae</b>										
<i>Lutjanus analis</i>	MED	8	0,0010	0,40	2,76	0,07	0,67			
<i>Lutjanus synagris</i>	MED	1	0,0001	0,04					0,03	
<b>Gerreidae</b>										
<i>Eucinostomus argenteus</i>	MED	7	0,0010	0,40		4,11				0,03
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	MED	31	0,0039	0,81	1,85	4,43	52,61		0,01	1,02
<i>Diapterus rhombeus</i>	MED	1	0,0001	0,04					0,03	
<b>Sciaenidae</b>										
<i>Bairdiella ronchus</i>	MED	2	0,0001	0,04	0,12	0,05				
<i>Stellifer rastrifer</i>	MED	8	0,0010	0,40	0,15		0,50			7,67
<b>Eleotridae</b>										
<i>Eleotris pisonis</i>	SE	1	0,0001	0,04				0,01		
<b>Bleniidae</b>										
<i>Scartella cristata</i>	PR	4	0,0001	0,04				0,05		0,16
<i>Lupinoblennius paivai</i>	O	10	0,0010	0,40	0,11		1,87	0,36	18,13	0,02
<b>Gobiidae</b>										
<i>Bathygobius soporator</i>	SE	28	0,0033	0,80	0,36	0,01	0,05	0,78	27,18	7,07
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	SE	7	0,0010	0,40		0,01	0,03	0,36		5,58
<b>Achiridae</b>										

Continuação.

Família / espécies	GE	Número	Densidade		Estação chuvosa			Estação seca			
			N°100m <sup>-3</sup>	%	SUP	INT	INF	SUP	INT	INF	
<i>Achirus lineatus</i>	MED	8	0,0010	0,40		0,21			18,13	1,25	
<i>Trinectes paulistanus</i>	EM	29	0,0033	0,80	8,18	13,24	0,68		15,21	3,08	
<b>Tetraodontidae</b>											
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SE	1	0,0001	0,04						0,06	
<b>Sub-total densidade</b>			<b>0,103</b>		<b>0,01</b>	<b>0,18</b>	<b>0,28</b>		<b>0,08</b>	<b>0,12</b>	<b>0,36</b>
<b>Ovos</b>											
Engraulidae		3.507	5,942	95,86			44,05	5,07	81,58	89,01	
Clupeidae		145	0,011	0,17			47,56	29,28	0,08	0,54	
Mugilidae		4	0,0001	0,001			0,13			0,41	
Carangidae		49	0,006	0,09		94,48	2,63				
Gerreidae		44	0,006	0,09			5,36		1,15	0,41	
Achiridae		645	0,238	3,83		5,51	0,24	65,63	17,16	9,95	
<b>Sub-total densidade</b>			<b>6,198</b>			<b>0,001</b>	<b>1,30</b>	<b>0,001</b>	<b>4,63</b>	<b>4,40</b>	
<b>Zooplâncton</b>											
Tintinnida			203,22	0,89	<0,01	2,07	0,13				
Polychaeta (larva)			135,37	0,62	0,04	0,17	0,23	0,14	0,99	3,14	
Cladocera			47,22	0,21	3,04	<0,01		0,03	0,11		
Brachyura (zoeae)			249,40	1,14	0,44	0,73	0,47	1,04	2,70	1,19	
Cirripedia (náuplio)			1431,33	6,57	0,83	0,69	1,72	8,79	19,81	11,83	
Calanoida (náuplio)			273,65	1,25	2,11	0,57	2,66	2,74	1,66	0,89	
Calanoida			11563,59	53,08	79,29	61,53	54,20	50,97	37,87	39,71	
Cyclopoida (náuplio)			60,58	0,27	0,07	0,21	0,31	0,52	<0,01	0,69	
Cyclopoida			6532,65	29,98	11,88	27,85	34,59	33,73	29,11	36,50	
Gastropoda (larva)			233,97	1,07	1,07	0,32	1,25	1,53	1,87	1,94	
Bivalvia (larva)			412,55	1,89	0,81	3,31	1,48	0,42	0,80	0,35	

Continuação.

Família / espécies	GE	Densidade			Estação Chuvosa			Estação seca		
		Número	N°100m <sup>-3</sup>	%	SUP	INT	INF	SUP	INT	INF
Chaetognatha			48,75	0,22	<0,01	0,40	0,30	0,02	<0,01	0,06
Appendicularia			590,46	21,71	0,35	1,83	2,59	0,27	5,29	3,22
<b>Sub-total densidade</b>			<b>21782,8</b>		<b>839,19</b>	<b>9603,63</b>	<b>2508,35</b>	<b>1514,66</b>	<b>3947,29</b>	<b>3369,64</b>
<b>Mamanguape</b>										
<b>Engraulidae</b>										
<i>Anchoviella brevirostris</i>	MED	45	0,0043	1,73	5,19	1,35			2,55	0,33
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	MED	76	0,103	6,80	0,23	11,48		0,005	3,36	1,07
<i>Anchoa hepsetus</i>	MED	517	0,89	19,23	23,97	9,93	4,30	21,47	19,89	0,17
<i>Anchoa januaria</i>	MED	212	0,120	7,78	13,88	7,72			1,54	1,15
<i>Anchoa lyoleps</i>	MED	31	0,0033	0,80	0,068	1,91		0,05	0,41	0,11
<i>Anchoa marinii</i>	MED	83	0,104	6,88	0,106	3,18	2,57	9,80	0,83	
<i>Anchoa spinifer</i>	MED	30	0,0033	0,80		0,66			0,98	0,26
<i>Anchovia clupeioides</i>	MED	32	0,0033	0,80					9,07	2,49
<i>Lycengraulis grossidens</i>	MED	305	0,129	7,79	5,34	48,21	1,04	1,18	5,70	4,37
<b>Clupeidae</b>										
<i>Lile piquitinga</i>	MED	72	0,103	6,80		0,22	1,08	2,29	0,96	0,91
<i>Harengula clupeola</i>	MED	17	0,0004	0,30			0,17	0,005	2,06	
<i>Sardinella brasiliensis</i>	MED	77	0,103	6,80	1,39	0,002		0,37	2,89	0,31
<i>Opisthonema oglinum</i>	MED	286	0,125	7,78	0,47	4,66		1,35	2,60	6,54
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	MED	672	0,340	22,34	34,71	1,37	35,29	55,73	19,75	13,37
<b>Mugilidae</b>										
<i>Mugil curema</i>	MED	17	0,0004	0,30		2,49			0,51	0,15
<b>Atherinopsidae</b>										
<i>Atherinella brasiliensis</i>	SE	194	0,120	7,78	0,11	0,55	23,68	10,80	2,08	23,71
<b>Hemiramphidae</b>										

Continuação.

Família / espécies	GE	Número	Densidade		Estação Chuvosa			Estação seca		
			Nº100m <sup>-3</sup>	%	SUP	INT	INF	SUP	INT	INF
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	MED	59	0,101	4,29	0,01	0,22	0,33	7,09	9,80	1,64
<b>Belonidae</b>										
<i>Strongylura timucu</i>	MO	5	0,0001	0,012					0,04	0,16
<b>Syngnathidae</b>										
<i>Cosmocampus elucens</i>	SE	12	0,0004	0,30	1,07			1,79		
<i>Microphis lineatus</i>	MEO	7	0,0001	0,012	0,02			0,04	0,08	0,44
<i>Pseudophallus mindii</i>	MED	5	0,0001	0,012	0,02	0,007		0,12		
<b>Dactylopteridae</b>										
<i>Dactylopterus volitans</i>	MED	5	0,0001	0,012			0,48			
<b>Carangidae</b>										
<i>Caranx latus</i>	MED	10	0,0004	0,30				2,65	0,64	0,03
<i>Oligoplites saurus</i>	MED	6	0,0001	0,12	0,002	0,098	1,70			
<i>Trachinotus falcatus</i>	MEO	3	0,0001	0,12					1,95	
<i>Trachinotus goodei</i>	MEO	2	0,0001	0,12				0,15	0,10	
<b>Lutjanidae</b>										
<i>Lutjanus analis</i>	MED	14	0,0004	0,30		0,60	0,08	0,16		0,24
<i>Lutjanus cyanopterus</i>	MED	1	0,0001	0,12			0,48			
<i>Lutjanus synagris</i>	MED	5	0,0001	0,12		0,31			0,07	
<b>Gerreidae</b>										
<i>Eucinostomus argenteus</i>	MED	52	0,101	4,29	0,02		0,66	0,65	0,52	6,64
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	MED	37	0,0033	0,80	0,70	0,67	0,82	0,81	4,19	0,94
<i>Ulaema lefroyi</i>	MED	1	0,0001	0,12	0,01					
<i>Diapterus rhombeus</i>	MED	31	0,0033	0,80	0,03	1,00		0,09	0,22	0,45
<i>Eugerres brasilianus</i>	MED	16	0,0004	0,30		2,27		0,26		0,11
<b>Sciaenidae</b>										

Continuação.

Família / espécies	GE	Número	Densidade		Estação Chuvosa			Estação seca		
			N°100m <sup>-3</sup>	%	SUP	INT	INF	SUP	INT	INF
<i>Bairdiella ronchus</i>	MED	14	0,0004	0,30		0,04	0,08	0,03	0,45	0,33
<i>Menticirrhus americanus</i>	MEO	3	0,0001	0,12		0,02		0,009		0,06
<i>Stellifer rastrifer</i>	MED	20	0,0004	0,30		2,94				0,04
<i>Stellifer stellifer</i>	MED	1	0,0001	0,12						0,05
<b>Eleotridae</b>										
<i>Eleotris pisonis</i>	SE	5	0,0001	0,12	0,02	0,01		0,05		
<b>Blennidae</b>										
<i>Scartella cristata</i>	PR	36	0,0033	0,80	0,04	0,26	5,08	0,82	4,70	0,08
<i>Lupinoblennius paivai</i>	O	9	0,0001	0,12		0,02	0,04	0,09	0,05	0,03
<i>Entomacrodus vomericus</i>	PR	1	0,0001	0,12					0,10	
<b>Gobiidae</b>										
<i>Bathygobius soporator</i>	SE	291	0,125	7,78	17,20	3,30	0,18		1,28	4,91
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	SE	45	0,0043	1,73	1,51	0,002		1,82		1,18
<i>Gobionellus oceaniscus</i>	SE	7	0,0001	0,12		0,68			0,28	0,05
<b>Achiridae</b>										
<i>Achirus lineatus</i>	MED	27	0,0004	0,30	0,56	0,47	1,70	0,89		0,03
<i>Trinectes paulistanus</i>	ME	36	0,0033	0,80	2,04	0,64		0,07	0,17	
<b>Tetraodontidae</b>										
<i>Colomesus psittacus</i>	SE	1	0,0001	0,12			0,10			
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SE	3	0,0001	0,12	0,17					0,04
<b>Sub-total densidade</b>			<b>2,50</b>		<b>0,45</b>	<b>0,82</b>	<b>0,14</b>	<b>0,30</b>	<b>0,54</b>	<b>0,25</b>
<b>Ovos</b>										
Engraulidae		3048	5,686	91,60	1,85	0,19	5,84	0,008		0,001
Clupeidae		369	0,048	0,79			0,016		0,003	0,116
Mugilidae		37	0,037	0,60		<0,001	0,036			

Continuação.

Família / espécies	GE	Número	Densidade		Estação Chuvosa			Estação seca		
			N°100m <sup>-3</sup>	%	SUP	INT	INF	SUP	INT	INF
Carangidae		225	0,150	2,10			0,152	<0,001		
Lutjanidae		365	0,154	2,50		0,004	0,144			
Achiridae		334	0,153	2,39	<0,001	0,012	0,036			<0,001
<b>Sub-total densidade</b>			<b>6,228</b>		<b>0,0006</b>	<b>0,313</b>	<b>5,87</b>	<b>0,01</b>	<b>0,0003</b>	<b>0,035</b>
<b>Zooplâncton</b>										
Rotifera			105,07	0,30	0,48	0,35	0,43	<0,01	0,01	
Cladocera			38,24	0,11	0,06	0,27	0,04	<0,01		
Brachyura (zoeae)			684,08	1,98	12,66	2,74	0,54	1,10	6,29	2,30
Cirripedia (náuplio)			4532,45	13,17	0,36	20,83	14,39	1,11	3,06	4,26
Calanoida (náuplio)			182,49	0,53	0,63	0,19	0,28	1,27	2,35	0,87
Calanoida			18347,06	53,51	34,76	49,77	52,48	72,09	44,89	26,94
Cyclopoida (náuplio)			65,65	0,19	<0,01	0,24	0,06	0,10	0,32	1,66
Cyclopoida			9423,34	27,38	50,48	23,30	27,98	22,46	34,54	60,50
Gastropoda (larva)			169,82	0,49	0,35	0,41	0,22	0,66	1,94	1,94
Bivalvia (larva)			202,40	0,58	0,16	0,95	0,41	0,22	0,49	1,08
Appendicularia			659,37	1,91	<0,01	0,90	3,11	0,95	6,06	0,41
<b>Sub-total densidade</b>			<b>34411,81</b>		<b>906,77</b>	<b>11804,38</b>	<b>13296,36</b>	<b>5951,91</b>	<b>1260,11</b>	<b>1192,25</b>



**CAPÍTULO II**

**DETERMINANTES DA DIVERSIDADE BETA DAS ASSEMBLEIAS  
ICTIOPLANCTÔNICAS ESTUARINAS SOB DIFERENTES NÍVEIS DE  
ANTROPIZAÇÃO**

**SEROPÉDICA – RJ**

**2022**



## Resumo

Compreender como e por que a composição das assembleias varia de um local para outro é fundamental para entender diversos processos ecológicos, incluindo a organização das comunidades, bem como a dispersão dos organismos ao longo dos sistemas estuarinos. Para tanto, foram testadas duas hipóteses: (1) a diversidade beta será menor em assembleias submetidas a estressores ambientais, devido aos impactos antrópicos, as quais serão conduzidas pelas diferenças de riqueza e (2) as dissimilaridades entre as comunidades locais ocorrerá devido a processos locais, devido a influência das variáveis ambientais. O estudo foi realizado nos estuários do rio Paraíba do Norte, situado em uma área metropolitana com sinais visíveis de degradação ambiental, e do rio Mamanguape, localizado em uma área de proteção ambiental, no Nordeste do Brasil. As amostragens ocorreram em três zonas (superior, intermediária e inferior) ao longo do canal principal de ambos os estuários, sendo realizados arrastos horizontais de subsuperfície acompanhados da aferição dos parâmetros ambientais, durante o ciclo anual entre 2018 e 2019. Foi estabelecido um esquema hierárquico geral com os seguintes componentes:  $\alpha$ , nível das unidades amostrais/ arrastos,  $\beta_1$  a variação da diversidade entre as unidades amostrais/arrastos,  $\beta_2$  representando a variação da diversidade entre os pontos  $\beta_3$  a variação da diversidade entre as zonas. Primeiramente, a diversidade beta foi avaliada de acordo com a contribuição para a diversidade regional nas diferentes escalas espaciais de cada estuário. Em seguida, foi realizado o particionamento da diversidade, utilizando duas abordagens: a primeira em substituição de espécies e diferença de riqueza, e a segunda nos índices de Contribuição das Espécies para a Diversidade Beta (SCBD) e de Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD). Foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM) para avaliar os efeitos das variáveis ambientais e espaciais sobre a composição das assembleias larvais. As diferenças espaciais na estrutura das assembleias apresentaram um padrão escala-dependente impulsionado pela heterogeneidade ambiental, em que as variáveis ambientais atuaram como filtros ambientais resultando em mudanças na diversidade larval ao longo de cada estuário. A partição aditiva revelou uma maior dissimilaridade encontrada no nível hierárquico mais elevado ( $\beta_3$ ), indicando um aumento da dissimilaridade no *pool* de espécies na medida em que a escala espacial aumenta. O gradiente ambiental conduzido pelas variações de temperatura, transparência e clorofila-a desempenhou um papel importante para a riqueza e diversidade de espécies no estuário do rio Mamanguape, enquanto que para o estuário do rio Paraíba do Norte o gradiente trófico aliado às pressões antropogênicas foi responsável pela menor riqueza de espécies que aliada aos maiores valores de LCBD indicam que esse estuário apresenta um elevado grau de degradação, sendo um importante candidato à restauração ambiental. Além

disso, essas variações das características ambientais locais contribuíram para a substituição de espécies, a qual foi determinante para o direcionamento da diversidade das assembleias larvais de ambos os estuários. Dessa forma, futuros estudos devem ser realizados a fim de maximizar o conhecimento sobre os mecanismos subjacentes à diversidade e quais são os determinantes do SCBD e LCBD, os quais podem ser elementos chave para várias questões ecológicas, de bioavaliação e conservação.

**Palavras-chave:** Biodiversidade, riqueza e diversidade de espécies, substituição de espécies, diferença de riqueza, heterogeneidade ambiental.

## Abstract

Understanding how and why the composition of assemblages varies from one location to another is critical to understanding diverse ecological processes, including the organization of communities as well as the dispersion of organisms along estuarine systems. To this end, two hypotheses were tested: (1) beta diversity will be lower in assemblages subjected to environmental stressors, due to anthropic impacts, which will be driven by differences in richness and (2) dissimilarities between local communities will occur due to local processes influenced by environmental variables. The study was carried out in the estuaries of the Paraíba do Norte River, located in a metropolitan area with visible signs of environmental degradation, and the Mamanguape River, located in an environmental protection area, in the Northeast of Brazil. Sampling were performed in three estuarine zones (upper, middle and lower) along the main channel of both estuaries, with horizontal subsurface hauls followed by the measurement of environmental parameters, during the annual cycle between 2018 and 2019. A hierarchical general scheme was established with the following components:  $\alpha$ , level of sampling units/trawlers,  $\beta_1$  the variation of diversity between sampling units/trawlers,  $\beta_2$  the variation of diversity between points, and  $\beta_3$  the variation of diversity between zones. First, beta diversity was evaluated according to the contribution to regional diversity at different spatial scales of each estuary. Then, diversity partitioning was performed, using two approaches: the first in species substitution and richness difference, and the second in the SCBD and LCBD indices. Generalized linear models (GLM) were used to evaluate the effects of environmental and spatial variables on the composition of larval assemblages. Spatial differences in assemblage structure showed a scale-dependent pattern driven by environmental heterogeneity, in which environmental variables acted as environmental filters resulting in changes in larval diversity along each estuary. The additive partition revealed a greater dissimilarity found at the highest hierarchical level ( $\beta_3$ ), indicating an increase in the dissimilarity in the species pool as the spatial scale increases. The environmental gradient driven by variations in temperature, transparency and chlorophyll-a played an important role for the

richness and diversity of species in the estuary of the Mamanguape river, while for the estuary of the Paraíba do Norte river the trophic gradient allied to anthropogenic pressures was responsible by the lower species richness, which together with the higher LCBD values indicate that this estuary has a high degree of degradation, being an important candidate for environmental restoration. In addition, these variations in local environmental characteristics contributed to the replacement of species, which was crucial to directing the diversity of larval assemblages in both estuaries. Thus, future studies should be carried out in order to maximize knowledge about the mechanisms underlying diversity and what are the determinants of SCBD and LCBD, which can be key elements for various ecological, bioassessment and conservation issues.

**Keywords:** Biodiversity, species richness and diversity, species replacement, richness difference, environmental heterogeneity.

## Introdução

Compreender como a composição e abundância das espécies entre determinados locais variam tem sido fundamental para os estudos da biologia da conservação, uma vez que processos locais envolvendo fatores ambientais e interações bióticas são consideradas importantes pressupostos dos processos de dispersão dos organismos e da organização das metacomunidades (Heino *et al.*, 2015; Specziár *et al.*, 2018). Essa questão tem sido a principal fronteira para as análises da diversidade beta, a qual recebeu especial atenção nas últimas décadas, com uso de diversas ferramentas com embasamento teórico e analítico (Logue *et al.*, 2011).

A diversidade beta pode ser particionada em diversos componentes, dentre os quais podemos destacar a substituição de espécies, substituição de abundância, diferenças de riqueza e diferenças de abundância (*nestedness*) (Baselga, 2010; Podani *et al.*, 2013; Henriques *et al.*, 2016; Gómez-Rodríguez & Baselga, 2018). A substituição de espécies e a substituição de abundância referem-se às mudanças na identidade das espécies, bem como no número de indivíduos de um local para o outro (Benoni & Montag, 2021). Já as diferenças de riqueza ocorrem devido à perda ou ganho de espécies, e diferenças de abundância resultam da dissimilaridade no número de indivíduos entre os locais (Legendre, 2014). As contribuições relativas desses componentes para a diversidade beta estão relacionadas à tolerância ecológica ou amplitude de nicho das espécies que compõe a comunidade em resposta à variabilidade ambiental, competição e eventos históricos (Carvalho *et al.*, 2012; Medeiros *et al.*, 2020).

Alguns locais contribuem desproporcionalmente para a diversidade beta geral, e conseqüentemente, para a manutenção da diversidade regional (Legendre & De Cáceres, 2013). Identificar a Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) é fundamental para identificar a singularidade ecológica de determinados locais, sendo uma ferramenta fundamental para as ações de conservação (Ruhí *et al.*, 2017; Bo *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2021). Altos valores de LCBD podem indicar locais que possuem conjuntos incomuns de espécies com grande potencial para conservação ou locais

degradados e pobres em espécies, sendo bons candidatos para restauração ecológica. Além disso, também podem corresponder a condições ecológicas especiais ou ser o resultado de espécies invasoras nas comunidades (Legendre & De Cáceres, 2013; Legendre, 2014).

Sistemas naturalmente dinâmicos, como os estuários, sustentam uma alta variedade de espécies adaptadas às constantes variações das condições ambientais (Elliott & Whitfield, 2011; Chin *et al.*, 2018). Fatores como as mudanças nos regimes de maré e do ciclo hidrológico contribuem para a heterogeneidade ambiental estuarina e conseqüentemente na formação de filtros ecofisiológicos, os quais selecionam as espécies de peixes, principalmente aquelas em estágio larval, impondo restrições fisiológicas e ocasionando na formação e variação de assembleias larvais em diferentes escalas espaciais e temporais (Teichert *et al.*, 2018; Hartz *et al.*, 2019; Machado *et al.*, 2021).

Dentre as variáveis ambientais, é sabido que a salinidade e a temperatura são importantes fatores limitantes da dispersão larval ao longo do sistema estuarino (Blaber, 2002; Henriques *et al.*, 2016). Estudos sobre componentes da diversidade beta em estuários evidenciaram que a rotatividade espacial das comunidades ocorreu devido ao gradiente de salinidade ocasionando no aumento da diversidade beta (Nicolas *et al.*, 2010a; Pasquard *et al.*, 2015; Chin *et al.*, 2018). Ainda, outros fatores como a concentração de nutrientes demonstraram ser fatores importantes na modulação dos padrões de diversidade beta, uma vez que os nutrientes funcionam como proxies da produtividade primária e nesse contexto, uma relação positiva foi detectada em estudos experimentais e observacionais (Van der Gucht *et al.*, 2007; Chase, 2010; Langenheder *et al.*, 2012; Chin *et al.*, 2018). Segundo Chase (2010), é esperado que processos de formação estocástica das assembleias em relação aos processos de colonização de espécies aumente com a produtividade primária. Nesse contexto, a montagem estocástica em ambientes mais produtivos pode ser entendida se considerarmos que uma grande fração do *pool* regional de espécies pode manter populações viáveis nesses ambientes (Bini *et al.*, 2014).

Por outro lado, fatores antrópicos como a descarga de esgotos, aquicultura e agricultura nos entornos dos estuários contribuem para o aumento das concentrações dos nutrientes levando a eutrofização. Esse processo influencia não apenas efeitos diretos nas assembleias larvais via esgotamento de oxigênio e proliferação de algas, mas também impactos indiretos através da indução de mudanças de composição das espécies. Toda essa mudança tem como consequência espécies formando subconjuntos de uma assembleia mais rica em espécies em decorrência da homogeneização biótica, e conseqüentemente, diminuição da diversidade, visto que esses organismos são altamente sensíveis às mudanças do ambiente (Brucet *et al.*, 2013; Bini *et al.*, 2014; Camara *et al.*, 2018; Guimarães *et al.*, 2020). Por exemplo, estudos demonstraram correlações negativas entre valores de nitrogênio e fósforo e as espécies do zooplâncton de acordo com o gradiente de eutrofização, ocasionando alta abundância de determinados táxons e redução significativa da riqueza de espécies (Araújo *et al.*, 2008; Bini *et al.*, 2014; De-Carli *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022; Basu *et al.*, 2022).

Dessa forma, os estuários são sistemas modelo adequados para examinar os efeitos da heterogeneidade ambiental na diversidade beta, visto que esses ambientes sustentam espécies que variam em seus mecanismos de dispersão. Ante o exposto, o presente estudo tem como objetivo analisar a diversidade beta das assembleias larvais em dois estuários com diferentes graus de impacto antrópico. Para tanto, foram formuladas duas hipóteses: (1) a diversidade beta será menor em comunidades submetidas a estressores ambientais, devido aos impactos antrópicos, as quais serão conduzidas pelas diferenças de riqueza e (2) as dissimilaridades entre as comunidades locais ocorrerá devido a processos locais, devido a influência das variáveis ambientais.

## **Materiais e métodos**

### **Área de estudo**

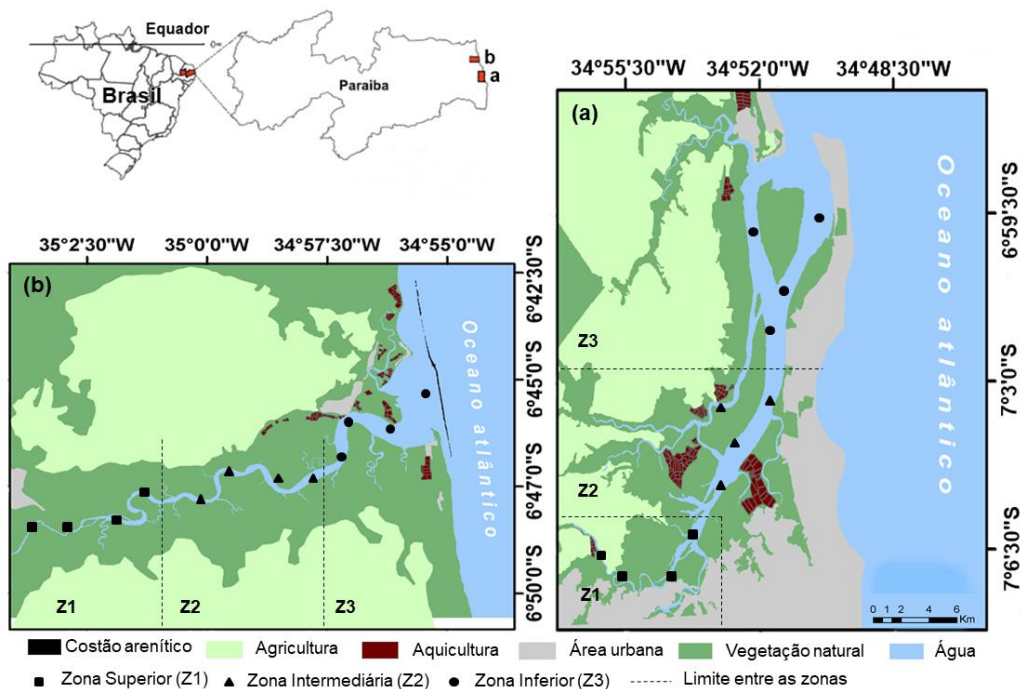
O estudo foi realizado nos estuários do rio Paraíba do Norte e do rio Mamanguape que estão localizados no litoral norte do estado da Paraíba, Nordeste do Brasil (Fig. 1). As bacias de ambos os rios percorrem uma área de 20.124 e 3.522 km<sup>2</sup>, respectivamente (AESAs, 2019). O clima da região é quente e úmido, de acordo com a classificação climática do tipo AS' de Köppen-Geiger (Alvares *et al.*, 2014). Em ambos, a estação chuvosa inicia-se de março a agosto com maior precipitação em abril, maio e junho, enquanto a estação seca é de setembro a fevereiro, com estiagem rigorosa nos meses de outubro a dezembro e precipitações anuais de até 2.000mm durante a estação chuvosa a menos de 30mm na estação seca. A temperatura média anual varia entre 24 e 26° C (Moura *et al.*, 2016).

O estuário do rio Paraíba do Norte está localizado entre 6°47'45.3"S 34°59'05.9" O (Fig. 1 a) estando situado em uma área metropolitana com aproximadamente um milhão de habitantes, ocupando uma área de 3.012 hectares, possuindo uma extensão de 22 km no sentido leste – oeste, com profundidades de 1 a 11 metros e aproximadamente 1,4 km de desembocadura (Nishida *et al.*, 2008; Dolbet *et al.*, 2016; Moura *et al.*, 2016). Do ponto de vista geomorfológico, o estuário constitui uma planície fluvio-marinha formada pelos rios Paraíba do Norte (canal principal), Sanhauá, Paroeira, Mandacaru, Tiriri, Tambiá, Ribeira e Guia, que contribuem para o aporte de água doce no sistema e também contribuem para o despejo de esgotos domésticos e industriais. Além disso, plantações de cana-de-açúcar ao longo das margens dos rios e atividades intensas de aquicultura ocupam parte da área dos remanescentes dos manguezais (Guedes, 2002; Dolbet *et al.*, 2016).

Já o estuário do rio Mamanguape está inserido na Área de proteção ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004), localizado entre 6°43'02"S e 35°67'46"O, (Fig. 1b) sendo constituído por uma área de



16.400 hectares com uma extensão de 25 km no sentido leste-oeste, com profundidades entre 1 a 15 m nas zonas de canais de maré e aproximadamente 3km de desembocadura (Nobrega & Nishida, 2003; Silva *et al.*, 2011). Além disso, há a presença de uma faixa de recifes areníticos paralelos à costa com uma extensão de 13km, que cria uma região protegida da força das ondas, formando uma pequena baía durante a maré baixa. Além disso, o estuário apresenta manguezais ao longo do canal principal constituídos principalmente por *Rhizophora* e *Avicennia* sp., bem como remanescentes de mata atlântica e de restinga. Ainda são observados outros habitats como praias arenosas, planícies de maré e bancos fanerógamas marinhas (seagrass) (Campos *et al.*, 2015). Apesar da relevância ecológica do estuário do rio Mamanguape, as atividades de carcinocultura e plantações de cana-de-açúcar também ocupam os arredores da região estuarina, contribuindo para a eutrofização e poluição agroquímica (Lacerda *et al.*, 2011).



**Figura – 1** Localização geográfica da área de estudo com indicação dos pontos de coleta nas diferentes zonas amostradas em toda extensão dos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e rio Mamanguape (b), bem como características da paisagem.

## **Delineamento amostral**

As amostragens foram realizadas através de excursões mensais durante um ciclo anual entre abril de 2018 e abril de 2019. Cada estuário foi dividido em três zonas de acordo com o gradiente de salinidade em superior (0,5-22), intermediária (24-33) e inferior (35-45). Em cada zona, foram determinados quatro pontos de arrasto, e sua localização foi marcada com o GPS, totalizando 12 pontos ao longo do canal principal. Foram realizados arrastos horizontais de superfície durante as marés enchentes diurnas (sizígia), utilizando um barco de motor de polpa a uma velocidade média de 1,5 nó, com duração de 5 minutos totalizando três arrastos por ponto. Os arrastos foram realizados com uma rede de plâncton cônico-cilíndrica (60 cm de abertura de boca x 1,50 m de comprimento e abertura de malha de 200  $\mu\text{m}$ ). Na entrada da rede foi posicionado um fluxômetro mecânico (General Oceanic) para determinar o volume de água filtrada em cada arrasto. As amostras foram preservadas em solução de formaldeído 4% e devidamente etiquetados com data, horário, local e arrasto.

## **Medidas dos parâmetros ambientais**

Os parâmetros ambientais mensurados para este estudo foram escolhidos com base em sua relevância para as assembleias larvais em dois grupos: variáveis em escala local e as variáveis em escala de paisagem, que incluem as características geomorfológicas de cada estuário e suas respectivas zonas .

As variáveis em escala local foram representadas pela salinidade, temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), transparência (cm), clorofila-a ( $\mu\text{g/l}$ ), precipitação (mm), intensidade dos ventos (km/h) e os nutrientes inorgânicos representados pelo nitrato ( $\mu\text{M}$ ), nitrito ( $\mu\text{M}$ ), amônia ( $\mu\text{M}$ ), ortofosfato ( $\mu\text{M}$ ) e fósforo total ( $\mu\text{M}$ ). Em cada ponto de amostragem, a salinidade foi aferida por meio de um refratômetro óptico, a temperatura da água com termômetro de mercúrio e a transparência com o disco de Secchi. Ainda, amostras de

água foram coletadas para posterior análise de clorofila-a e nutrientes inorgânicos (Lorenzen, 1967; APHA, 2005).

As medidas geomorfológicas foram obtidas para cada ponto de amostragem dentro de cada zona de ambos os estuários, com a distância média de 500 metros entre os pontos. A profundidade (m) foi estimada através de um profundímetro e a largura do canal principal (m) e a distância do oceano (km), que corresponde à distância média de cada ponto de amostragem até a foz de cada estuário, foram calculadas utilizando o Google Earth.

### **Processamento das amostras**

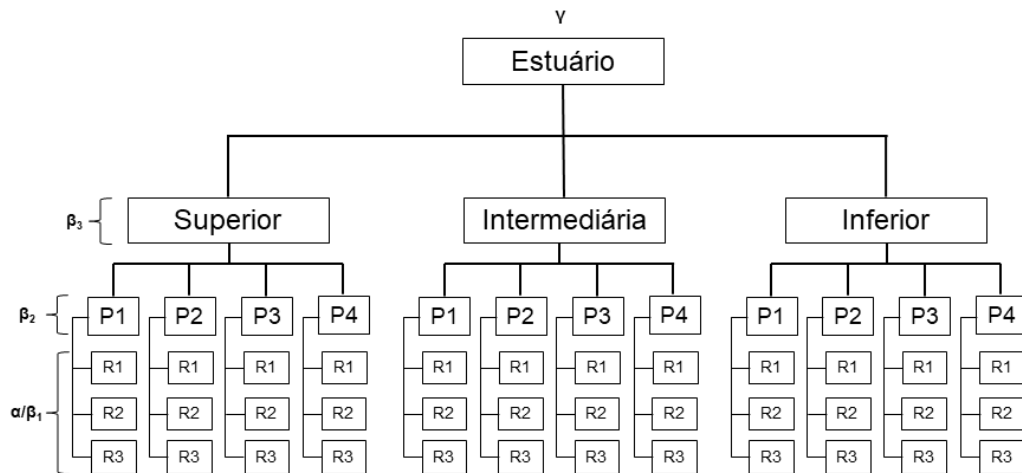
As amostras foram triadas com o auxílio de um microscópio estereoscópio onde as larvas foram separadas dos demais organismos planctônicos no laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). As larvas foram quantificadas e identificadas levando-se em consideração as características da forma do corpo, comprimento total, localização e número de estruturas especializadas como espinhos, apêndices e pigmentação. Para identificação foram utilizados os trabalhos de Fahay (1983), Moser (1996) e Richards (2006).

### **Tratamento dos dados e análises estatísticas**

#### *Medidas de diversidade*

Para o estudo da partição da diversidade, foi elaborado um esquema hierárquico de três níveis, com as respectivas amostras agrupadas da seguinte maneira: (1) nível das unidades amostrais, que representa as unidades amostrais, (2) nível dos pontos, que corresponde aos 12 pontos amostrais; e (3) nível zonas, que corresponde às três zonas estuarinas (superior, intermediária e inferior) de cada estuário (Fig. 2). O fator temporal foi excluído das análises estatísticas, uma vez que uma análise preliminar

mostrou que a composição taxonômica, baseados nos dados de abundância não variou sazonalmente nos estuários do rio Paraíba do Norte (PERMANOVA: Pseudo-F<sub>(1,179)</sub> = 0,72074; P = 0,4018) e Mamanguape (PERMANOVA: Pseudo-F<sub>(1,265)</sub> = 0,26865; P = 0,606).



**Figura – 2** Esquema hierárquico para as assembleias larvais, em que  $\alpha$  corresponde a diversidade dentro do nível das unidades amostrais;  $\beta_1$ , a diversidade entre as unidades amostrais;  $\beta_2$ , a diversidade entre os pontos;  $\beta_3$ , a diversidade entre as zonas e  $\gamma$  representando a diversidade total obtida pelo agrupamento total das amostras dos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape.

Para avaliar a contribuição de cada escala espacial para a diversidade total das assembleias larvais, foi realizado o particionamento aditivo da diversidade (Crist *et al.*, 2003). Nesse estudo, o  $\gamma$  representou a diversidade total obtida pelo agrupamento total das amostras, enquanto  $\alpha$  foi a diversidade dentro do nível mais baixo, ou seja, o nível das unidades amostrais,  $\beta_1$  foi a diversidade entre as amostras das unidades amostrais,  $\beta_2$ , foi a diversidade entre os pontos e  $\beta_3$ , a diversidade entre as zonas. Foi utilizado um modelo nulo baseado na riqueza de espécies para determinar se houve diferença entre os resultados da diversidade dos componentes observados e dos indivíduos distribuídos aleatoriamente, os quais foram obtidos através de 999 randomizações (Crist *et al.*, 2003). A significância estatística foi calculada como a proporção dos valores nulos que foram maiores ou menores que os valores observados.

Para análise do padrão de diversidade beta de cada estuário, foram utilizadas duas abordagens. Na primeira, foram utilizadas matrizes de presença/ ausência, para obter o índice Similaridade de Sorensen ( $S_s$ ), em seguida a diversidade  $\beta$  total foi particionada entre os componentes de substituição de espécies ( $Repl_s$ ) e diferença de riqueza ( $RichDiff_s$ ) para verificar se o padrão de diversidade está ocorrendo por meio da substituição ou pela formação de subconjuntos de riqueza entre áreas de acordo com a metodologia de Podani (Podani & Schmera, 2011). Os valores dos componentes foram calculados para todos os pares de pontos de amostragem, por meio de um sistema incluindo a abordagem gráfica simplex 2D (Podani & Schmera, 2011).

Na segunda abordagem, a diversidade beta espacial foi calculada com base no índice de contribuição local para a diversidade beta (LCBD), o qual representa a singularidade ecologia de um local, ou seja, avalia quais locais contribuem mais para a diversidade beta de cada estuário; e no índice de contribuição das espécies para a diversidade beta (SCDB), que indica as espécies que mais contribuíram para a diversidade beta espacial no conjunto de dados. (Legendre & De Cáceres, 2013). Foram utilizadas matrizes de abundância, as quais foram submetidas a transformação de Hellinger, e posteriormente foi calculada a diferença quadrada entre cada valor transformado e a abundância média das espécies correspondentes. Essas análises foram realizadas através das funções 'adipart' e beta.div' dos pacotes "vegan" e "adespatial" (Oksanen *et al.*, 2012; Baselga & Orme, 2012), utilizando o ambiente R (versão 3.5.2; R Core Team, 2018).

### *Análise dos dados*

Os dados das variáveis em escala local e de paisagem foram inicialmente transformados em  $\log x+1$ , e em seguida foi realizado o teste de colinearidade através do Draftsman plot, utilizando o nível de corte  $>0,7$  para as variáveis colineares (Clarke & Gorley, 2006). Apesar da importância da salinidade como variável preditora da distribuição larval, a mesma não foi

inclusa nas análises, uma vez que foi usada como variável de demarcação das zonas. Posteriormente, os dados foram normalizados para serem empregados em uma matriz de similaridade construída através da distância Euclidiana. Os dados de densidade foram inicialmente transformados em raiz quadrada e posteriormente empregada em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis.

A heterogeneidade ambiental foi definida como a variação nas condições ambientais locais e de paisagem do mesmo conjunto de amostras em que a diversidade beta das assembleias larvais foi estimada. Foi realizado um teste de homogeneidade de dispersões multivariadas (PERMDISP) para verificar a se as dispersões multivariadas dentro de cada zona diferem entre si, por meio da distância média do centroide dos dados ambientais da matriz euclidiana (heterogeneidade ambiental) (Anderson *et al.*, 2008).

A fim de verificar diferenças nas variáveis ambientais locais e de paisagem, a composição taxonômica e a LCBD entre os ambientes estudados e suas respectivas zonas, foi realizada uma Análise Permutacional Multivariada de Variância (PERMANOVA) (com 9999 permutações) aplicada no designer de dois fatores: estuários (dois níveis fixos: Paraíba do Norte e Mamanguape) e zonas: (três níveis fixos: superior, intermediária e inferior (Anderson *et al.*, 2008).

Para avaliar os efeitos das variáveis ambientais e espaciais na LCBD entre os estuários, foram realizados modelos lineares generalizados (GLM). Foram utilizadas Coordenadas geográficas para produzir um novo conjunto de cinco variáveis espaciais por meio da metodologia das coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM) (Borcard & Legendre, 2002). Esta técnica pertence a uma categoria mais ampla de análises espaciais (mapas de autovetores de Moran - MEM - Dray *et al.*, 2006) e aplica a uma matriz de distância Euclidiana a coordenadas geográficas dos locais de amostragem (ou seja, longitude e latitude) para gerar um novo conjunto de autovetores, descrevendo padrões espaciais entre sites. O modelo de seleção AIC (Critério de Informação Akaike) foi utilizado para manter apenas as variáveis

ambientais e espaciais mais relevantes, as quais foram plotadas em diagramas de Venn. Para tanto, uma análise de partição de variância foi realizada para separar as frações de variância puras e de interação em LCBD explicadas pelas variáveis relevantes.

Essas análises foram realizadas com o pacote de software PRIMER 6 versão 6.1.13 & PERMANOVA+ versão 1.0.3. (Anderson *et al.*, 2008), bem como as funções básicas dos pacotes “vegan” e “lmer4” (Bates *et al.*, 2011; Oksanen *et al.*, 2015), através do ambiente estatístico do R (The R Development Core Team, 2009).

## Resultados

### Variáveis ambientais

Para o estuário do rio Paraíba do Norte, as variáveis ambientais em escala local variaram significativamente entre as zonas (Pseudo- $F_{(2,178)} = 26,267$ ;  $P=0,0001$ ). A zona superior registrou os maiores valores de clorofila-a e ortofosfato; nitrito, nitrato e amônia na zona intermediária; e por fim, a zona inferior registrou os maiores valores de fósforo total. Também foram observadas diferenças significativas entre as zonas do estuário do rio Mamanguape (Pseudo- $F_{(2,264)} = 21,621$ ;  $P = 0,0001$ ), com maiores concentrações de amônia, ortofosfato e fósforo total registradas na zona superior; clorofila-a, nitrito e nitrato na zona intermediária; e as maiores transparências na zona inferior. A temperatura não diferiu significativamente entre as zonas de ambos estuários (Tabela 1).

As medidas geomorfológicas (variáveis em escala de paisagem) diferiram significativamente entre as zonas do estuário do rio Paraíba do Norte (Pseudo- $F_{(1,843)} = 70,68$ ;  $P= 0,0001$ ) e Mamanguape (Pseudo- $F_{(2,843)} = 70,68$ ;  $P= 0,0001$ ), respectivamente. A profundidade mostrou-se maior no estuário do rio Mamanguape com maiores valores na zona intermediária ( $6,53 \pm 0,27$ m) e menores na zona superior ( $2,42 \pm 0,15$ m). Por outro lado, a

largura do canal foram maiores na zona inferior do estuário do rio Paraíba do Norte.

Os resultados da PERMANOVA para ambos estuários corroboraram com os resultados do teste de Homogeneidade de Dispersões Multivariadas (PERMDISP), que mostrou diferenças significativas entre as zonas dos estuários dos rios Paraíba do Norte ( $F_{(2,178)} = 6,08$ );  $P=0,016$ ) e Mamanguape ( $F_{(2,869)} = 8,69$ );  $P=0,002$ ), respectivamente. Para o estuário do rio Paraíba do Norte, a zona superior apresentou maior heterogeneidade ambiental ( $2,97 \pm 0,179$ ) em comparação às zonas intermediária ( $2,57 \pm 0,163$ ) e inferior ( $2,32 \pm 0,155$ ) para o estuário do rio Paraíba do Norte. Semelhante a esse resultado, para o estuário do rio Mamanguape, a zona superior também foi a de maior heterogeneidade ambiental ( $3,19 \pm 0,138$ ) quando comparada à zona intermediária ( $3,10 \pm 0,132$ ) e inferior ( $2,46 \pm 0,114$ ). Para ambos os estuários, as comparações pareadas mostraram que as zonas superior e intermediária não diferiram significativamente.

### **Estrutura das assembleias larvais**

No total foram capturadas 3.973 larvas representadas por 49 táxons. Do total, 542 foram registradas no estuário do rio Paraíba do Norte e 3.431 ao estuário do rio Mamanguape. Os resultados da PERMANOVA indicaram diferenças significativas na composição de espécies entre os estuários (Pseudo- $F_{(1,404)} = 5,5578$ ;  $P=0,001$ ) e as zonas (Pseudo- $F_{(2,259)} = 9,2411$ ;  $P = 0,0001$ ) de cada . Do total de táxons capturados, o estuário do rio Paraíba do Norte apresentou uma diversidade  $\gamma$  de 32 táxons, sendo 24 na zona superior, 20 na zona intermediária e 25 na zona inferior; para o estuário do rio Mamanguape, foi observada uma diversidade gama de 49 táxons com 37 na zona superior, 42 na zona intermediária e 41 na zona inferior durante a estação chuvosa.

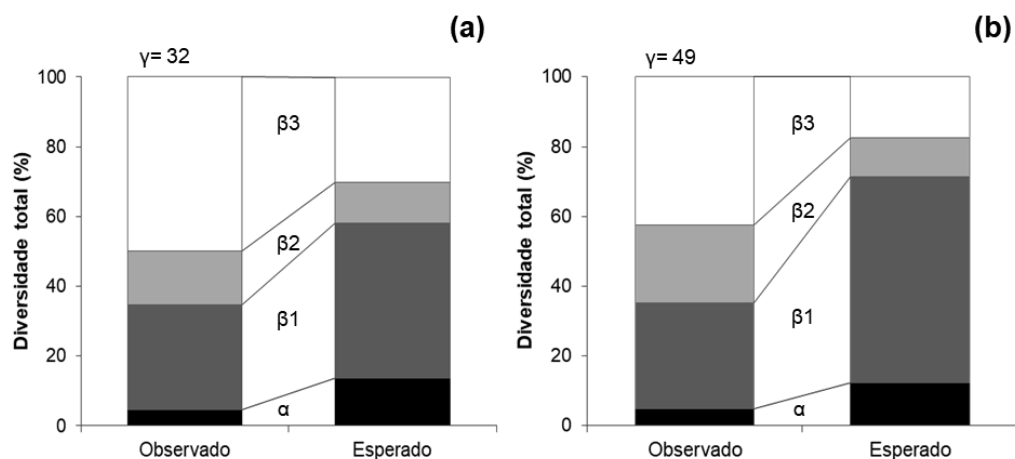
Para o estuário do rio Paraíba do Norte, *O. oglinum*, *Cosmocampus elucens*, *Anchoa januaria* e *A. brasiliensis* contribuíram com 79,17% da abundância na zona superior. Na zona intermediária, *Trinectes paulistanus*,



*B. soporator*, *R. bahiensis* e *A. brasiliensis* obtiveram contribuição expressiva de 86,37%; e *R. bahiensis*, *Scartella cristata* e *Achirus lineatus* somaram 38,93% da abundância total. Para o estuário do rio Mamanguape, a zona superior obteve maior contribuição de *R. bahiensis*, *B. soporator*, *A. hepsetus* e *A. januaria* correspondendo a 67,13%; *Lycengraulis grossidens*, *Anchoviella lepidentostole*, *A. hepsetus* e *A. januaria* somaram 62,85% da abundância na zona intermediária; e *A. brasiliensis*, *R. bahiensis* e *A. hepsetus* representaram 67,24% da abundância na zona inferior.

### **Contribuição das escalas espaciais para a diversidade das assembleias larvais**

A diversidade regional foi maior para o estuário do rio Mamanguape, apresentando uma contribuição de 49 táxons em relação ao estuário do rio Paraíba do Norte com representação de 32 táxons. Os resultados da partição aditiva da diversidade mostrou que o componente  $\beta_3$  (entre as zonas) foi responsável pela variação total na riqueza de táxons para os estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape 49,92% e 42,36%, respectivamente (Fig.3 a e b). Os valores esperados pelo modelo nulo foram significativamente maiores que os observados para os níveis  $\beta_2$  e  $\beta_3$  de ambos os estuários (Tabela 1). Os valores intermediários obtidos foram para os componentes  $\beta_2$  (15,32%) e  $\beta_1$  (30,21%) para o estuário do rio Paraíba do Norte e, 22,54% e 30,23% para o estuário do rio Mamanguape, respectivamente. Os valores esperados ao acaso para o estuário do rio Paraíba foram maiores em relação aos valores observados para o nível entre o nível das unidades amostrais, assim como o componente  $\alpha$  para ambos estuários (Tabela 1).



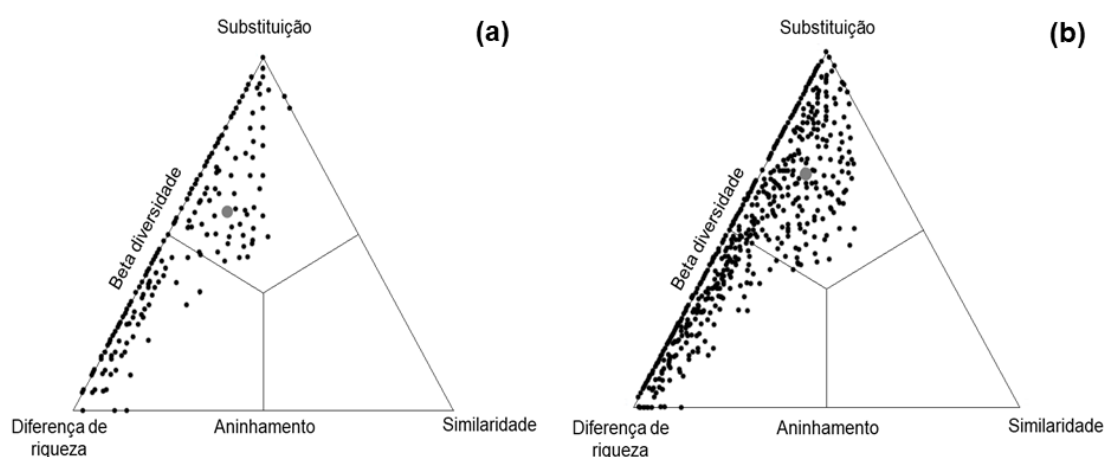
**Figura – 3** Diversidade observada e esperada, particionada entre os componentes  $\alpha$  e  $\beta$  como a porcentagem da riqueza total de taxa ( $\gamma$ ) dos componentes hierárquicos nos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e Mamanguape (b).  $\alpha$  = diversidade dentro das unidades amostrais (arrastos),  $\beta_1$  = diversidade entre as unidades amostrais,  $\beta_2$  = diversidade entre os pontos,  $\beta_3$  = diversidade entre as zonas e  $\gamma$  = diversidade total de cada estuário.

Tabela 1. Particionamento aditivo da diversidade das espécies nos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape, semiárido brasileiro. Os valores de P indicam a proporção entre os valores observados e esperados. A  $Prop_{exp>obs} > 0,975$  indica que os valores observados foram significativamente menores do que os esperados ao acaso, enquanto que baixas proporções ( $Prop_{exp>obs} < 0,025$ ) indicam que os valores observados foram significativamente maiores do que os esperados ao acaso.

Estuários	Componente	Descrição	Observado	Esperado	P
Paraíba do Norte	$\alpha$	Unidades amostrais	2,59	6,34	>0,975
	$\beta_1$	Entre as unidades amostrais	17,25	10,34	0,9999
	$\beta_2$	Entre os pontos	8,75	5,36	0,0001
	$\beta_3$	Entre as zonas	28,50	13,94	0,0013
	$\gamma$	Diversidade total	32		
Mamanguape	$\alpha$	Unidades amostrais	4,47	6,92	>0,975
	$\beta_1$	Entre as unidades amostrais	27,83	33,17	>0,975
	$\beta_2$	Entre os pontos	20,75	6,15	<0,0001
	$\beta_3$	Entre as zonas	39,0	9,83	0,0003
	$\gamma$	Diversidade total	49		

## Diversidade Beta total

A análise simplex 2D revelou baixos valores de similaridade ( $S_s$ ) para os estuários do rio Paraíba do Norte (0,107) e Mamanguape (0,189), tendo os scores para cada par de local concentrados próximo ao lado esquerdo do diagrama (Fig. 4). O componente de substituição de espécies ( $Repl_s$ ) foi o principal mecanismo que direcionou a diversidade beta em ambos os estuários com resultados aproximando-se de 1 ao contrário da diferença de riqueza ( $RichDiff_s$ ) com valores mais próximos de 0.



**Figura – 4** Simplex ternário das relações presença/ausência das espécies entre os pares de locais nos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e Mamanguape (b) baseado na metodologia de Podani & Schmera (2011). Os pontos pretos indicam as combinações possíveis entre os pares e os círculos cinza representam a pontuação do centroide.

## Contribuições locais para a diversidade beta

A contribuição local para a diversidade beta (LCBD) variou entre os estuários ( $Pseudo-F_{(1.424)} = 838,98$ ;  $P = 0,001$ ), com maiores valores observados para o estuário do rio Paraíba do Norte. Para este estuário, a LCBD variou de 0,0038 a 0,0068 indicando a singularidade da assembleia larval. Contudo 181 unidades amostrais não apresentaram valores significativos (Fig. 5 a). Por outro lado, para o estuário do rio Mamanguape,

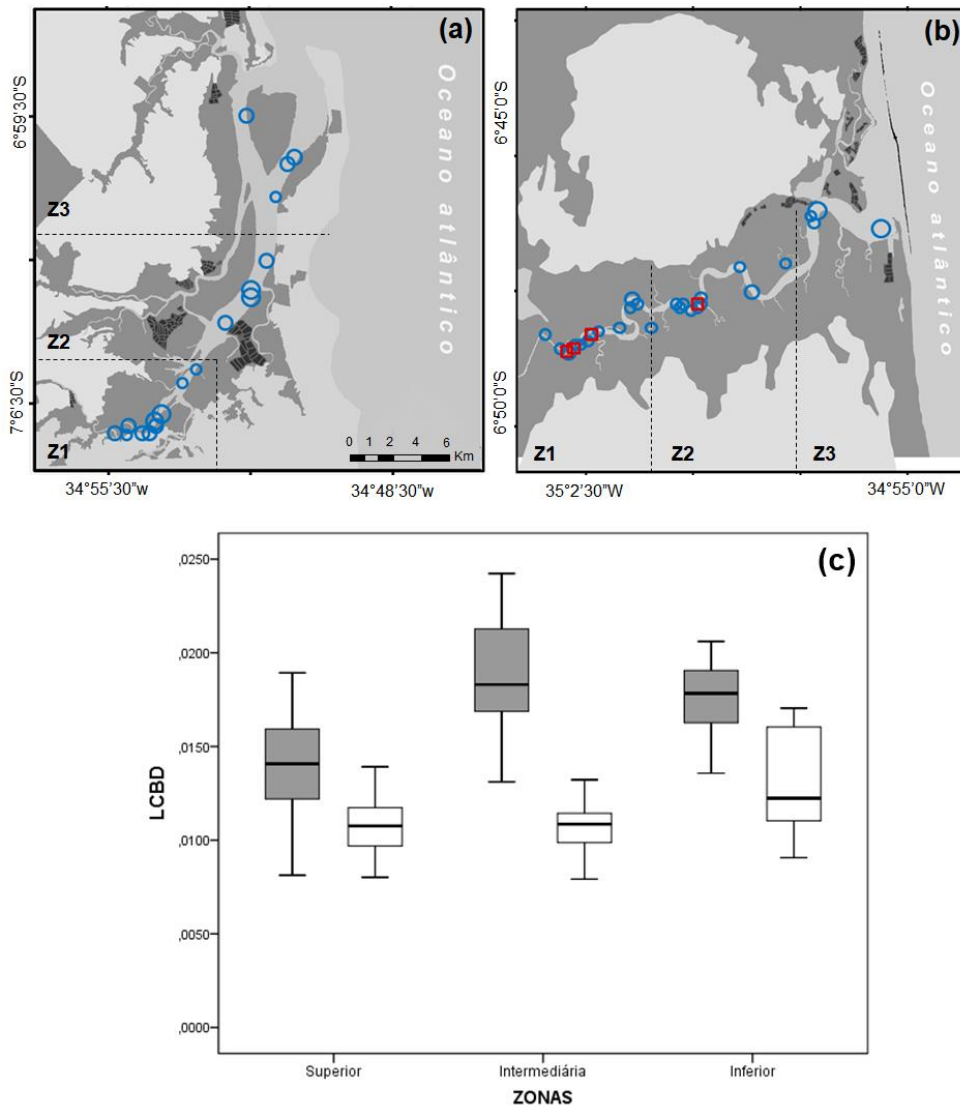
a LCBD apresentou valores entre 0,0027 e 0,0045. Das 267 unidades amostrais, quatro apresentaram valores significativos: três na zona superior e um na zona intermediária (Fig. 5 b).

Em relação às zonas estuarinas, para o estuário do rio Paraíba do Norte, o LCBD variou significativamente entre as zonas (Pseudo-F<sub>(2.178)</sub> = 53,767; P = 0,001), com maiores valores observados para as zonas intermediária e inferior. Também foram registradas diferenças significativas entre as zonas para o estuário do rio Mamanguape (Pseudo-F<sub>(2.264)</sub> = 18,477; P = 0,001), com maiores valores para a zona inferior (Fig. 5 c).

A contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD) indicou 9 espécies com contribuições acima da média (>0,031) para o estuário do rio Paraíba do Norte, das quais destacaram-se *A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *O. oglinum*, *A. hepsetus*, *B. soporator*, *T. paulistanus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Hyporhamphus unifasciatus* e *Anchoa sp.* Para o estuário do rio Mamanguape, 12 espécies contribuíram acima da média (>0,020) para a diversidade beta: *R. bahiensis*, *A. brasiliensis*, *A. hepsetus*, *B. soporator*, *H. unifasciatus*, *L. grossidens*, *S. cristata*, *O. oglinum*, *E. melanopterus*, *A. januaria*, *E. argenteus* e *C. boleosoma* (Tabela 3).

Com relação às zonas, para o estuário do rio Paraíba do Norte, *A. brasiliensis*, *O. oglinum*, *A. hepsetus*, *R. bahiensis* e *B. soporator* contribuíram acima da média na zona superior ; *A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *T. paulistanus*, *B. soporator*, *A. hepsetus*, *O. oglinum* e *E. argenteus* na zona intermediária; e na zona inferior, *R. bahiensis*, *O. oglinum*, *A. brasiliensis*, *Anchoa sp.*, *H. unifasciatus*, *E. melanopterus*, *S. cristata* e *A. hepsetus*. Já para o estuário do rio Mamanguape, *R. bahiensis* foi a espécie de maior contribuição para a diversidade beta ao longo das três zonas estuarinas, seguida de *B. soporator*, *H. unifasciatus*, *A. brasiliensis*, *A. hepsetus*, *C. elucens*, *C. boleosoma*, *L. grossidens*, *A. marinii*, *O. oglinum* e *E. argenteus* para a zona superior; *H. unifasciatus*, *O. oglinum*, *S. cristata*, *A. hepsetus*, *B. soporator*, *A. brasiliensis*, *A. lepidentoslote*, *A. januaria*, *L. analis* e *A. brevirostris* para a zona intermediária; e por fim na zona inferior *A.*

*brasiliensis*, *A. hepsetus*, *E. argenteus*, *S. cristata*, *E. melanopterus*, *L. paivai*, *H. clupeola*, *B. ronchus* e *A. januaria*. (Tabela 3).



**Figura – 5** Contribuição local para a diversidade beta (LCBD) representada como símbolos proporcionais relativos e locais significativos para as unidades amostrais dos estuários do rio Paraíba do Norte (a) e Mamanguape (b); e box-plots com a mediana como marca central para as zonas estuarinas (c): superior (Z1), intermediária (Z2) e Inferior (Z3). Os valores mais altos da LCBD são indicados pelos símbolos de maior diâmetro. Círculos azuis representando valores não significativos e quadrados vermelhos valores significativos. Cinza – estuário do rio Paraíba do Norte; branco – estuário do rio Mamanguape.

Tabela 2. Contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD) para as unidades amostrais dos estuários Paraíba do Norte e Mamanguape; e os rankings associados aos maiores valores da SCBD para cada zona estuarina. Em negrito os valores da SCBD indicando as espécies com contribuição acima do valor médio (0,031) para o estuário do rio Paraíba do Norte e (0,020) para o estuário do rio Mamanguape. Rankings em negrito indicam as espécies de maior contribuição para cada zona estuarina.

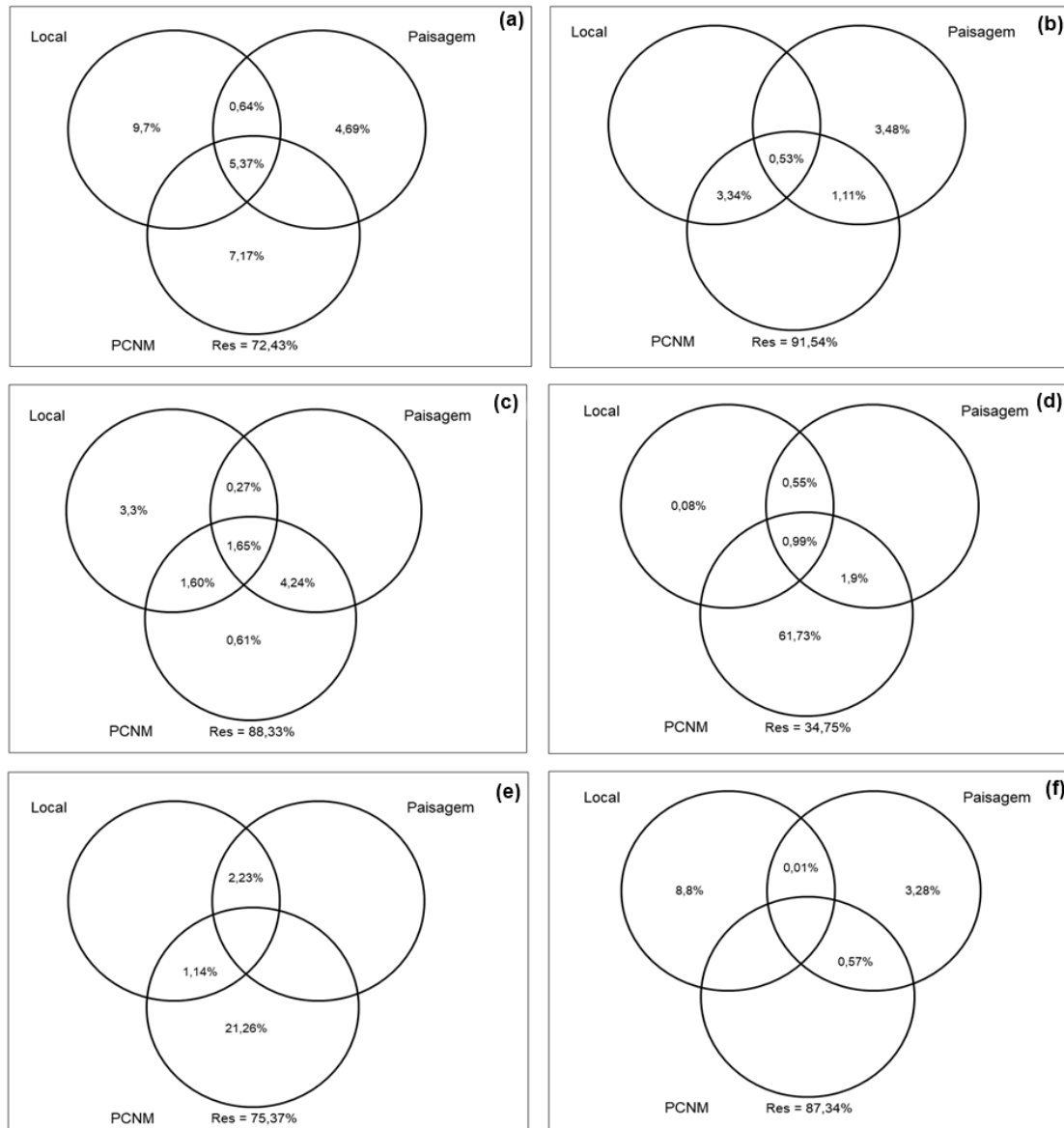
Famílias	Espécies	Paraíba do Norte				Mamanguape			
		SCBD	SUP	INT	INF	SCBD	SUP	INT	INF
<b>Engraulidae</b>	<i>Anchoviella brevirostris</i>					0,016	26	<b>11</b>	27
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0,020	18	10	19	0,014	25	<b>8</b>	36
	<i>Anchoa hepsetus</i>	<b>0,084</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>0,079</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>3</b>
	<i>Anchoa januaria</i>	0,013	6		24	<b>0,025</b>	14	<b>9</b>	<b>10</b>
	<i>Anchoa lyolepis</i>	0,009	9			0,008	19	33	23
	<i>Anchoa marinii</i>					0,020	<b>9</b>	24	12
	<i>Anchoa spinifer</i>	0,007	14		23	0,008		20	22
	<i>Anchoa sp.</i>	<b>0,034</b>	9		<b>5</b>				
	<i>Anchovia clupeioides</i>	0,015	13	19	11	0,011		16	17
	<i>Lycengraulis grossidens</i>					<b>0,066</b>	<b>7</b>		
<b>Clupeidae</b>	<i>Lile piquitinga</i>	0,009			14	0,017	15	29	<b>8</b>
	<i>Harengula clupeola</i>					0,006	36	21	30
	<i>Sardinella brasiliensis</i>					0,020	13	<b>12</b>	18
	<i>Opisthonema oglinum</i>	<b>0,125</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>0,039</b>	<b>11</b>	<b>3</b>	25
	<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	<b>0,132</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0,127</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>Mugilidae</b>	<i>Mugil curema</i>					0,004	28	32	32
	<i>Mugil sp.</i>	0,004	18	19	25				
<b>Atherinopsidae</b>	<i>Atherinella brasiliensis</i>	<b>0,150</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>0,093</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>2</b>
<b>Belonidae</b>	<i>Strongylura timucu</i>					<0,001		41	33
<b>Hemiramphidae</b>	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	<b>0,035</b>		9	<b>6</b>	<b>0,066</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	14
	<i>Cosmocampus elucens</i>	0,011	8			0,015	<b>6</b>		
<b>Syngnathidae</b>	<i>Microphis lineatus</i>					0,001	32	37	35
	<i>Pseudophallus mindii</i>	0,009	7			0,006	23	22	
	<i>Dactylopterus volitans</i>					0,004			16
<b>Dactylopteridae</b>	<i>Caranx latus</i>	0,013			10	0,009	24	28	18
	<i>Oligoplites saurus</i>	0,021	14	10	18	0,005	20	38	34
	<i>Trachinotus falcatus</i>					0,002		26	
	<i>Trachinotus goodei</i>					0,005	20	31	
	<i>Lutjanus analis</i>	0,009	18	17	22	0,016	35	<b>10</b>	15
<b>Lutjanidae</b>	<i>Lutjanus cyanopterus</i>					0,001			30
	<i>Lutjanus synagris</i>	0,001		17		0,005		17	
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,013		15	13	<b>0,024</b>	<b>12</b>	39	<b>4</b>
<b>Gerreidae</b>	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	<b>0,044</b>	9	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>0,031</b>		18	<b>6</b>
	<i>Ulaema lefroyi</i>					<0,001	34		
	<i>Diapterus rhombeus</i>	0,006		13		0,017	27	15	11
	<i>Eugerres brasilianus</i>					0,010	17	34	18
	<i>Bairdiella ronchus</i>	0,009	18	13		0,012	30	13	<b>9</b>
	<i>Menticirrhus americanus</i>					<0,001	31	27	39
<b>Stelliferidae</b>	<i>Stellifer rastrifer</i>	0,009	18		15	0,010		14	
	<i>Stellifer stellifer</i>					<0,001			37
	<i>Eleotris pisonis</i>	0,006	14			0,009	16	22	
<b>Eleotridae</b>	<i>Scartella cristata</i>	0,027	17	12	<b>8</b>	<b>0,043</b>	10	<b>4</b>	<b>5</b>
	<i>Lupinoblennius paivai</i>	0,016	9		16	0,016	33	19	<b>7</b>
<b>Bleniidae</b>	<i>Entomacrodus vomericus</i>					<0,001		36	
	<i>Bathygobius soporator</i>	<b>0,069</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>0,068</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	13
	<i>Cthenogobius boleosoma</i>	0,014	24	16	12	<b>0,021</b>	<b>6</b>	40	24
	<i>Gobionellus oceanicus</i>					0,001		30	38
<b>Achiridae</b>	<i>Achirus lineatus</i>	0,019		8	19	0,006	22	35	26
	<i>Trinectes paulistanus</i>	<b>0,049</b>	13	<b>3</b>	17	0,006	29	25	
<b>Tetraodontidae</b>	<i>Colomesus psittacus</i>					0,004			18
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,003			21	0,006	18		27
<b>Média</b>			<b>0,041</b>	<b>0,050</b>	<b>0,040</b>		<b>0,027</b>	<b>0,024</b>	<b>0,025</b>

## Determinantes da diversidade beta

Foram observadas diferenças entre os efeitos relativos das variáveis ambientais locais, de paisagem e espaciais na LCBD entre os estuários. Para o estuário do rio Paraíba do Norte, com base na seleção do modelo, nitrito, ortofosfato, fósforo total, profundidade, largura do canal, PCNM 1 e PCNM18 foram as variáveis que explicaram a variância da LCBD para a zona superior, com apenas ortofosfato e fósforo total apresentando efeito significativo sob a LCBD (Tabela 4). Juntas, essas variáveis apresentaram uma explicação total de 27,57%, tendo maior contribuição para as variáveis locais (9,7%), PCNMs (7,17%) e para a interação entre as variáveis (6,01%) (Fig. 6 a). Amônia, fósforo total, distância do oceano e PCNM2 foram as variáveis explicativas da LCBD para a zona intermediária. Destas, apenas o fósforo total não apresentou efeito significativo. Essas variáveis explicaram 11,67% da variação total, tendo maior contribuição da interação entre as variáveis (8,37%) (Fig. 6 c). Por fim, para a zona inferior, fósforo total, clorofila-a, largura do canal, PCNM6 e PCNM16 foram as variáveis selecionadas, tendo o fósforo total e a PCNM6 com efeitos significativos para a LCBD (Tabela 4). A porcentagem geral da variação explicada pelas variáveis selecionadas foi de 24,63% com maior contribuição das PCNMs (21,26%) (Fig. 6 e).

Para o estuário do rio Mamanguape, temperatura, amônia, fósforo total, profundidade, largura do canal, PCNM2, PCNM3 e PCNM4 foram as variáveis selecionadas pelo modelo para a zona superior, das quais apenas a temperatura e a amônia foram significativas para a LCBD (Tabela 4). Essas variáveis apresentaram uma explicação total de 8,46%, tendo maior contribuição da interação entre as variáveis (4,98%) (Fig. 6 b). Transparência, fósforo total, clorofila-a, PCNM1 e PCNM2 foram variáveis que explicaram a variação da LCBD, com a transparência e a PCNM2 apresentando efeito significativo. Da explicação total das variáveis preditoras (65,25%), as maiores contribuições pertenceram as PCNMs (61,73%). Finalmente, a zona inferior teve como variáveis preditoras a temperatura, amônia, largura do canal e PCNM2, destas, apenas a temperatura apresentou efeito significativo sob a LCBD (Tabela 4). No total, essas

variáveis explicaram 12,66%, tendo maior contribuição das variáveis em escala local (8,8%) (Fig. 6 f).



**Figura – 6 .** Digramas de Venn indicando a porcentagem pura e a interação da variância da LCBD explicada pelas variáveis ambientais locais, de paisagem e espaciais (PCNM) escolhidas por meio da seleção do modelo entre as zonas superior (a), intermediária (c) e inferior (e) para o estuário do rio Paraíba do Norte, e entre as zonas superior (b), intermediária (d) e inferior (f) do estuário do rio Mamanguape. Res = porcentagem da variação não explicada.



Tabela 3. Modelos lineares generalizados (GLMs) das variáveis ambientais em escala local e de paisagem; e variáveis espaciais explicando a contribuição local da diversidade beta (LCBD) nos estuários do Rio Paraíba do Norte e Mamanguape. Os valores de P indicam efeito significativo. \* P<0.05, \*\* P<0.001, \*\*\* P<0.0001.

Estuários		Variáveis	Estimativa	SE	t	P
Paraíba do Norte	Superior	(Intercept)	7,478	1,393	5,367	***
		Nitrito	1,274	7,482	1,705	ns
		Ortofosfato	2,745	1,034	2,654	*
		Fósforo total	-1,165	4,486	-2,596	*
		Profundidade	-1,719	2,162	-0,795	ns
		Largura do canal	3,472	1,283	0,270	ns
	Intermediária	PCNM 1	-2,274	9,633	-2,361	ns
		PCNM18	-1,920	2,065	-0,930	ns
		(Intercept)	8074,8	1230,0	6,565	***
		Amônia	-1499,6	641,3	-2,338	*
		Fósforo total	157,1	413,5	0,380	ns
		Distância do oceano	-6391,1	1161,0	-5,505	***
	Inferior	PCNM2	105692,1	47705,7	2,216	*
		(Intercept)	2,045	8,728	2,343	*
		Fósforo total	-2,881	2,913	-3,989	*
		Clorofila	1,973	2,251	-0,877	ns
Mamanguape	Superior	Largura do canal	4,003	1,323	-0,190	ns
		PCNM6	4,826	8,728	2,343	*
		PCNM16	5,907	8,762	0,674	ns
		(Intercept)	98,070	27,227	3,602	***
		Temperatura	8,362	3,386	2,470	*
		Amônia	1,391	5,827	2,388	*
	Intermediária	Fósforo total	0,0205	0,035	0,588	ns
		Profundidade	-1,3566	0,770	-1,760	ns
		Largura do canal	0,0507	0,029	1,714	ns
		PCNM2	9,0192	15,713	0,574	ns
		PCNM3	16,950	24,757	0,685	ns
		PCNM4	-15,190	22,645	-0,671	ns
	Inferior	(Intercept)	5,821	3,236	1,799	***
		Transparência	1,326	5,790	2,290	*
		Fósforo total	9,069	1,586	0,572	ns
		Clorofila-a	2,229	3,602	2,619	*
PCNM1		-2,242	1,701	-1,318	ns	
PCNM2		-1,564	1,323	-11,820	***	
Inferior	(Intercept)	46,608	45,642	1,021	***	
	Temperatura	4,498	1,632	2,756	**	
	Amônia	-0,088	0,067	-1,297	ns	
	Largura do canal	0,0038	0,0019	1,954	ns	
		PCNM2	0,1588	1,596	0,100	ns

## Discussão

As relações entre as variáveis ambientais, a riqueza e a distribuição das espécies são essenciais para compreender os fatores que modulam a organização das assembleias (Simpson *et al.*, 2021; Esmaili *et al.*, 2021; Gomes-Gonçalves & Araújo, 2022). No presente estudo, as diferenças espaciais na estrutura das assembleias larvais nos estuários do rio Paraíba

do Norte e Mamanguape evidenciaram um padrão escala-dependente impulsionado pela heterogeneidade ambiental. De modo geral, os resultados demonstraram a importância dos fatores ambientais locais na estruturação das assembleias larvais, uma vez que as diferentes condições ambientais de cada zona estuarina de ambos os estuários atuaram como filtros selecionando as espécies, resultando em mudanças na diversidade das assembleias larvais entre os estuários.

A partição aditiva da diversidade indicou que o componente  $\beta_3$  (entre as zonas) foi o nível de maior contribuição relativa para a diversidade total de ambos estuários, sendo um indicativo do aumento da dissimilaridade no *pool* de espécies conforme a escala espacial aumenta. Dessa forma, o gradiente ambiental desempenhou um papel dominante no ambiente. Esse resultado associado à heterogeneidade ambiental presente em cada zona, é um indicativo de que as condições ambientais de cada zona funcionaram como barreiras fisiológicas limitando a composição e distribuição das espécies de acordo com suas características funcionais e fenotípicas, e consequentemente contribuindo para a diversidade beta (Kraft *et al.*, 2015). Alguns estudos mostram que áreas com uma maior heterogeneidade, provavelmente apresentam maior diversidade beta (Erös, 2007; Florentino & penha, 2011; Robinson *et al.*, 2011; Gomes-Gonçalves & Araújo, 2022), visto que a heterogeneidade ambiental, por sua vez, é considerada um dos principais determinantes da ictiofauna desde escalas locais até escalas regionais, a qual exerce influência sob a variabilidade das condições ambientais e consequentemente a variação da composição de espécies entre localidades de uma unidade dentro de uma região (Chase & Leibold, 2003; Leibold *et al.*, 2004; Alahuhta, *et al.*, 2017; Camara *et al.*, 2020).

A relação entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental depende de outros fatores como a escala espacial e as taxas de dispersão (Heino *et al.*, 2015; Peláez *et al.*, 2017). Nas escalas espaciais menores a riqueza de espécies também pode ter sido modulada por meio das taxas de dispersão, uma vez que as larvas de peixes, dependendo da fase de desenvolvimento larval, podem se dispersar passivamente ao longo do canal principal dos estuários, dessa forma podendo ou não mascarar os efeitos

das variáveis ambientais. No caso do estuário do rio Paraíba do Norte, por exemplo, a ampla distribuição das larvas de algumas espécies como *Atherinella brasiliensis*, *Ophistonema oglinum* e *Bathygobius soporator* podem ter contribuído para a similaridade de táxons nas escalas espaciais menores. Um estudo realizado por Francisco-Ramos & Arias-González (2013), no Caribe demonstrou que a variação as assembleias larvais em pequenas escalas ocorreu devido à dispersão larval que estaria funcionando como uma força homogeneizadora da diversidade, indicando que as espécies locais seriam um subconjunto de um mesmo pool de espécies. Logo, as altas taxas de dispersão larval em ambos os estuários podem estar mascarando os efeitos das variáveis ambientais nas menores escalas, uma vez que a maioria dos estudos mostram que a composição e distribuição larvais são controladas por condições ambientais (Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Ramos *et al.*, 2012; Gonçalves *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2015; Amorim *et al.*, 2016; Socolar *et al.*, 2016); Santos *et al.*, 2017; Sloterdijk *et al.*, 2017).

Quando comparadas ao estuário do rio Paraíba do Norte, a maior abundância e diversidade de espécies foram registradas no estuário do rio Mamanguape, em resposta a maior heterogeneidade ambiental registrada para esse estuário. O gradiente ambiental conduzido principalmente pelas variações da temperatura, amônia, transparência e clorofila-*a*, podem ter favorecido o estabelecimento das espécies. Em ambientes tropicais a temperatura é considerada um fator essencial para o desenvolvimento das larvas, bem como a produtividade primária por meio das concentrações de clorofila-*a* atuando numa maior oferta de alimentos, e dessa forma contribuindo para maiores taxas de sobrevivência (Wang *et al.*, 2017; Gao *et al.*, 2018). Além desses fatores, é necessário levar em consideração outros fatores não mensurados nesse estudo, como a número de habitats, disponibilidade de recursos alimentares e competição, que podem contribuir para o aumento da abundância e diversidade das espécies.

Ainda, foi observado que as zonas superior e intermediária apresentaram maior heterogeneidade das variáveis ambientais locais no estuário do rio Mamanguape. Contudo, a maior abundância e diversidade de espécies foram registradas nas zonas intermediária e inferior, as quais

apresentam maior conectividade com as águas oceânicas. Vários estudos mostram uma relação linear entre a riqueza de espécies e a salinidade no sentido montante para jusante nos estuários (Bleich, 2011; Barros *et al.*, 2014; Josefson & Göke, 2014; Costa *et al.*, 2016). Assim, a salinidade apresentou um papel importante para a estrutura das assembleias larvais nesse estuário, visto que a maior intrusão salina nessas zonas, bem como a influência das marés favoreceram o transporte de espécies marinhas até a parte superior do estuário ocasionando na maior riqueza de espécies. De modo geral, durante a maré alta, mais espécies são encontradas no curso inferior do estuário, por meio de um mecanismo chamado de 'transporte seletivo de corrente de maré', em que as espécies de origem marinha são transportadas pela intrusão das águas oceânicas, aumentando a diversidade de espécies e conseqüentemente ocasionando uma maior diversidade beta (Faria *et al.*, 2006; Primo *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2022). Talvez esse seja um processo importante que esteja influenciando nossos resultados.

Por outro lado, no estuário do rio Paraíba do Norte, a menor diversidade beta observada pode ter ocorrido em resposta ao gradiente trófico relacionado às concentrações de fósforo total, ortofosfato e amônia. Apesar da maior heterogeneidade ambiental registrada nas zonas superior e intermediária, o maior enriquecimento desses nutrientes registrado nessas zonas, pode ter ocasionado menor riqueza de táxons, visto que as larvas de peixes são altamente sensíveis a tais alterações. Diversos estudos afirmam que o enriquecimento de nutrientes acompanhados da degradação ambiental podem trazer efeitos negativos no desenvolvimento de embrionário e larval das espécies de peixes (Karas *et al.*, 1991; Gray, 1992; Kingsford & Gray, 1996, Gray *et al.*, 2002, Mckinley *et al.*, 2011). Esse resultado corrobora com os altos valores de LCBD encontrados para esse estuário, em que as contribuições locais para a diversidade beta estiveram negativamente relacionadas com as concentrações de fósforo total e amônia nas zonas acima do estuário. Isso é um indicativo que esses locais com composições únicas de espécies apresentem uma diminuição linear da riqueza com o aumento nos valores de LCBD. De acordo com o conjunto de dados e as relações com variáveis ambientais, os altos valores de LCBD

podem indicar tanto ambientes que necessitam de restauração como ambientes com alto estado de conservação (Legendre & De Caceres, 2013). Um estudo realizado por Silva *et al.* (2018) mostrou que o LCBD estava negativamente correlacionado com a riqueza de espécies, indicando que o alto LCBD estava frequentemente relacionado a um número pequeno de espécies. No geral, os resultados apontam que o gradiente de eutrofização foi responsável por afetar de forma negativa a estrutura das assembleias larvais ao longo desse estuário tropical, o qual apresenta um grande potencial para a restauração ecológica.

Alguns locais podem apresentar maior exclusividade na composição de espécies em relação a outros. As espécies exclusivas afetam a diversidade beta devido às suas características fisiológicas e ecológicas influenciando a ocupação e abundância das espécies ao longo dos sistemas estuarinos (Heino & Grönroos, 2014; Rocha *et al.*, 2018). Para o estuário do rio Paraíba do Norte, *A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *T. paulistanus*, *B. soporator*, *A. hepsetus*, *O. oglinum* e *E. melanopterus* foram encontradas na zona intermediária, a qual apresenta maiores valores de LCBD, que juntamente aliados aos efeitos do enriquecimento trófico proveniente das descargas de nutrientes e das atividades agrícolas, além dos resíduos da carcinicultura é um indicativo de um alto grau de degradação. Em contrapartida, as maiores contribuições de espécies marinhas estuarino dependentes como *E. argenteus*, *A. januaria*, *B. ronchus* e *L. piquitinga* aliadas às correlações positivas entre variáveis ambientais e o LCBD é um indicativo de um melhor estado de conservação entre as zonas do estuário do rio Mamanguape.

Além disso, a substituição de espécies foi o principal mecanismo que direcionou a variação das assembleias larvais ao longo de ambos estuários, sugerindo que as assembleias foram formadas pela filtragem ambiental. Era esperado que a poluição e a degradação ambiental sob o estuário do rio Paraíba do Norte ocasionasse um amplo processo de homogeneização, tendo como resultado espécies formando um subconjunto de um conjunto maior de espécies. Contudo, para esse estudo, os resultados indicam que a substituição de táxons observada ao longo das

zonas estuarinas pode ter ocorrido em virtude da heterogeneidade ambiental registrada em ambos os estuários, uma vez que inúmeras espécies apresentam diferentes tolerâncias fisiológicas às condições ambientais específicas de cada zona. É amplamente aceito que condições mais heterogêneas favorecem a ocorrência de um maior número de espécies em comparação com ambientes mais homogêneos (Veech & Crist 2007; Baselga, 2010; Neves *et al.*, 2010; Bini *et al.*, 2014; Camara *et al.*, 2020). Um estudo realizado por Specziár *et al.* (2018) mostrou que locais com maior heterogeneidade ambiental favoreceram uma substituição de espécies mais intensa de um local para outro devido a classificação das espécies por meio da filtragem ambiental.

Segundo Gianuca *et al.* (2017), a alta rotatividade pode indicar que os locais diferem nas características ambientais selecionando diferentes espécies. Portanto, uma alta diversidade de espécies pode ser preservada quando a heterogeneidade ambiental em escala de paisagem é mantida (Peláez & Pavanelli, 2019). Em contrapartida, a alta diferença de riqueza pode mostrar que locais com alta riqueza de espécies que devem ser prioridade para conservação. Além disso, a diferença de riqueza pode ser baixa e não relacionada às variáveis ambientais quando a dispersão é alta, ou alta quando as variáveis ambientais filtram as espécies de um local para outro e a dispersão é limitada (Gianuca *et al.*, 2017). Ainda que a substituição de espécies tenha sido o padrão dominante no estuário do rio Paraíba, a diferença de riqueza também teve contribuição, uma vez que é observado que a riqueza de espécies das assembleias larvais encontradas, inclui espécies com maior abundância que outras, formando alguns subconjuntos comunitários entre as zonas. Segundo Barros *et al.* (2014), estuários onde determinados locais possuem menor diversidade de espécies que são generalistas e tolerantes a distúrbios ambientais é possível que estes indivíduos estejam presentes ao longo de todo o gradiente estuarino resultando em subconjuntos de espécies de locais mais ricos.

No geral, os resultados demonstraram que fatores ambientais locais contribuíram para a substituição de espécies e conseqüentemente na singularidade ecológica de cada estuário. Isso significa que a

heterogeneidade ambiental pode aumentar a variabilidade das condições ambientais às quais as diferentes espécies estão adaptadas. Assim, a heterogeneidade ambiental pode contribuir para manter uma maior diversidade de espécies ou variação na composição de espécies entre habitats através da substituição de espécies. Além disso, a filtragem ambiental, a heterogeneidade de habitats e a conectividade espacial podem ter efeitos diferentes dependendo da escala espacial. Dessa forma, são necessários estudos complementares sobre os processos que conduzem as assembleias ictioplanctônicas nos estuários tropicais a fim de traçar estratégias de manejo e conservação de áreas prioritárias para a biodiversidade.

## Referências

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2019). Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2019. Disponível em:

<http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/chuvas/climatologiasGraficos.jsp>. Acesso 01 junho 2019.

ALAHUHTA, J.; KOSTEN, S.; AKASAKA, M.; AUDERSET, D.; AZZELLA, M. M.; BOLPAGNI, R.; BOVE, C. P.; CHAMBERS, P. A.; CHAPPUIS, E.; CLAYTON, J.; WINTON, M.; ECKE, F.; GACIA, E.; GECHEVA, G.; GRILLAS, P.; HAUXWELL, J.; HELLSTEN, S.; HJORT, J.; HOYER, M. V.; ILG, C.; KOLADA, A.; KUOPPALA, M.; LAURIDSEN, T.; HUA LI, E.; LUKÁCS, B. A.; MJELDE, M.; MIKULYUK, A.; MORMUL, R. P.; NISHIHIRO, J.; OERTLI, B.; RHAZI, L.; RHAZI, M.; SASS, L.; SCHRANZ, C.; SONDERGAARD, M.; YAMANOUCHI, T.; YU, Q.; WANG, H.; WILLBY, N.; ZHANG, X. K. & HEINO, J. (2017). Global variation in the beta diversity of lake macrophytes is driven by environmental heterogeneity rather than latitude. *Journal of Biogeography*, v. **44(8)**, 1758-1769.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M. & SPAROVEK, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. **22(6)**, 711-728. Doi:10.1127/0941-2948/2013/0507.

AMORIM, E.; RAMOS, S.; ELLIOTT, M. & BORDALO, A. A. (2016). Immigration and early life stages recruitment of the European flounder (*Platichthys flesus*) to an estuarine nursery: The influence of environmental factors. *Journal of Sea Research* **107**, 56 – 66. Doi:10.1016 /j.seares.2015.07.005.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R. N. & CLARKE, K.R. (2008). **PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods**. PRIMER–E Ltd., Plymouth, United Kingdom.

APHA. (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th edn. Washington, DC: APHA/AWWA/WPCF.

ARAÚJO, H. M. P.; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SCHWAMBORN, R.; LUCAS, A. P. O. & ALVES, J. P. H. (2008). Zooplankton community dynamics in relation to the seasonal cycle and nutrient inputs in an urban tropical estuary in Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**, 751-762.

BAPTISTA, V.; LEITÃO, F.; MORAIS, P.; TEODÓSIO, M. A. & WOLANSKI, E. (2020). Modelling the ingress of a temperate fish larva into a nursery coastal lagoon. *Estuarine, coastal and shelf science* **235**, 106601. Doi: 10.1016/j.ecss.2020.106601.

BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. (2002). Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology* **61**, 33–51. Doi: 10.1111/j.10958649.2002.tb01759.x.

BARROS, F.; BLANCHET, H.; HAMMERSTROM, K.; SAURIAU, P. G. & OLIVER, J. (2014). A framework for investigating general patterns of benthic  $\beta$ -diversity along estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **149**, 223-231. Doi: 10.1016/j.ecss.2014.08.025.

BASELGA, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology Biogeography* **19**, 134–143. Doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x.

BASELGA, A. & ORME, D. (2012). Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* **3(5)**, 808-812.

BASU, S.; GOGOI, P.; BHATTACHARYYA, S.; KUMAR, K. L.; DAS KUMAR, S. & DAS KUMAR, B. (2022). Variability in the zooplankton assemblages in relation to environmental variables in the tidal creeks of Sundarban estuarine system, India. *Research Square* 1 -19. Doi: 10.21203/rs.3.rs-183370/v1.

BATES, D.; MÄCHLER M. & BOLKER, B. (2011). Lme4: linear mixedeffects models using S4 classes. R package version 0.999375-42. <https://CRAN.R-project.org/package=lme4>. Acesso em 19 de março de 2021.

BENONE, N. L. & MONTAG, F. A. (2021). Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riacho. *Oecologia Australis* **25(2)**, 398–414. Doi:10.4257/oeco.2021.2502.11.

BINI, L. M., LANDEIRO, V. L., PADIAL, A. A., SIQUEIRA, T., & HEINO, J. (2014). Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for



stream invertebrates across the United States. *Ecology* **95(6)**, 1569-1578. Doi: 10.1890/13-0656.1.

BLABER, S. J. M. (2002). 'Fish in hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* **61**, 1-20.

BLEICH, S.; POWILLEIT, M.; SEIFERT, T., & GRAF, G. (2011).  $\beta$ -diversity as a measure of species turnover along the salinity gradient in the Baltic Sea, and its consistency with the Venice System. *Marine Ecology Progress Series* **436**, 101-118. Doi: 10.3354/meps09219.

BRUCET, S.; PÉDRON, S.; MEHNER, T.; LAURIDSEN, T. L.; ARGILLIER, C.; WINFIELD, I. J.; VOLTA, P.; EMMRICH, M.; HESTHAGEN, T.; HOLMGREN, K.; BENEJAM, L.; KELLY, F.; KRAUSE, T.; PALM, A.; RASK, M. & JEPPESEN, E. (2013). Fish diversity in European lakes: Geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology* **58(9)**, 1779-1793. Doi:10.1111/fwb.12167.

BO, T.; DORETTO, A.; LEVRINO, M. & FENOGLIO, S. (2020) Contribution of beta diversity in shaping stream macroinvertebrate communities among hydro-ecoregions. *Aquatic Ecology* **54**, 957-97. Doi: 10.1007/s10452-020-09786-6.

BORCARD, D. & LEGENDRE, P. (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* **153**, 51–68. Doi:10.1016/S0304-3800(01)00501-4.

CAMARA, E. M.; ANDRADE-TUBINO, M. F.; FRANCO, T. P. & ARAÚJO, F. G. (2020). Multilevel decomposition of spatial and environmental effects on nearshore fish assemblages in tropical semienclosed ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **237**, 106691. Doi:10.1016/j.ecss.2020.106691.

CAMARA, E. M.; CARAMASCHI, E. P.; DI DARIO, F. & PETRY, A. C. (2018). Short-term changes in two tropical coastal lagoons: effects of sandbar openings on fish assemblages. *Journal of Coastal Research* **34(1)**, 90-105. Doi: 10.2112/JCOASTRES-D-16-00026.1.

CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S. & OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. (2015). Trophic relationship among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. *Brazilian Journal of Oceanography* **63 (2)**, 135-146.

CARVALHO, J. C.; CARDOSO, P. & GOMES, P. (2012). Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology Biogeography* **21**, 760–771. Doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x.

CERHPB – Conselho Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba (2004). **Proposta de instituição do comitê de bacias hidrográficas do litoral norte**. João Pessoa. Mimeo.

CHASE, J. M. (2010). Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* **328(5984)**, 1388-1391. Doi:10.1126/science.1187820.

CHASE, J. M. & LEIBOLD, M. A. (2003). *Ecological Niches*, **Chivago University Press**, Chicago.

CHIN, A. T.; LINKE, J.; BOUDREAU, M.; THÉRIAULT, M. H.; COURTENAY, S. C.; CORMIER, R. & FORTIN, M. J. (2018). Beta diversity changes in estuarine fish communities due to environmental change. *Marine Ecology Progress Series* **603**, 161-173. Doi: 10.3354/meps12683.

CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. (2006). **PRIMER v6: User Manual/Tutorial**. PRIMER-E, Plymouth.

COSTA, M. D. P.; POSSINGHAM, H. P. & MUELBERT, J. H. (2016). Incorporating Early Life Stages of Fishes Into Estuarine Spatial Conservation Planning. *Aquatic Conservation* **26(6)**, 1013–1030. Doi: 10.1002/aqc.2584.

COWEN, R. K.; PARIS, C. B. & SRINIVASAN, A. (2006). Scaling of Connectivity in Marine Populations. *Science* **311**, 522. Doi: 10.1126/science.1122039.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMMERVILLE, K. S. (2003). Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity. *The American Naturalist* **162 (6)**, 734-743.

DE-CARLI, B. P.; ALBUQUERQUE, F. P. De.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. (2018). Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia Série Zoológica* **108**, 11.

DOLBETH, M.; VENDEL, A. L.; BAETA, A.; PESSANHA, A. L. M. & PATRÍCIO, J. (2016). Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries with fish richness, traits and food webs. *Marine Ecology Progress Series*. **560**, 41 - 55. Doi:10.3354/meps11895.

DRAY, S.; LEGENDRE, P. & PERES-NETO P. R. (2006) Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling* **196**, 483–493. Doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015.

ELLIOTT, M. & WHITFIELD, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **94(4)**, 306-314. Doi: 10.1016/j.ecss.2011.06.016.

ERÖS, T. (2007). Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* **52**, 1400-1415.

ESMAEILI, S. Y.; CORTE, G. N.; CHECON, H. H.; BILATTO, C. G.; LEFCHECK, J. S.; AMARAL, A. C. Z. & TURRA, A. (2021). Revealing the drivers of taxonomic and functional diversity of nearshore fish assemblages: Implications for conservation priorities. *Diversity and Distributions*.

FAHAY, M. P. (1983). Guide to the early stages of marine fishes occurring in the western North Atlantic Ocean, Cape Hattaras to the southern Scotian Shelf. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* **4**, e1423.

FARIA, A.; MORAIS, P. & CHICHARO, M. A. (2006). Ichthyoplankton Dynamics in the Guadiana Estuary and Adjacent Coastal Area, South-East Portugal. *Estuarine Coastal Shelf Science* **70(1-2)**, 85–97. Doi: 10.1016/j.ecss.2006.05.032.

FLORENTINO, A. C. & PENHA, J. (2011). High beta diversity of fishes in vegetated litoral zones of floodplain lakes in the Cuiabá River Basin, northern Pantanal, Brazil. *Hydrobiologia* **671**, 137-146.

FRANCISCO-RAMOS V. & ARIAS-GONZÁLEZ, J. E. (2013). Additive Partitioning of Coral Reef Fish Diversity across Hierarchical Spatial Scales throughout the Caribbean. *Plos One* **8(10)**, e78761. Doi:10.1371/journal.pone.0078761.

GAO, L.; CHENG, F.; SONG, Y. Q.; JIANG, W.; FENG, G. P.; LUO, Y. M. & XIE, S. (2018). Patterns of Larval Fish Assemblages Along the Direction of Freshwater Input Within the Southern Branch of the Yangtze Estuary, China: Implications for Conservation. *Journal of Freshwater Ecology* **33(1)**, 97–114. Doi: 10.1080/02705060.2018.1426503.

GIANUCA, A. T.; DECLERCK, S. A. J.; LEMMENS, P. & DE MEESTER, L. (2017). Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of  $\beta$ -diversity. *Ecology* **98 (2)**, 525-533.

GOMES-GONÇALVES, R. S. & ARAÚJO, F. G. (2022). Relationships between environmental heterogeneity and fish beta diversity in a tropical bay. *Marine Biology Research*, 1-13. DOI: 10.1080/17451000.2022.2063902

GÓMEZ-RODRÍGUEZ, C. & BASELGA, A. (2018). Variation among European beetle taxa in patterns of distance decay of similarity suggests a major role of dispersal processes. *Ecography* **41**, 1–10. Doi:10.1111/ecog.03693.

GONÇALVES, R.; CORREIA, A. D.; ATANASOVA, N.; TEODÓSIO, M. A.; BEN-HAMADOU, R. & CHÍCHARO, L. (2015). Environmental factors affecting larval fish community in the salt marsh area of Guadiana estuary (Algarve, Portugal). *Scientia Marina* **79 (1)**, 25 – 34. Doi:10.3989/scimar.04081.08A.

GRAY, J. S.; WU, R. S. & OR, Y.Y. (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*. **238**, 249–279.

GRAY, J. S. (1992). Eutrophication in the sea. In: Columbo G, Ferrari I, Ceccherelli VU, Rossi R (eds) *Marine eutrophication and population dynamics*. Olsen & Olsen, Fredensborg, 3–15.

GUEDES, L. S. (2002). Monitoramento geoambiental do estuário do Rio Paraíba do Norte - PB por meio da cartografia temática digital e de produtos de sensoriamento remoto. 2002. 90 f. **Dissertação (Mestrado em Geodinâmica; Geofísica)** - Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

GUIMARÃES, T. F. R.; PETRY, A. C.; HARTZ, S. M., & BECKER, F. G. (2020). Influence of past and current factors on the beta diversity of coastal lagoon fish communities in South America. *Journal of Biogeography* **48(3)**, 639–649. Doi:10.1111/jbi.14029.

HARTZ, S. M.; ROCHA, E. A.; BRUM, F. T.; LUZA, A. L.; FR, T. D. & BECKER, F. G. (2019). Influences of the area, shape and connectivity of coastal lakes on the taxonomic and functional diversity of fish communities in Southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)* **36**, e23539. Doi: 10.3897/zoologia.36.e23539.

HEINO, J. & GRÖNROOS, M. (2014). Untangling the relationships among regional occupancy, species traits and niche characteristics in stream invertebrates. *Ecology and Evolution* **4**, 1931–1942. Doi:10.1002/ece3.1076.

HEINO, J.; MELO, A.S.; SIQUEIRA, T.; SOININEN, J.; VALANKO, S. & BINI, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* **60(5)**, 845–869. Doi: 10.1111/fwb.12533.

HENRIQUES, S.; CARDOSO, P.; CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. C. & VASCONCELOS, R. P. (2016). Processes underpinning fish species composition patterns in estuarine ecosystems worldwide. *Journal of Biogeography* **44(3)**, 627-639. Doi:10.1111/jbi.12824.

JOSEFSON, A. B. & GÖKE, C. (2014). Disentangling the effects of dispersal and salinity in estuary on beta diversity in estuarine benthic invertebrate assemblages. *Journal of Biogeography* **40**, 1000-1009.

KINGSFORD, M. J. & GRAY, C. A. (1996). Influence of Pollutants and Oceanography on Abundance and Deformities of Wild Fish Larvae, in: Schmitt, R.J., Osenberg, C.W. (Eds.), *Detecting Ecological Impacts: Concepts and Applications in Coastal Habitats*. Academic Press, New York, NY, USA, 235–256.

KRAFT, N. J. B.; ADLER, P. B.; GODOY, O.; JAMES, E. C.; FULLER, S. & LEVINE, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and environmental

filtering metaphor. *Functional Ecology*. **29**, 592-599. Doi: 10.1111/1365-2435.12345.

LACERDA, C. H. F.; BARLETTA, M. & DANTAS, D. V. (2014). Temporal patterns in the intertidal faunal community at the mouth of a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* **85**, 1571–1602. Doi:10.1111/jfb.12518.

LANGENHEDER, S.; BERGA, M.; ÖSTMAN, Ö. & SZÉKELY, A. J. (2012). Temporal variation of b-diversity and assembly mechanisms in a bacterial metacommunity. *The ISME Journal* **6**, 1107– 1114.

LEGENDRE, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*. **23**, 1324–1334. Doi:10.1111/geb.12207.

LEGENDRE, P. & DE CA' CERES, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* **16**, 951–963. Doi: 10.1111/ele.12141.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M. & GONZALEZ, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi- scale community ecology. *Ecology Letters* **7(7)**, 601-613.

LI, Y.; WANG, R.; SU, H.; WANG, J.; XIE, P. & CHEN, F. (2022). Eutrophication and predation mediate zooplankton diversity and network structure. *Limnology and Oceanography* **67**, 133-145. Doi: 10.1002/lno.11957.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M. & COSTA, M. F. (2015). Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **165**, 213-225. Doi: 10.1016/j.ecss.2015.05.018.

LOGUE, J. B.; MOUQUET, N.; PETER, H.; HILLEBRAND, H.; DECLERCK, P.; FLOHRE, A.; GANTNER, S.; GÜLZOW, N.; HÖRTNAGL, P.; MEIER, S. & PECCEU, B. (2011). Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution* **26**, 482–491.

LORENZEN, C. (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* **12**, 343–346.

McKINLEY, A.; MISKIEWICZ, A.; TAYLOR, M. D. & JOHNSTON, E. L. (2011). Strong links between metal contamination, habitat modification and estuarine larval fish distributions. *Environmental Pollution* **159(6)**, 1499-1509. Doi: 10.1016/j.envpol.2011.03.008.

MACHADO, I.; RODRÍGUEZ-GALLEGO, L.; LESCANO, C. & CALLIARI, D. (2021). Species-specific traits and the environment drive ichthyoplankton

fluxes between an intermittently closed-open lagoon and adjacent coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **261**, 107549. Doi: 10.1016/j.ecss.2021.107549.

MEDEIROS, C. R.; HEINO, J.; SANTOS, P. J. P.; MOLOZZI, J. & LIGEIRO, R. (2020). Spatial scale drives diversity patterns of benthic macroinvertebrate communities in tropical estuaries. *Limnology and Oceanography* **66(3)**, 727-739. Doi:10.1002/lno.11636.

MOURA, G. C.; BARBOSA, J. E. L.; PATRÍCIO, J.; NERYD, J. F. & GONÇALVES, A. M. M. (2016). Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. *Ecological Indicators* **69**, 284–294. Doi:10.1016/j.ecolind.2016.04.037.

MOSER, H. G. (1996). **The Early Stages of Fishes in the California Current Region: Final Report.** Institution of Oceanography Library. University of California, San Diego.

NEVES, L. M.; TEIXEIRA, T. P.; ARAÚJO, F. G. (2010). Structure and dynamics of distinct fish assemblage in three reaches (upper, middle and lower) of open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology* **32**, 115-131.

NICOLAS, D.; LOBRY, J.; LE PAPE, O. & BOET, P. (2010a). Functional diversity in European estuaries: relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. **88(3)**, 329-338.

NISHIDA, A. K.; NORDI, N. & ALVES, R. R. N. (2008). Aspectos socioeconômicos dos catadores de moluscos do litoral paraibano, Nordeste do Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* **8 (1)**, 207 – 215.

NOBREGA, R. R. A. & NISHIDA, A. K. (2003). Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Interciência* **28**, 36-43.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. G.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. (2012). **Vegan: Community Ecology Package.** R package version 1.17-0. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E. & WAGNER, H. (2015). **Vegan: community ecology package.** R Package Version 2.2-1.

PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J. & CABRAL, H. (2015). Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: Effect of global vs. local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **154**, 122-128. Doi:10.1016/j.ecss.2014.12.050.

PELÁEZ, O. & PAVANELLI, C. S. (2019). Environmental heterogeneity and dispersal limitation explain different aspects of  $\beta$ -diversity in Neotropical fish assemblages. *Freshwater Biology* **64** (3), 497-505.

PELÁEZ, O. E.; AZEVEDO, F. M. & PAVANELLI, C. S. (2017). Environmental heterogeneity explains species turnover but not nestedness in fish assemblages of a Neotropical basin. *Acta Limnologica Brasiliensia* **29**.

PODANI, J. & SCHMERA, D. (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring patterns in presence–absence data. *Oikos* **120**, 1625–1638.

PODANI, J.; RICOTTA, C. & SCHMERA, D. (2013). A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity* **15**, 52–61. Doi:10.1016/j.ecocom.2013.03.002.

PRIMO, A. L.; AZEITEIRO, U. M.; MARQUES, S. C.; RE, P. & PARDAL, M. A. (2012). Seasonal, Lunar and Tidal Control of Ichthyoplankton Dynamics at the Interface Between a Temperate Estuary and Adjacent Coastal Waters (Western Portugal). *Scientia Marina* **76** (2), 237–246. Doi: 10.3989/scimar.03415.18<sup>a</sup>.

RAMOS, S.; AMORIM, E.; ELLIOTT, M.; CABRAL, H. & BORDALO, A. A. (2012). Early life stages of fishes as indicators of estuarine ecosystem health. *Ecological Indicators* **19**, 172 –183. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.08.024.

RICHARDS, W. J. (2006). **Early Stages of Atlantic Fishes: an Identification Guide for the Western Central North Atlantic**. II Volume Set. Boca Raton. CRC Press. 2640p.

ROBINSON, C. L. K.; YAKIMISHYN, J. & DEARDEN, P. (2011). Habitat heterogeneity in eelgrass fish assemblage diversity and turnover. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **21**, 625-635.

ROCHA, M. P.; BINI, L. M.; SIQUEIRA, T.; HJORT, J.; GRONROOS, M.; LINDHOLM, M. & HEINO, J. (2018). Predicting occupancy and abundance by niche position, niche breadth and body size in stream organisms. *Oecologia*, 186, 205–216. Doi:10.1007/s00442-017-3988-z.

RUHÍ A.; DATRY, T. & SABO, J. L. (2017). Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. *Conservation Biology* **31**, 1459–1468. Doi: 10.1111/cobi.12906.

SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S. & BONECKER, A. C. T. (2017). Can we assess the ecological status of estuaries based on larval fish assemblages? *Marine Pollution Bulletin* **124** (1), 367 – 375. Doi:10.1016/j.marpolbul.2017.07.043.

SEMMENS, B. X.; AUSTER, P. J. & PADDACK, M. J. (2010). Using Ecological Null Models to Assess the Potential for Marine Protected Area Networks to Protect Biodiversity. *Plos One* **5(1)**, e8895. Doi:10.1371/journal.pone.0008895. PubMed: 20111711.

SILVA, P. G.; HERNÁNDEZ, M. I. M & HEINO, J. (2018). Disentangling the correlates of species and site contributions to beta diversity in dung beetle assemblages. *Diversity and Distributions* **24**, 1674–1686. Doi: 10.1111/ddi.12785.

SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P. & SOAVINSKI, R. J. (2011). Distribuição e ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Natural Resources* **1 (2)**, 5-14.

SLOTEDIJK, H.; BREHMER, P.; SADIO, O.; MÜLLER, H.; DÖRING, J. & EKAU, W. (2017). Composition and structure of the larval fish community related to environmental parameters in a tropical estuary impacted by climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **197**, 10–26. Doi:10.1016/j.ecss.2017.08.003

SIMPSON, N. T.; BYBEL, A. P.; WEBER, M. J.; PIERCE, C. L. & ROE, K. J. (2021). Factors associated with distributions of six fishes of greatest conservation need in streams in midwestern USA. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **31 (7)**, 1831-1846.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E. & EDWARDS, D. P. (2016). How should betadiversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution* **31(1)**, 67–80.

SOUZA, C. A.; BEISNER, E. B.; VELHO, L. F. M.; CARVALHO, P.; PINEDA, A. & VIEIRA, L. C. G. (2021). Impoundment, environmental and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. *Science of The Total Environment* **776**, e145948. Doi:10.1016/j.scitotenv.2021.145948.

SPECZIÁR, A.; ÁRVA, D.; TÓTH, M.; MÓRA, A.; SCHMERA, D.; VÁRBÍRÓ, G. & ERÖS, T. (2018). Environmental and spatial drivers of beta diversity components of chironomid metacommunities in contrasting freshwater systems. *Hydrobiologia* **819**, 123-143. Doi: 10.1007/s10750-018-3632-x.

TEICHERT, N.; LEPAGE, M.; CHEVILLOT, X. & LOBRY, L. (2018). Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. *Journal Biogeography* **45**, 406–417. DOI: 10.1111/jbi.13133.

The R Development Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. ISBN 3-900051-07-0, Disponível em : <<http://www.R-project.org>>, 2018.

VAN DER GUCHT, K.; COTTENIE, K.; MUYLEAERT, K.; VLOEMANS, N.; COUSIN, S.; DE CLERCK, S.; JEPPESEN, K.; CONDE-PORCUNA, J. M.;



SCHEWANK, K.; ZWAT, G.; DEGANS, H.; VYVERMAN, W. & DE MEESTER, L. (2007). The power of species sorting: Local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. *Biological Science* **104** (51), 20404-20409. Doi: 10.1073/pnas.0707200104.

VEECH, J. A. & CRIST, T. O. (2010). Toward a unified view of diversity partitioning. *Ecology* **91** (7), 1988-1992.

WANG, X. G.; SUN, D. & LIN, S. Q. (2017). The Ecological Study of Fish Larvae in the Yangtze Estuary and Adjacent Waters. *Journal of Shanghai Fisheries University* **26**(5), 733–742. Doi: 10.12024 /jsou.20170301964.

ZHANG, H.; WANG, Y.; LIANG, C.; LIU, S. & XIAN, W. (2022). Estuarine Ichthyoplankton Studies – A Review. *Frontiers in Marine Science* **9**, 794433. Doi:10.3389/fmars.2022.794433.

ZHANG, H.; ZHANG, P.; WANG, H.; MOLINOS, J. G.; HANSSON, L. A.; HE, L.; ZHANG, M. & XU, J. (2021). Synergistic effects of warming and eutrophication alter zooplankton predator–prey interactions along the benthic–pelagic interface. *Global Change Biology* **27**, 5907-5919. Doi: 10.1111/gcb.15838.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As comunidades ictioplanctônicas nos estuários dos rios Paraíba do Norte e Mamanguape foram influenciadas por meio das variações das condições ambientais locais que constituíram um *continuum* de diferentes gradientes ambientais ao longo do canal principal, que influenciados pelas variações do ciclo hidrológico funcionaram como proxies dos processos de desova e recrutamento, bem como nos padrões de abundância, riqueza e diversidade de espécies entre as diferentes escalas espaciais e temporais de ambos os estuários.

De maneira geral, as diferentes características ambientais influenciadas pela heterogeneidade ambiental e interações entre as águas continentais e oceânicas atuaram sobre a distribuição das espécies ao longo de ambos estuários. Para o estuário do estuário do rio Mamanguape a heterogeneidade ambiental, juntamente com os eventos de chuva e seca promoveram a formação de gradientes ambientais, principalmente de temperatura, transparência e clorofila-a, que selecionaram as espécies de

acordo com suas características morfológicas e/ou fisiológicas formando assembleias distintas e atuando na distribuição larval ao longo das zonas estuarinas, favorecendo uma substituição de espécies ao longo de tais gradientes ambientais, assim, permitindo o entendimento sobre modelos espaciais de coocorrência das espécies. Além disso, a alta oferta de recursos alimentares é um indicativo de que este ambiente fornece condições ótimas para o ciclo reprodutivo e desenvolvimento larval das espécies. Dessa forma, os padrões descritos para o estuário do rio Mamanguape demonstram um ecossistema em constante mudança na composição da ictioplâncton.

Por outro lado, no estuário do rio Paraíba do Norte, a formação do gradiente trófico devido às altas concentrações de nutrientes acompanhado das diferentes pressões antrópicas interferiram nas funções de berçário e nos padrões de uso as espécies, influenciando negativamente a dinâmica desse ecossistema resultando na menor abundância, riqueza e diversidade, principalmente das espécies tipicamente estuarinas, bem como na baixa oferta de recursos alimentares dificultando o recrutamento das espécies de peixes. Ainda, os maiores valores do LCBD correlacionados negativamente as concentrações de fósforo total e amônia nas zonas acima é um indicativo de que esse estuário é um bom candidato para a restauração ecológica.

Mais investigações são essenciais para melhor estimar os efeitos dos impactos antrópicos e das mudanças sazonais sobre as espécies de peixes em sistemas costeiros tropicais, visto que os estuários são grande áreas de berçário para diversas espécies de peixes. Portanto é de grande importância traçar medidas de manejo e de uso de maneira sustentável desses ecossistemas para garantir a manutenção dos estoques pesqueiros.

## Apêndice 1

Valores de Média (Md), Desvio Padrão (DP), valores máximo (Max) e mínimo (Min) das variáveis ambientais pertencentes as zonas dos estuários do rio Paraíba do Norte e estuário do Rio Mamanguape, semiárido brasileiro. Zonas: SUP – Superior; INT – Intermediária; INF – Inferior.

		Salinidade	Temperatura (°C)	Transparência (cm)	Clorofila-a (µM)	Nitrato (µM)	Nitrito (µM)	Amônia (µM)	Ortofosfato (µM)	Fósforo total (µM)	
Paraíba do Norte	SUP	Md ± DP	9,06 ± 0,69	28,83 ± 0,18	95,87 ± 4,17	0,40 ± 0,07	233,52 ± 22,56	139,44 ± 23,25	206,48 ± 38,82	705,59 ± 100,03	533,11 ± 36,75
		Max - Min	0 - 27	26,5 - 30,5	15 - 200	0,011 - 5,55	25,43 - 601,95	4,47 - 687,31	6,34 - 1235,38	152,33 - 2749,0	45,67 - 1072,33
	INT	Md ± DP	25,55 ± 0,45	27,78 ± 0,51	129,1 ± 3,56	0,15 ± 0,02	278,41 ± 17,48	244,88 ± 15,94	442,49 ± 56,42	551,19 ± 34,81	604,94 ± 37,92
		Max - Min	12,4 - 39	26 - 32	43 - 246	0,011 - 2,13	64,19 - 546,0	7,83 - 483,58	4,93 - 1193,07	19 - 1165,66	69 - 1235,67
	INF	Md ± DP	34,17 ± 0,38	28,89 ± 0,11	115,6 ± 4,35	0,14 ± 0,01	178,19 ± 20,83	127,31 ± 12,21	162,83 ± 24,51	241,34 ± 21,94	284,95 ± 22,79
		Max - Min	20 - 45	26 - 31,5	40 - 260	0,011 - 0,91	9,68 - 336,70	11,9 - 264,17	4,23 - 558,46	5,67 - 635,66	65,67 - 685,67
		df	2	2	2	2	2	2	2	2	2
		MS	55,43	1,08	15,74	5,40	4,30	10,77	1,54	15,21	5,89
		Pseudo-F	142,1	1,08	18,87	5,68	4,47	12,09	1,55	18,10	6,23
		P (perm)	0,0001	0,37	0,0001	0,001	0,01	0,0001	0,21	0,0001	0,001
Mamanguape	SUP	Md ± DP	15,68 ± 0,93	28,11 ± 0,13	72,01 ± 1,82	0,11 ± 0,01	75,54 ± 10,67	37,15 ± 7,97	94,36 ± 14,34	324,79 ± 90,27	155,17 ± 9,13
		Max - Min	0 - 32	24 - 31,6	19 - 127	0,011 - 0,675	3,63 - 306,42	1,11 - 229,47	33,14 - 565,51	2,33 - 2662,33	72,33 - 299,0
	INT	Md ± DP	24,54 ± 0,96	28,29 ± 0,12	63,09 ± 2,22	0,23 ± 0,03	88,20 ± 14,47	44,51 ± 9,09	86,38 ± 9,49	108,85 ± 13,74	147,51 ± 12,25
		Max - Min	0,5 - 38	24,5 - 31	10 - 133	0,011 - 2,13	19,37 - 484,47	1,11 - 257,46	17,62 - 419,55	29,0 - 579,0	29,0 - 419,0
	INF	Md ± DP	34,34 ± 0,55	28,33 ± 0,13	91,10 ± 5,23	0,11 ± 0,009	49,03 ± 7,0	28,05 ± 5,55	71,17 ± 10,74	123,58 ± 20,63	123,96 ± 10,89
		Max - Min	17 - 42	24,5 - 32	10 - 320	0,011 - 0,47	2,42 - 213,16	2,23 - 165,67	18,33 - 496,41	15,66 - 839,0	22,33 - 479,0
		df	2	2	2	2	2	2	2	2	2
		MS	40,56	0,46	6,43	10,39	3,94	3,74	2,53	4,31	10,76
		Pseudo-F	57,93	0,46	6,74	11,91	4,03	3,81	2,56	4,42	11,63
		P (perm)	0,001	0,63	0,001	0,0001	0,015	0,02	0,079	0,014	0,0001

## Apêndice 2

Densidade das assembleias larvais capturadas nas zonas superior (SUP), intermediária (INT) e inferior (INF) nos estuários do rio Paraíba do Norte e Mamanguape. Tabela ordenada de acordo com Potter *et al.*(2015).

Espécies	Paraíba do Norte						Mamanguape					
	Nº	Densidade		Zonas			Nº	Densidade		Zonas		
		Ind. 100m <sup>3</sup>	(%)	SUP	INT	INF		Ind. 100m <sup>3</sup>	(%)	SUP	INT	INF
<b>Engraulidae</b>												
<i>Anchoviella brevirostris</i>							45	0,0043	1,73	2,34	1,61	0,18
<i>Anchoviella lepidentoslote</i>	10	0,0010	0,41	0,11	0,09	0,01	76	0,103	6,80	0,11	9,73	0,62
<i>Anchoa hepsetus</i>	41	0,0043	1,73	0,56	4,43	0,14	517	0,89	19,23	6,85	7,64	20,84
<i>Anchoa januaria</i>	5	0,0010	0,39	4,27		0,01	212	0,120	7,78	6,27	6,40	0,66
<i>Anchoa lyoleps</i>	3	0,0001	0,04	0,05			31	0,0033	0,80	0,06	0,17	1,13
<i>Anchoa marinii</i>							83	0,104	6,88	5,42	2,67	1,14
<i>Anchoa spinifer</i>	3	0,0001	0,04	0,02		0,02	30	0,0033	0,80		0,73	0,15
<i>Anchoa sp.</i>	19	0,0021	0,84	0,59		2,47						
<i>Anchovia clupeioides</i>	9	0,0016	0,64	0,30	8,39	0,08	32	0,0033	0,80		1,94	1,43
<i>Lycengraulis grossidens</i>							305	0,129	7,79	3,06	39,08	2,95
<b>Clupeidae</b>												
<i>Lile piquitinga</i>	9	0,0016	0,64			4,09	72	0,103	6,80	1,25	0,38	0,98
<i>Harengula clupeola</i>							17	0,0004	0,30	0,003	0,44	0,07
<i>Sardinella brasiliensis</i>							77	0,103	6,80	0,83	0,62	0,18
<i>Opisthonema oglinum</i>	95	0,029	11,71	12,75	0,15	29,79	286	0,125	7,78	0,95	4,22	3,75
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	116	0,032	12,65	0,98	34,97	6,22	672	0,340	22,34	46,23	5,31	22,70
<b>Mugilidae</b>												
<i>Mugil curema</i>							17	0,0004	0,30	0,28	1,96	0,08
<i>Mugil sp.</i>	3	0,0001	0,04	0,30	1,08	0,004						
<b>Atherinopsidae</b>												
<i>Atherinella brasiliensis</i>	51	0,010	4,29	24,87	1,20	0,11	194	0,120	7,78	5,97	0,88	23,70
<b>Hemiramphidae</b>												
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	11	0,0010	0,41		1,08	0,63	59	0,101	4,29	3,89	2,28	1,08
<b>Belonidae</b>												
<i>Strongylura timucu</i>							5	0,0001	0,012		0,009	0,09
<b>Syngnathidae</b>												
<i>Cosmocampus elucens</i>	6	0,0010	0,40	5,90			12	0,0004	0,30	1,46		

Continuação.												
Espécies	Paraíba do Norte						Mamanguape					
	Nº	Densidade		Zonas			Nº	Densidade		Zonas		
		Ind. 100m³	(%)	SUP	INT	INF		Ind. 100m³	(%)	SUP	INT	INF
<i>Microphis lineatus</i>							7	0,0001	0,012	0,03	0,01	0,25
<i>Pseudophallus mindii</i>	3	0,0001	0,04	0,14			5	0,0001	0,012	0,07	0,005	
<b>Dactylopteridae</b>												
<i>Dactylopterus volitans</i>							5	0,0001	0,012			0,20
<b>Carangidae</b>												
<i>Caranx latus</i>	4	0,0001	0,04			0,16	10	0,0004	0,30	1,45	0,13	0,02
<i>Oligoplites saurus</i>	8	0,0010	0,40	0,50	0,04	0,67	6	0,0001	0,012	0,001	0,07	0,72
<i>Trachinotus falcatus</i>							3	0,0001	0,012		0,42	
<i>Trachonotus goodei</i>							2	0,0001	0,012	0,08	0,02	
<b>Lutjanidae</b>												
<i>Lutjanus analis</i>	8	0,0010	0,40	0,36	0,04	0,29	14	0,0004	0,30	0,09	0,47	0,17
<i>Lutjanus Cyanopterus</i>							1	0,0001	0,012			0,20
<i>Lutjanus synagris</i>	1	0,0001	0,04		0,01		5	0,0001	0,012		0,25	
<b>Gerreidae</b>												
<i>Eucinostomus argenteus</i>	7	0,0010	0,40		2,20	36,51	52	0,101	4,29	0,37	0,11	4,09
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	31	0,0039	0,81	45,67	2,38	1,39	37	0,0033	0,80	0,76	1,43	0,89
<i>Ulaema lefroyi</i>							1	0,0001	0,012	0,005		
<i>Diapterus rhombeus</i>	1	0,0001	0,04		0,01		31	0,0033	0,80	0,06	0,83	0,26
<i>Eugerres brasiliensis</i>							16	0,0004	0,30	0,14	1,78	0,06
<b>Sciaenidae</b>												
<i>Bairdiella ronchus</i>	2	0,0001	0,04	0,01	0,02		14	0,0004	0,30	0,01	0,13	0,22
<i>Menticirrhus americanus</i>							3	0,0001	0,012	0,005	0,01	0,03
<i>Stellifer rastrifer</i>	8	0,0010	0,40	0,02	4,51		20	0,0004	0,30		2,31	0,02
<i>Stellifer stellifer</i>							1	0,0001	0,012			0,03
<b>Eleotridae</b>												
<i>Eleotris pisonis</i>	1	0,0001	0,04	0,01			5	0,0001	0,012	0,04	0,007	
<b>Bleniidae</b>												
<i>Scartella cristata</i>	4	0,0001	0,04	0,33	8,40	0,84	36	0,0033	0,80	0,47	1,21	2,21
<i>Lupinoblenius paivai</i>	10	0,0010	0,40	0,04		0,09	9	0,0001	0,012	0,04	0,14	2,07
<i>Entomacrodus vomericus</i>							1	0,0001	0,012		0,02	
<b>Gobiidae</b>												
<i>Bathygobius soporator</i>	28	0,0033	0,80	0,73	12,74	3,98	291	0,125	7,78	7,77	2,86	2,90

Continuação.												
Espécies	Paraíba do Norte						Mamanguape					
	Nº	Densidade		Zonas			Nº	Densidade		Zonas		
		Ind. 100m <sup>3</sup>	(%)	SUP	INT	INF		Ind. 100m <sup>3</sup>	(%)	SUP	INT	INF
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	7	0,0010	0,40	0,31	0,005	3,13	45	0,0043	1,73	1,68	0,001	0,68
<i>Gobionellus oceanicus</i>							7	0,0001	0,012		0,59	0,04
<b>Achiridae</b>												
<i>Achirus lineatus</i>	8	0,0010	0,40		8,51	0,70	27	0,0004	0,30	0,74	0,37	0,74
<i>Trinectes paulistanus</i>	29	0,0033	0,80	1,07	14,15	2,02	36	0,0033	0,80	0,96	0,54	
<b>Tetraodontidae</b>												
<i>Colomesus psittacus</i>							1	0,0001	0,012			0,96
<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	0,0001	0,04			2,02	3	0,0001	0,012	0,07		0,02
<b>Sub-total Densidade</b>		<b>0,103</b>		<b>0,10</b>	<b>0,35</b>	<b>0,64</b>		<b>2,50</b>		<b>32,85</b>	<b>61,16</b>	<b>6,02</b>