



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL
MESTRADO EM CIÊNCIA ANIMAL

ALEXANDRE DE OLIVEIRA MARQUES

**EFEITO DA ABUNDÂNCIA DE MACROALGAS SOBRE A CONDIÇÃO
CORPORAL DE PEIXES MARINHOS NO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL**

MOSSORÓ

2019

ALEXANDRE DE OLIVEIRA MARQUES

**EFEITO DA ABUNDÂNCIA DE MACROALGAS SOBRE A CONDIÇÃO
CORPORAL DE PEIXES MARINHOS NO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL**

Projeto apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Produção Animal.

Orientador: Prof. Dr Cristiano Queiroz de Albuquerque

Co-orientador: Prof. Dr. Fúlvio Aurélio de Moraes Freire

MOSSORÓ

2019

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

M357e Marques, Alexandre de Oliveira.
EFEITO DA ABUNDÂNCIA DE MACROALGAS SOBRE A CONDIÇÃO CORPORAL DE PEIXES MARINHOS NO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL / Alexandre de Oliveira Marques. - 2019.
57 f. : il.
Orientador: Cristiano Queiroz de Albuquerque.
Coorientador: Fúlvio Aurélio de Moraes Freire.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, 2019.
1. Ictiologia. 2. Fauna Acompanhante. 3. Algas.
I. Albuquerque, Cristiano Queiroz de, orient.
II. Freire, Fúlvio Aurélio de Moraes, co-orient.
III. Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

ALEXANDRE DE OLIVEIRA MARQUES

**EFEITO DA ABUNDÂNCIA DE MACROALGAS SOBRE A CONDIÇÃO
CORPORAL DE PEIXES MARINHOS NO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL**

Projeto apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Produção Animal

Defendida em: 27 / 03 / 2019

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Cristiano Queiroz de Albuquerque
Presidente (Orientador)

Prof. Dr. Mário Vinicius Lopes Condini
Membro Examinador (UFERSA)

Prof. Dr. Alexandre Firmino Diógenes
Membro Examinador (UFC)

*Aos meus pais, Antônio de Pádua
e Maria Geiza, meus irmãos, meus
familiares e amigos, por todo
carinho e paciência.*
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus primeiramente, por sempre me dar força e me mostrar que sou capaz, mesmo diante das dificuldades.

Aos meus pais, Antônio e Geiza, e aos meus familiares, por toda paciência e motivação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Cristiano Queiroz de Albuquerque, pela ajuda no desenvolvimento do projeto e em toda pós-graduação.

A Banca Examinadora por aceitar o convite e contribuir com sugestões excepcionais.

Ao Prof. Dr. Fúlvio Aurélio de Moraes Freire, por disponibilizar a participação em seu projeto, além de me ajudar na análise dos dados, muito obrigado!

Aos amigos Carol (loira), Carol (morena), Cristiano, Mateus, Sávio, Layane, Manuel, Ruan, Mikael, Lucas, Fernando, Itacilha e Kerolen que participaram das coletas durante todo o projeto.

Aos amigos Darlan, Isabela, Fernando, Mikael, Ruan, Kerolen e Vinícius que me ajudaram nas longas biometrias.

Aos donos dos barcos Chicão e Nidinho, que aceitaram entrar no projeto e nos ajudar na pesquisa.

Aos amigos Fúlvio e Carol, por me receberem em Natal, em sua casa, para a realização da análise estatística.

Aos meus tios e padrinhos Maria José e Jorge por me receberem em seu lar, sendo ponto de apoio durante as coletas realizadas em Baía Formosa.

Ao amigo Jean, que me ajudou bastante na reta final do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro como agente financiador da bolsa do mestrado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), pelo apoio financeiro como agente financiador do projeto de pesquisa.

Enfim, a todos que ajudaram direta ou indiretamente para o desenvolvimento deste trabalho.

Muito obrigado!!

“A persistência é o caminho do êxito”.
Charles Chaplin.

RESUMO

Bancos de macroalgas em ambientes marinhos podem fornecer abrigo e alimento para peixes e outros organismos, podendo influenciar na condição corporal dos indivíduos presentes nesses ambientes. Sendo assim importante entender a ação da abundância de algas marinhas sobre o estado fisiológico de peixes. Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito da abundância de macroalgas sobre a condição corporal de peixes marinhos. Diante disso, foram realizados arrastos de fundo bimestrais em zonas costeiras dos municípios de Baía Formosa e Porto do Mangue na costa leste e norte, respectivamente, do estado do RN. Os arrastos de fundo foram realizados com auxílio de portas do tipo camaroeiro e tiveram duração de 20 minutos cada. Posteriormente, foram coletadas amostras de água de fundo para análise de fósforo total, carbono total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido e salinidade, além de ter sido verificado “in loco” a temperatura de fundo e superfície, pH e transparência. Foi coletada amostra de solo para análise de matéria orgânica. O material biológico coletado foi separado, sendo os peixes armazenados em caixas isotérmicas com gelo e as algas somente pesadas em cada arrasto. Em laboratório, os peixes foram identificados e tiveram seu comprimento padrão e peso total mensurados. A abundância de algas foi um fator importante nas variáveis amostradas, sendo que foi verificado um incremento na densidade de algas durante o período chuvoso em ambos locais de coleta. E foram utilizadas técnicas de estatística multivariada para determinação do efeito de fatores ambientais sobre a condição de 13 espécies de peixe. Diferenças entre períodos em cada local e condições foram avaliadas pelo pacote estatístico PERMUCO, no software R. Dentre as 13 espécies avaliadas, seis apresentaram condição melhor durante o período que apresentou maior abundância de algas. Independentemente do local analisado, houve melhor condição para período chuvoso, quando também houve maior abundância de macroalgas. Desta forma, conclui-se que a presença de macroalgas influencia positivamente a condição corporal para diversas espécies de peixes, disponibilizando alimento e habitats para estas espécies.

Palavras-chave: Ictiologia; Fauna Acompanhante; Algas.

ABSTRACT

Macroalgal banks in marine environments may provide shelter and food for fish and other organisms, and may influence the body condition of the individuals present in these environments. Therefore, it is important to understand the action of the abundance of seaweed on the physiological state of fish. Thus, the present study had as objective to evaluate the effect of the abundance of macroalgae on the body condition of marine fish. Thus, bi-lateral bottom trawls were carried out in coastal areas of the municipalities of Baía Formosa and Porto do Mangue on the east and north coast, respectively, of the state of RN. The bottom trawls were performed with the aid of camaroeiro type doors and lasted for 20 minutes each. Subsequently, background water samples were collected for analysis of total phosphorus, total carbon, total nitrogen, dissolved oxygen and salinity, in addition to having been verified in situ at bottom and surface temperature, pH and transparency. Soil sample was collected for analysis of organic matter. The collected biological material was separated, the fish being stored in isothermal boxes with ice and the algae only weighed in each trawl. In the laboratory, the fish were identified and had their standard length and total weight measured. The abundance of algae was an important factor in the variables sampled, and an increase in algal density was verified during the rainy season in both collection sites. Multivariate statistical techniques were used to determine the effect of environmental factors on the condition of 13 fish species. Differences between periods at each site and conditions were evaluated by the statistical package PERMUCO, in software R. Among the 13 species evaluated, six presented a better condition during the period that presented greater abundance of algae. Regardless of the analyzed site, there was better condition for rainy season, when there was also an abundance of macroalgae. In this way, it is concluded that the presence of macroalgae positively influences the body condition for several fish species, providing food and habitats for these species.

Keywords: Ichthyology; Bycatch; Algae

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Ordenamento decrescente da importância das variáveis avaliadas por meio da técnica Random Forest, sendo quantificado pela Diminuição Média Gini das variáveis.....	30
Tabela 2. Valores médios e respectivo desvio padrão das variáveis ambientais e abundância de algas coletadas em Baía Formosa (BF) e Porto do Mangue (PM) durante os períodos chuvoso (C) e seco (S) ao longo do estudo.	31
Tabela 3. Valores coeficientes da equação e nível de significância para exemplares coletados em Porto Mangue para a comparação entre o período Seco (PM-S) e Chuvoso (PM-C). Espécies que apresentaram diferença estatística estão marcadas com *.....	35
Tabela 4. Valores do comprimento padrão, peso total, coeficientes da equação e nível de significância do teste para a comparação entre o período Seco (BF-S) e Chuvoso (BF-C) em Baía Formosa. Espécies que apresentaram diferença estatística estão marcadas com *.....	36

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Imagens dos peixes coletados nas praias de Baía Formosa e Porto do Mangue, Rio Grande do Norte, Brasil. As letras representam os nomes científicos das respectivas espécies: A – *Cetengraulis edentulus*; B – *Chaetodipterus faber*; C – *Eucinostomus argenteus*; D – *Haemulopsis corvinaeformis*; E – *Isopisthus parvipinnis*; F – *Larimus breviceps*; G – *Lycengralis grossidens*; H – *Menticcirrhus americanus*; I – *Odontognathus mucronatus*; J – *Opisthonema oglinum*; K – *Pellona harroweri*; L – *Polydactylus virginicus*; e M – *Symphurus plagusia*. 24
- Figura 2. Área de amostragem indicando a localização dos municípios de Porto do Mangue e Baía Formosa, na costa do Rio Grande do Norte, Brasil..... 26
- Figura 3. Pluviosidade dos municípios de Baía Formosa (BF) em cinza escuro e Porto do Mangue (PM) em cinza claro desde maio de 2017 a junho de 2018. FONTE: EMPRESA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS DO RIO GRANDE DO NORTE – EMPARN, 2019..... 28
- Figura 4. Quantidade de algas/m² na comparação em Porto do Mangue (A) e Baía Formosa (B) durante período Chuvoso (C) e Seco (S) ao longo dos meses de coleta. Os boxplots informam mediana (linha dentro das caixas), distribuição de 50% dos valores (caixas), quartis de 25 e 75% (barra vertical), valores extremos (pontos) e diferença estatística (*). 32
- Figura 5. Relação peso total versus comprimento padrão para indivíduos de *Cetengraulis edentulus* (A), *Haemulopsis corvinaeformis* (B), *Menticcirrhus americanus* (C), *Odontognathus mucronatus* (D), *Pellona harroweri* (E) e *Polydactylus virginicus* (F) amostrados em Porto do Mangue no período seco (azul) e chuvoso (vermelho). 34
- Figura 6. Relação peso total versus comprimento padrão para indivíduos de *Lycengraulis grossidens* (A) e *Odontognathus mucronatus* (B) em Baía Formosa no período chuvoso (vermelho) e seco (azul). 35

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Valores do Fator de Inflação da Variância (VIF) na análise de colinearidade dos dados abióticos.	49
Anexo 2. Medidas de desvio padrão, proporção da variância e sua acumulação das Componentes Principais das variáveis abióticas.	49
Anexo 3. Autovetores das variáveis das Componentes Principais das variáveis abióticas.....	50
Anexo 4. Níveis de significância (p) para as comparações por períodos em cada local com relação às principais variáveis ambientais amostradas (Tabela 4). Comparações com diferença estatística foram identificadas com *.	50
Anexo 5. Níveis de significância (p) para as comparações por estações em cada local de coleta. Comparações com diferença estatística foram identificadas com *.	50
Anexo 6. Espécies de peixes coletados nas praias de Baía Formosa (BF) e Porto do Mangue (PM) nos períodos seco e chuvoso durante as coletas. A coluna n representa o número amostral para cada espécie durante o período e local, o comprimento padrão foi analisado em cm e peso total em gramas.....	51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BF	Baía Formosa
EMPARN	Empresa de Pesquisas Agropecuária do Rio Grande do Norte
GPS	Sistema de Posicionamento Global
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IUCN	União Internacional para Conservação da Natureza
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
Máx.	Máximo
Méd.	Médio
Mín.	Mínimo
N	Tamanho amostral
PCA	Análise de Componentes Principais
PERMANOVA	Análise de Variância Permutacional
PM	Porto do Mangue
RN	Rio Grande do Norte
VIF	Fator de Inflação da Variância

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1 CONDIÇÃO CORPORAL	18
3.2 MACROALGAS NO AMBIENTE MARINHO	19
3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ESPÉCIES ESTUDADAS	20
3.4.1 <i>Cetengraulis edentulus</i> (CUVIER, 1829)	20
3.4.2 <i>Chaetodipterus faber</i> (BROUSSONET, 1782).....	20
3.4.3 <i>Eucinostomus argenteus</i> (BAIRD & GIRARD, 1855)	21
3.4.4 <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (STEINDACHNER, 1868)	21
3.4.5 <i>Isopisthus parvipinnis</i> (CUVIER, 1830).....	21
3.4.6 <i>Larimus breviceps</i> (CUVIER, 1830).....	21
3.4.7 <i>Lycengraulis grossidens</i> (SPIX; AGASSIZ, 1829).....	21
3.4.8 <i>Menticirrhus americanus</i> (LINNAEUS, 1758).....	22
3.4.9 <i>Odontognathus mucronatus</i> (LACEPÈDE, 1800)	22
3.4.10 <i>Opisthonema oglinum</i> (LESUEUR, 1818).....	22
3.4.11 <i>Pellona harroweri</i> (FOWLER, 1917)	22
3.4.12 <i>Polydactylus virginicus</i> (LINNAEUS, 1758).....	23
3.4.13 <i>Symphurus plagusia</i> (BLOCH; SCHNEIDER, 1801).....	23
4 MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 ÁREA DE ESTUDO	25
4.1.2 Porto do Mangue	25
4.1.2 Baía Formosa.....	25
4.2 COLETA DE DADOS.....	26

4.2.1 Dados Bióticos	26
4.2.2 Dados Abióticos	27
4.3 ANÁLISE DE DADOS	28
5 RESULTADOS	30
6 DISCUSSÃO	37
7 CONCLUSÕES.....	41
REFERÊNCIAS	42
ANEXOS	49

1 INTRODUÇÃO

Pesquisas sobre a biodiversidade marinha oferecem compreensão sobre a vida marinha e fornecem as evidências necessárias para justificar prioridades de conservação e ações alternativas de manejo para o futuro (GOULLETQUER et. al., 2014). Regiões marinhas costeiras apresentam entrada de material orgânico e particulado, tanto de origem oceânica como continental, resultando em um sistema altamente produtivo (LIÉNART et. al., 2011). As macrófitas que colonizam essas áreas são conhecidas por desempenhar um importante papel biogeoquímico, devido a sua atividade fotossintética e alta demanda de nitrogênio para a produtividade primária (NIZZOLI et. al., 2014).

Há vários registros de bancos de algas marinhas distribuídos em regiões estuarinas e costeiras (COLOMBINI; CHELAZZI, 2003; NISHIJIMA et. al., 2015). Estes bancos podem atuar como substratos biológicos, aumentando a área disponível para a colonização e forrageamento, refúgio contra predadores e condições desfavoráveis, promovendo assim uma complexidade estrutural do habitat (CACABELOS et. al., 2010).

A abundância de macroalgas em ecossistemas aquáticos pode trazer efeitos positivos e/ou negativos para comunidades de peixes (LLORET et. al., 2014). Os bancos de macroalgas podem disponibilizar alimento e abrigo para a fauna aquática (GOMES et. al., 2018), além de ser usado como área de desova e berçário por outras tantas espécies (SOGARD; ABLE, 1991; LE LUHERNE et. al., 2017). Como resultado, esses bancos podem ser caracterizados por uma maior abundância de peixes juvenis em relação a outros habitats marinhos e estuarinos, aumentando significativamente a função de berçário para peixes e invertebrados (SHEPPARD et al., 2011). Por outro lado, devido a influência antropogênica, essas macroalgas podem crescer excessivamente por conta da liberação de matéria orgânica e nutrientes pelo homem na água (MAGALHÃES-NETO et. al., 2015). Esse excesso pode gerar condições de hipóxia ou anóxia, além de produção de substâncias tóxicas podendo assim afetar a ictiofauna local (LE LUHERNE et. al., 2016) ao causar alterações no habitat, nos ciclos biogeoquímicos (PAUMIER et. al., 2018) e nas estruturas das comunidades aquáticas (QUILLIEN et. al., 2015).

Uma das formas de avaliar os efeitos da abundância de macroalgas sobre as populações de peixes se dá através da avaliação da condição corporal, ou fator de condição (GOMES et. al., 2018). A condição corporal é um índice utilizado na ecologia que faz referência ao estado fisiológico ou à saúde de indivíduos (MCPHERSON et. al., 2011). Diante disso, a condição é tratada como uma medida do estado energético e prevê-se que os animais em melhores

condições tenham maiores reservas de energia (geralmente gordura) do que os animais em condições mais precárias (LABOCHA et. al., 2013). Diferentes fatores, como condições gerais do ambiente, qualidade, quantidade e disponibilidade de alimento contribuem para a condição fisiológica de um indivíduo e, desta forma, a condição também pode ser utilizada como uma medida de qualidade ambiental (CRAVARO et. al., 2019). Dentre as consequências da má condição, podemos destacar baixa fecundidade, maturação tardia e aumento na mortalidade natural (ORDINES et. al., 2015).

Estudos mostram que as macroalgas influenciam positivamente na condição corporal de peixes (e.g. ORDINES et. al., 2009; GOMES et. al., 2018). Em contrapartida, excessivas acumulações de bancos de macroalgas, algas destacadas ou senescentes, podem promover a elevada taxa de decomposição e afetar negativamente os processos biogeoquímicos (COUPLAND et. al., 2007), e em última instância, promover a depleção do oxigênio e formação de substâncias tóxicas para a ictiofauna (ORR et. al., 2014). Logo, é necessário avaliar os efeitos da abundância de macroalgas em populações de peixes em geral.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho tem como objetivo avaliar os efeitos da abundância de macroalgas sobre a condição corporal de peixes em duas praias da costa do Rio Grande do Norte.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar a abundância de macroalgas presentes nas praias de Porto do Mangue e Baía Formosa nos períodos seco e chuvoso.
- Comparar a condição corporal de peixes nas praias de Porto do Mangue e Baía Formosa, separadamente, nos períodos seco e chuvoso;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 CONDIÇÃO CORPORAL

A avaliação da condição corporal é um método de identificação do estado de aptidão do animal, utilizando dados de massa corporal e medidas de comprimento (PEIG; GREEN, 2010). Os índices de condição morfométricos (e.g. relação peso-comprimento, índice de massa escalar, índice de condição de Fulton e índice de condição relativo) são muito utilizados em estudos de biologia pesqueira, uma vez que esses podem ser facilmente calculados a partir de variáveis facilmente coletadas e apresentam baixo custo financeiro (LABOCHA et. al., 2013). A proporcionalidade entre medidas corporais dos organismos foi abordada originalmente por Galileu Galilei, onde foi proposto que o volume aumenta com ao cubo da medida linear. Porém, esta proposta foi testada e mostrou-se ineficiente para estudos com peixes, uma vez que diversas espécies a relação de aumento em peso é maior do que em comprimento, assim como o contrário também é verdadeiro (FROESE, 2006). O primeiro índice de condição corporal foi desenvolvido por Fulton, assumindo o cubo da medida linear como referência (LLORET et. al., 2013). Em 1951, Le Cren desenvolveu o índice de condição relativo, que tenta resolver os problemas do índice de Fulton, relacionando o peso do animal com o peso do animal previsto por meio da relação peso-comprimento (LLORET et. al., 2013).

Outra forma de avaliação da condição corporal é o uso da relação peso-comprimento do animal, que possui forte similaridade com o índice de condição corporal (FROESE, 2006). A relação peso-comprimento utiliza a equação $P=aC^b$, onde o peso “P” do indivíduo é relacionado potencialmente ao seu comprimento “C”, sendo “a” o coeficiente de proporcionalidade (ou fator de condição) e “b” quem determina a curvatura da relação entre o peso e o comprimento, ou também conhecido como coeficiente alométrico. De maneira geral, se o valor de “b” for igual a 3 ($b = 3$), diz-se que o crescimento da espécie em questão é do tipo isométrico, ou seja, o peixe cresce em todas as dimensões numa mesma taxa. Quando o $b < 3$, ocorre o crescimento do tipo alométrico negativo, ou seja, o animal cresce mais em tamanho do que em peso. Por fim, quando $b > 3$, diz-se crescimento alométrico positivo, ou seja, crescimento desproporcional em favor ao peso (FROESE et. al., 2011).

A condição corporal pode ser influenciada por diversos aspectos ambientais, tais como temperatura da água, disponibilidade de alimento e concentração de oxigênio (VILA-GISPert; MORENO-AMICH, 2001; PABLO et. al., 2015). O efeito da alimentação sobre a

condição corporal de peixes é, provavelmente, um dos mais estudados. Por exemplo, peixes pelágicos que ingerem mais mesozooplâncton têm melhor condição corporal (PABLO et. al., 2015); estes peixes costeiros sofrem influência da disponibilidade do seu alimento afetando sua condição corporal (HIDDINK et. al., 2011). Poucas pesquisas têm relacionado o efeito das macroalgas sobre a condição, como desenvolvido por Ordines et. al. (2009) e Gomes et. al. (2018), sendo que os dois relataram o efeito benéfico na condição corporal das algas.

Estudos apontam que as macroalgas podem entrar na cadeia alimentar costeira através de diferentes formas, em sua maioria, por meio de matéria orgânica dissolvida ou particulada, e uma pequena parte é consumida por herbívoros (ADIN; RIERA, 2003). Estas podem influenciar na alimentação de forma direta, servindo como alimento aos peixes herbívoros, ou de forma indireta através de processos tróficos em cascata (*bottom-up*; NYUNJA et. al., 2009), uma vez que espécies do zooplâncton, e.g. anfípodas, que habitam os bancos de algas e algas destacadas, podem ser consumidos por peixes (ANDRADES et. al., 2014).

3.2 MACROALGAS NO AMBIENTE MARINHO

As macroalgas marinhas são organismos multicelulares pertencentes a um grupo polifilético, que é dividido em 3 filos principais: Chlorophytas, Rhodophytas e Ochrophytas. São importantes produtores primários, que se distribuem ao longo de todos mares e oceanos, apresentando ampla variedade morfológica (MAGALHÃES-NETO et. al., 2015). Estas têm papel fundamental na regulação do efeito estufa, uma vez que são importantes sequestradores de carbono e seus bancos marinhos tem diminuído a uma taxa de 7% ao ano desde 1990 (LIU et. al., 2019). Entre as variáveis abióticas, a temperatura é um fator chave que determina seus padrões biogeográficos, mas fatores secundários como exposição a ondas, amplitude de marés, radiação solar e salinidade, também influenciam sua distribuição (PUENTE et. al., 2015).

Em todo o mundo, a pressão humana sob os ambientes marinhos tem provocado degradação ambiental, relacionada à poluição urbana, industrial e agrícola, induzindo alterações nas assembleias de peixes costeiras e até mesmo a ciclagem de nutrientes e fornecimento de alimento (GASPAR et. al., 2015). Uma consequência da eutrofização é a promoção de florações de biomassa de macroalgas, causando preocupação global devido a seus impactos ecológicos (GAO et. al., 2017). A produção massiva de macroalgas é caracterizada por um aumento na abundância de poucas espécies da flora, causando redução na biodiversidade de algas marinhas

e impactando a pesca local, que frequentemente é utilizado por peixes como locais de desova e abrigo (FLETCHER, 1996).

Os bancos de macroalgas também podem atuar como produtores primários locais e promover um adequado ambiente para vários organismos, servindo como substrato proporcionando um aumento na complexidade do habitat (CACABELOS et. al., 2010). A estrutura do habitat pode afetar fortemente processos como predação, herbivoria e competição, tendo efeitos na estrutura e funções do ecossistema (VOIGT; HOVEL, 2019). Como por exemplo, via cascata trófica, a perda de predadores de topo pode causar aumento na população de herbívoros e afetar bancos de algas, resultando na perda da complexidade estrutural e serviços vitais de ecossistema (VOIGT; HOVEL, 2019).

3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES RELACIONADAS NO PRESENTE ESTUDO

O presente estudo analisou apenas as espécies listadas abaixo:

3.4.1 *Cetengraulis edentulus* (CUVIER, 1829)

Pertence à família Engraulidae, habita águas costeiras e estuarinas, é planctófago e formador de cardumes (NÓBREGA et. al., 2015). É uma espécie pelágica e apresenta distribuição desde o Golfo do México até o Sul do Brasil (MUNROE et al. 2015A). Encontra-se listada como “menor preocupação” na Lista Vermelha da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza). Popularmente é conhecido por manjuba, manjubinha ou arenque (FIGURA 1A).

3.4.2 *Chaetodipterus faber* (BROUSSONET, 1782)

Pertence à família Ehippidae, habitam águas costeiras em profundidades de até 50m, se alimentam de moluscos, crustáceos e outros invertebrados (NÓBREGA et. al., 2015). Se distribui desde os Estados Unidos até o Sul do Brasil (DOOLEY et. al., 2015). É conhecido popularmente como parum ou enxada (FIGURA 1B).

3.4.3 *Eucinostomus argenteus* (BAIRD & GIRARD, 1855)

Pertence à família Gerreidae, habitam ambientes costeiros com substrato não consolidado até 50 m de profundidade (NÓBREGA et. al., 2015). Se alimenta de invertebrados bentônicos, larvas e copépodos, e se distribui desde os Estados Unidos até o sudeste brasileiro (FRASER; GILMORE, 2015). É popularmente conhecido como carapicu (FIGURA 1C).

3.4.4 *Haemulopsis corvinaeformis* (STEINDACHNER, 1868)

Pertencente à família Haemulidae, o *H. corvinaeformis* (STEINDACHNER, 1868) é abundante em praias arenosas e estuários, e se alimenta de invertebrados bentônicos, algas e outros peixes (NÓBREGA et al., 2015). Ocorre desde o Mar do Caribe até o Sudeste do Brasil, habitando profundidades de até 50m (ANDERSON et. al., 2015). Conhecido popularmente por coró branco ou roncador (FIGURA 1D).

3.4.5 *Isopisthus parvipinnis* (CUVIER, 1830)

Pertence à família Sciaenidae, habitando fundos arenosos ou lamosos, e se alimenta principalmente de pequenos camarões (NÓBREGA et. al., 2015). Se distribui desde o mar do Caribe até o Sul do Brasil, habitando profundidades de até 45 m (SOCORRO; MIRANDA, 2015). Popularmente conhecido como pescada de dente (FIGURA 1E).

3.4.6 *Larimus breviceps* (CUVIER, 1830)

Pertence à família Sciaenidae, é comum em ambientes costeiros e estuários, se alimentam principalmente de outros peixes e crustáceos bentônicos (NÓBREGA et. al., 2015). Ocorre desde o Mar do Caribe até o Rio Grande do Sul, é uma espécie capturada acidentalmente na pesca arrasto de camarão (SOCORRO et. al., 2015). É conhecido comumente por boca-mole ou cangoá (FIGURA 1F).

3.4.7 *Lycengraulis grossidens* (SPIX; AGASSIZ, 1829)

Pertencente à família Engraulidae, habitam águas rasas costeiras e, frequentemente, fundos lodosos, se alimentando de pequenos peixes e crustáceos (MUNROE et. al., 2015B). Se distribui desde o Norte da Argentina até o Golfo do México, conhecido pelos pescadores locais por arenque ou manjubão (NÓBREGA et. al., 2015; FIGURA 1G).

3.4.8 *Menticirrhus americanus* (LINNAEUS, 1758)

Pertence à família Sciaenidae, sendo comuns em praias de fundos com areia, lodo ou cascalho, em profundidades de até 20 m (NÓBREGA et. al., 2015). O *M. americanus* (LINNAEUS, 1758) se alimentam principalmente de poliquetas, peixes e crustáceos, e se distribui desde os Estados Unidos até a Argentina (CHAO et. al., 2015). É conhecido popularmente por judeu ou judeu-mulato (FIGURA 1H).

3.4.9 *Odontognathus mucronatus* (LACEPÈDE, 1800)

Pertence à família Pristigasteridae, habitando preferencialmente águas costeiras com fundos lamosos. Se alimenta de zooplâncton e ocorre desde a Venezuela até o Uruguai (DI DARIO et. al., 2017). É popularmente conhecida como Sardinha-branca ou Arenque-branco (FIGURA 1I).

3.4.10 *Opisthonema oglinum* (LESUEUR, 1818)

Pertence à família Clupeidae, habita águas costeiras de até 50 m de profundidade (NÓBREGA et. al., 2015). Se alimentam principalmente de copépodos e pequenos peixes e camarões, e se distribuem desde os Estados Unidos até o Uruguai (MUNROE et. al., 2015C). É popularmente conhecida por sardinha verdadeira (FIGURA 1J).

3.4.11 *Pellona harroweri* (FOWLER, 1917)

Pertence à família Pristigasteridae, é uma espécie costeira e habita fundos arenosos ou lodosos, e se alimenta de copépodos, luciferídeos e outros crustáceos, ocorrendo em profundidades de até 50m (NÓBREGA et. al., 2015), possui baixo valor comercial e facilmente é encontrado em pesca de arrasto de fundo (DI DARIO, 2017). Usualmente é conhecida por Sardinha-manteiga (FIGURA 1K).

3.4.12 *Polydactylus virginicus* (LINNAEUS, 1758)

Pertence à família Polynemidae, podendo habitar estuários e praias costeiras e se alimenta de crustáceos, chaetognathos, poliquetas e peixes (MCEACHRAN et. al., 2015). Ocorre desde a costa dos Estados Unidos até a Bahia no Brasil (FROESE; PAULY, 2018). Espécie popularmente conhecida por barbudo (FIGURA 1L).

3.4.13 *Symphurus plagusia* (BLOCH; SCHNEIDER, 1801)

Pertence à família Cynoglossidae, é uma espécie costeira que pode habitar profundidades de até 75m e se alimenta de pequenos invertebrados bentônicos (NÓBREGA et. al., 2015). Ocorre desde o Mar do Caribe, costa da América Central e na América do Sul até Santa Catarina (MUNROE, 2015). É conhecida popularmente por Solha ou Linguado (FIGURA 1M).

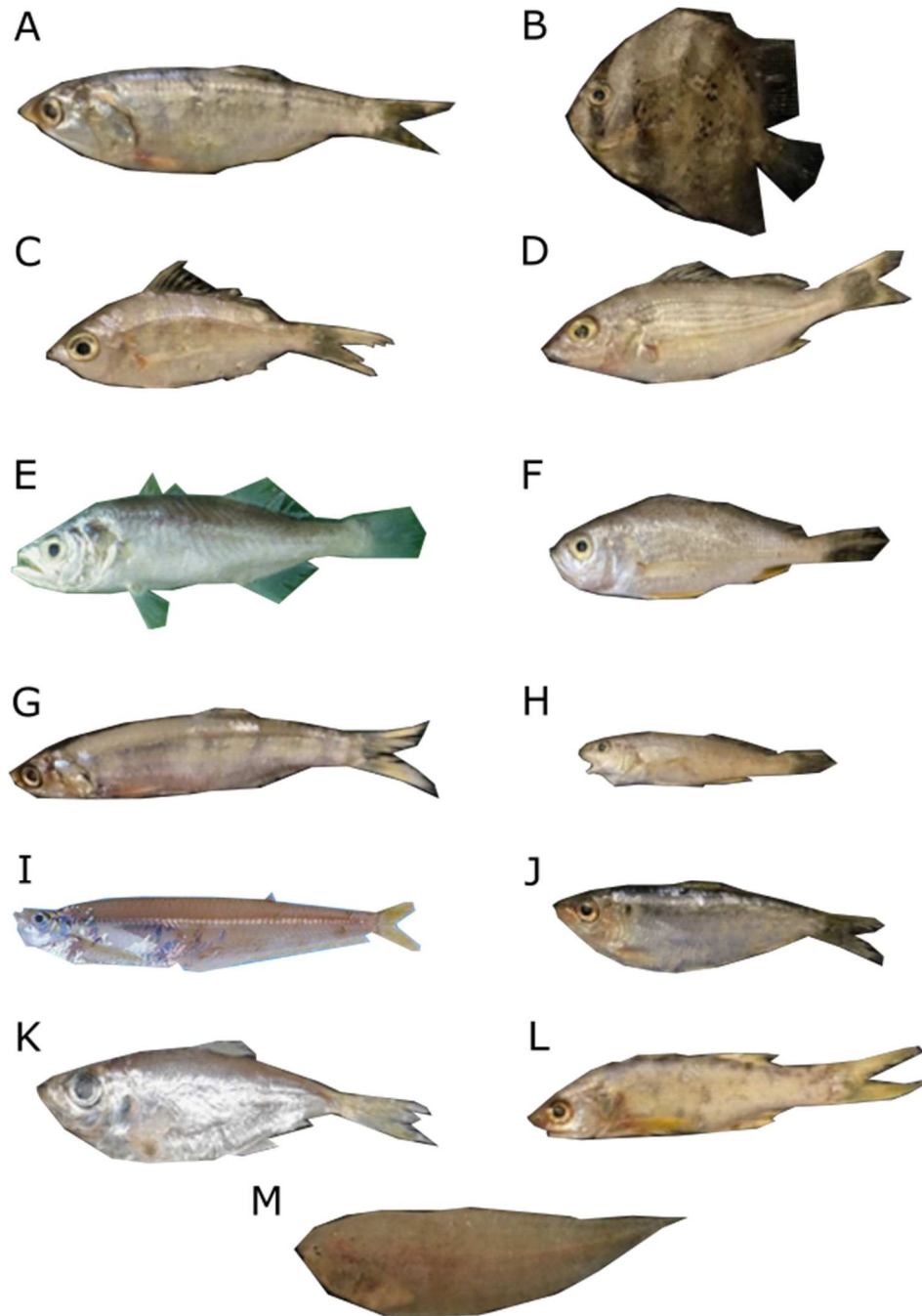


Figura 1. Imagens dos peixes coletados nas praias de Baía Formosa e Porto do Mangue, Rio Grande do Norte, Brasil. As letras representam os nomes científicos das respectivas espécies: A – *Cetengraulis edentulus*; B – *Chaetodipterus faber*; C – *Eucinostomus argenteus*; D – *Haemulopsis corvinaeformis*; E – *Isopisthus parvipinnis*; F – *Larimus breviceps*; G – *Lycengralis grossidens*; H – *Menticcirhus americanus*; I – *Odontognathus mucronatus*; J – *Opisthonema oglinum*; K – *Pellona harroweri*; L – *Polydactylus virginicus*; e M – *Symphurus plagusia*.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

4.1.2 Porto do Mangue

O município de Porto do Mangue pertence à mesorregião Oeste do Estado do Rio Grande do Norte (RN) e dispõe de um dos estuários que drenam a bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açú (Figura 14). A pluviosidade média anual da região está entre 600 a 800 mm (PINHEIRO et. al., 2010) e apresenta um clima semiárido e quente (CPRM, 2005A). É um município de grande importância para a atividade pesqueira do RN, com produção média anual de 250 toneladas de pescado (IDEMA, 2008A).

4.1.2 Baía Formosa

É um município pertencente à mesorregião Leste do Estado do RN, apresentando uma baía na região litorânea, fazendo parte da bacia hidrográfica do Rio Curimataú e do Rio Guaiú (Figura 14). Apresenta precipitação média variando de 800 a 1.600mm anuais (PINHEIRO et. al., op. cit.) e clima tropical chuvoso (CPRM, 2005B). A pesca realizada na região rende mais de 350 toneladas de pescado/ano, sendo capturados peixes, lagostas, camarões e outros (IDEMA, 2008B), mostrando assim sua importância econômica para o município e o estado.

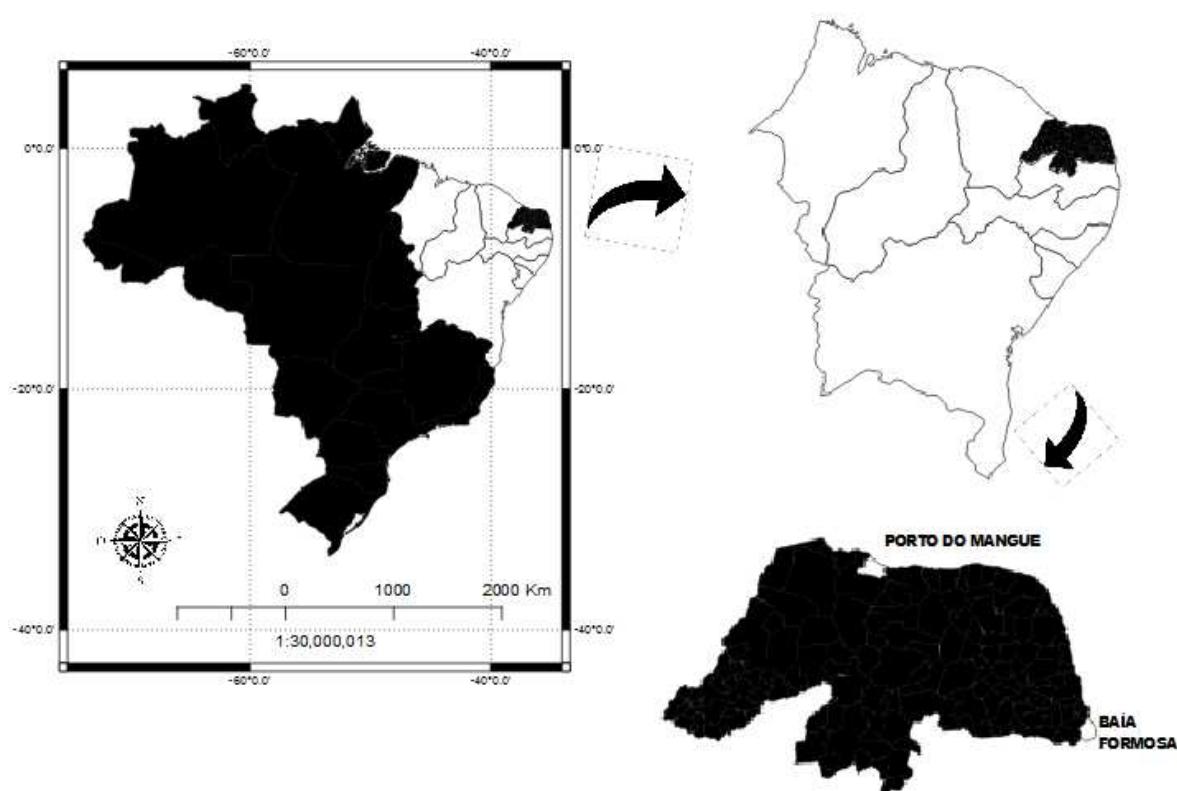


Figura 2. Área de amostragem indicando a localização dos municípios de Porto do Mangue e Baía Formosa, na costa do Rio Grande do Norte, Brasil.

4.2 COLETA DE DADOS

Durante o período de maio de 2017 até junho de 2018 foram realizadas coletas mensais em Porto do Mangue e Baía Formosa, alternando os meses entre os locais. Foram utilizados barcos pesqueiros para a realização dos arrastos de fundo com portas do tipo camaroeiro na área costeira dos municípios. As coletas dos meses de março e abril de 2018 não foram realizadas devido à manutenção da embarcação utilizada nas amostragens.

4.2.1 Dados Bióticos

Para a coleta do material biológico, foram utilizadas redes de arrasto de fundo com portas, sendo que a rede utilizada em Porto do Mangue possui abertura inferior de 16,9 m e a de Baía Formosa 13,0 m, ambas as redes têm comprimento entre nós opostos de 40 mm. Em cada coleta foram realizados 6 arrastos de 20 minutos. Após cada arrasto, os peixes foram

separados e armazenados em caixas térmicas com gelo para posterior processamento. As algas coletadas em cada arrasto foram acondicionadas em uma rede para pesagem em balança de mão tipo alicate, sendo quantificadas em peso de algas/m². Onde foi aferido o peso total das algas do arrasto (em gramas) dividido pela área amostrada (m²) durante o arrasto.

Em laboratório os peixes foram identificados a nível de espécie com auxílio de bibliografia especializada (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; NÓBREGA et. al., 2015) e foram mensurados o comprimento padrão (Cp; mm) e o peso total (Pt; g).

4.2.2 Dados Abióticos

Em cada arrasto foi amostrada água de fundo com auxílio de garrafa de van Dorn, para determinação da temperatura de fundo (°C; com auxílio de um termômetro digital) e pH (adimensional; através de um pHmetro digital), sendo ainda separadas amostras de água para posteriores análises em laboratório, dos seguintes parâmetros: quantificação de oxigênio dissolvido (mg/L, OD, Método de Winkler), salinidade (PSU, refratrômetro manual), fósforo total dissolvido (mg/L, FTD, Método de Valderrama), carbono total (mg/L, CT, TOC Analyzer) e nitrogênio total (mg/L, NT, TOC Analyzer). As amostras de água foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo. Também foi medida a temperatura superficial da água, posteriormente usada para determinar a temperatura média (Temp.; °C), utilizando a média entre a temperatura de fundo e superfície. Por fim foi mensurada a transparência da água (cm) através de disco de Secchi e para coleta de matéria orgânica (mg/L, MO, Método por perda de massa por ignição) do substrato com auxílio de uma draga de fundo do tipo van Veen.

Foram registradas a profundidade em ecobatímetro e as coordenadas iniciais e finais, de cada arrasto, através de GPS. A distância percorrida pelo arrasto foi determinada a partir da Calculadora Geográfica do site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2018), utilizando as coordenadas iniciais e finais, e foram utilizadas para a determinação da área arrastada multiplicando pela abertura inferior da rede usadas no arrasto.

Dados diários da pluviosidade foram obtidos na Empresa de Pesquisas Agropecuárias do Rio Grande do Norte (EMPARN; Figura 15), e foram acumulados mensalmente, mostrando a variação anual da precipitação. Períodos chuvoso e seco foram definidos como primeiro e segundo semestre do ano, respectivamente, seguindo a definição vigente para o Nordeste do Brasil (MARENGO et. al., 2011; SILVA et. al., 2011).

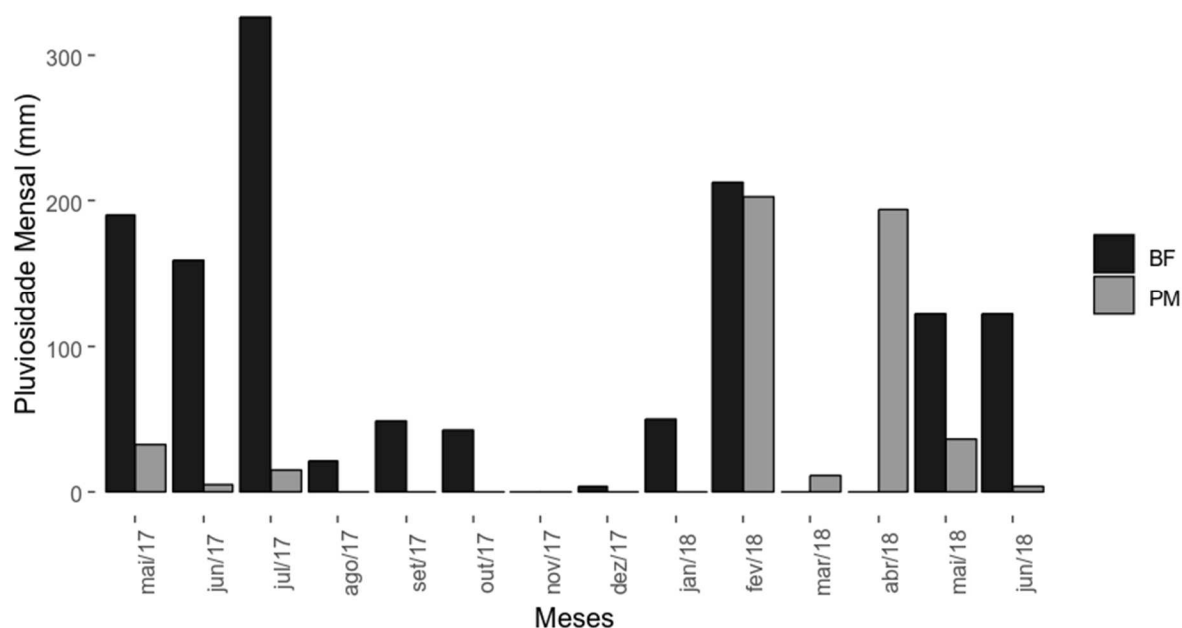


Figura 3. Pluviosidade dos municípios de Baía Formosa (BF) em cinza escuro e Porto do Mangue (PM) em cinza claro desde maio de 2017 a junho de 2018. FONTE: EMPRESA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS DO RIO GRANDE DO NORTE – EMPARN, 2019.

4.3 ANÁLISE DE DADOS

Os dados biométricos de peso total e comprimento padrão dos peixes foram linearizados através de logaritmo neperiano ($\ln$), ajustados em funções lineares (1) e separados por espécie

$$\ln W = \ln a + b \ln L \quad (1)$$

Os resíduos da relação peso-comprimento foram analisados quanto a presença de outliers e removidos da análise os possíveis valores discrepantes. Logo após as relações peso-comprimento linearizadas foram comparadas par a par, entre as estações em cada local amostrado entre os períodos, através de análise permutacional “PERMUCO” (FROSSARD; RENAUD, 2018), utilizando como referência um nível de significância de 5%.

Os parâmetros abióticos e de abundância de algas foram avaliados quanto à presença de outliers e remoção destes, e posterior substituição dos dados perdidos, por meio imputação de dados (pacote “mice”; VAN BUUREN; GROOTHUIS-OUDSHOOR, 2011). Foi realizada

análise de colinearidade destas variáveis através do Fator de Inflação da Variância ($VIF < 3$; ZUUR et al., 2010) e análise dos autovetores das componentes principais (PCA) para redução das variáveis, e análise do Critério de Kaiser-Meyer-Olkin ($KMO > 0,5$; GAZZAZ et. al., 2012). As variáveis foram classificadas com relação ao grau de importância descritiva por meio de Random Forest (LIAW; WIENER, 2002). E foi realizada PERMANOVA comparando individualmente as duas principais variáveis com maior importância na classificação do Random Forest nos períodos e locais amostrados, e também com as variáveis ambientais e abundância de algas selecionadas após análise exploratória entre os períodos em cada local de coleta para caracterizar as estações em cada local.

5 RESULTADOS

Após análise exploratória das variáveis ambientais e abundância de algas (Anexo 1, 2, 3), foram removidos da análise os parâmetros fósforo total dissolvido da água, profundidade (colinearidade) e pH (autovetores), sendo que para a análise, as variáveis selecionadas foram classificadas como um conjunto de dados adequado ($KMO=0,54$). A quantidade de matéria orgânica do solo e abundância de macroalgas foram as principais variáveis na classificação feita pela Random Forest (Tabela 1). A PERMANOVA mostrou que a matéria orgânica no solo foi semelhante entre as estações em ambos locais ($p > 0,05$; Anexo 4). Com relação a abundância de macroalgas, foi possível determinar diferença significativa de macroalgas entre as estações na Baía Formosa ($p < 0,01 = 0,006$; Tabela 2; Figura 16), enquanto que na região de Porto Mangue não houve diferença significativa de abundância entre as estações ($p > 0,05$, tab 2, fig 16), no entanto, foi possível determinar um considerável incremento na abundância de macroalgas durante o período chuvoso, quando comparado ao período seco (fig 16). Diante disso, o período chuvoso foi estabelecido como o período em que há abundância de macroalgas e o período seco a situação com menor abundância. Na caracterização ambiental, a PERMANOVA mostrou que as variáveis ambientais e abundância de algas foram diferentes entre os períodos em Baía Formosa ($p < 0,01$), mas em Porto do Mangue não houve diferença significativa entre as estações ($p > 0,05$; Anexo 5).

Tabela 1. Ordenamento decrescente da importância das variáveis avaliadas por meio da técnica Random Forest, sendo quantificado pela Diminuição Média Gini das variáveis.

Variáveis	Diminuição Média Gini
Matéria Orgânica (mg/L)	12,304
Algas (g/m ²)	10.719
Oxig. Dissolv. (mg/L)	6.867
Temperatura (°C)	5.842
Salinidade (PSU)	5.497
Nitrogênio Total (mg/L)	4.303
Carbono Total (mg/L)	3.720

Secchi (m)

3.221

Tabela 2. Valores médios e respectivo desvio padrão das variáveis ambientais e abundância de algas coletadas em Baía Formosa (BF) e Porto do Mangue (PM) durante os períodos chuvoso (C) e seco (S) ao longo do estudo.

Variáveis	BF-C		BF-S		PM-C		PM-S	
	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio
Matéria Orgânica (mg/L)	6.76	2.463	5.45	1.297	1.26	1.021	0.62	0.322
Algas (g/m ²)	0.18	0.230	0.01	0.004	1.54	2.362	0.33	0.257
Oxig. Dissolv. (mg/L)	7.09	0.626	6.32	1.300	6.01	0.986	5.74	0.520
Temp. (°C)	27.3	1.78	27.2	2.10	27.0	1.80	27.1	0.82
Salinidade (PSU)	37.3	2.22	28.9	3.98	36.7	3.53	33.7	4.73
Nitrogênio Total (mg/L)	0.26	0.167	0.11	0.043	0.21	0.081	0.23	0.170
Carbono Total (mg/L)	2.97	1.353	2.13	0.943	2.91	1.936	3.18	2.283
Secchi (m)	2.7	2.03	2.0	1.03	1.6	0.64	1.2	0.71

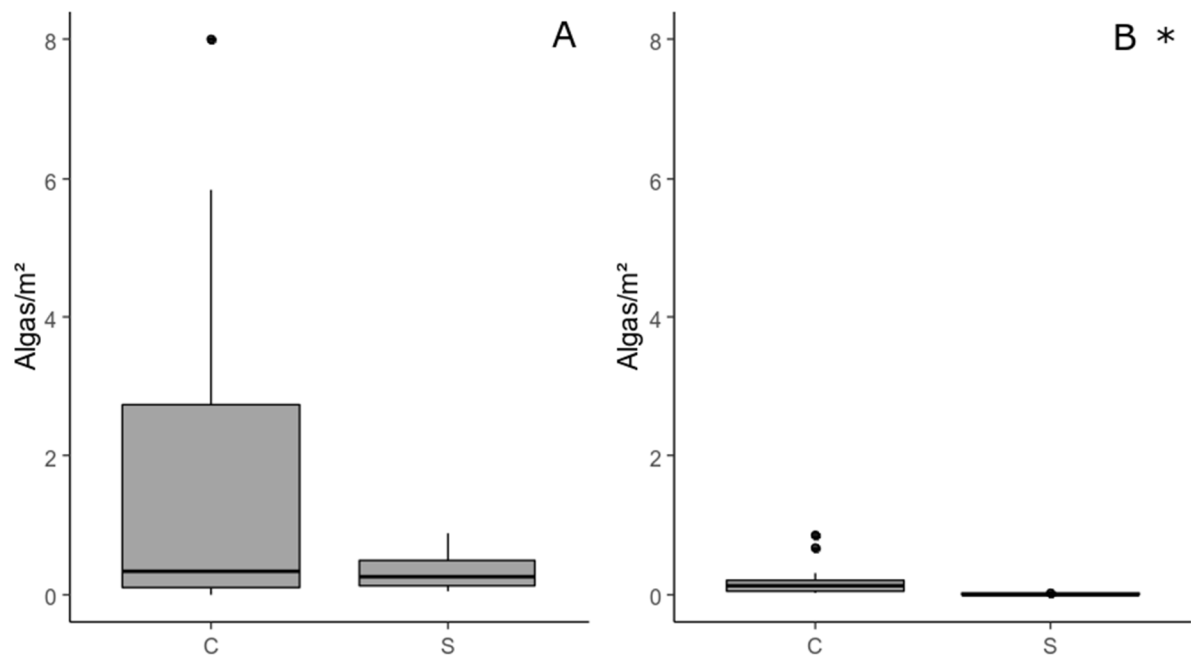


Figura 4. Quantidade de algas/m² na comparação em Porto do Mangue (A) e Baía Formosa (B) durante período Chuvoso (C) e Seco (S) ao longo dos meses de coleta. Os boxplots informam mediana (linha dentro das caixas), distribuição de 50% dos valores (caixas), quartis de 25 e 75% (barra vertical), valores extremos (pontos) e diferença estatística (*).

Foi coletado um total de 18.466 indivíduos, distribuídos entre 30 famílias e 61 espécies (Anexo 6). Destas, 13 espécies foram analisadas, sendo que a maioria dos indivíduos utilizados nesta pesquisa são juvenis, como se pode observar no Anexo 6, que indica o comprimento padrão e peso total médio e desvios.

Em Porto do Mangue, observou-se que a condição corporal dos peixes foi superior para ambientes com maior abundância de algas, mesmo sem apresentar aumento estatisticamente significativo. Dentro de Porto do Mangue, nove espécies satisfizeram a condição de número mínimo de indivíduos ($N > 20$), das quais cinco espécies (*Cetengraulis edentulus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Odontognathus mucronatus*, *Pellona harroweri* e *Polydactylus virginicus*; Figura 17, exceto 17C) apresentaram melhor condição no período chuvoso quando compara ao período seco, enquanto apenas uma espécie (*Menticirrhus americanus*; Figura 17C) apresentou melhor condição durante o período seco. Foi possível ainda determinar que três espécies não sofreram alterações entre os períodos (PERMUCO; $p < 0,05$; Tabela 3).

Na comparação por estações em Baía Formosa, apenas 8 espécies satisfizeram a condição de tamanho amostral mínimo de 20 indivíduos para cada comparação. Destas, somente *Lycengraulis grossidens* e o *Odontognathus mucronatus* apresentaram melhor condição no período chuvoso (PERMUCO; $p < 0,05$; Tabela 4; Figura 18) e as demais espécies não apresentaram diferenças significativas na condição corporal.

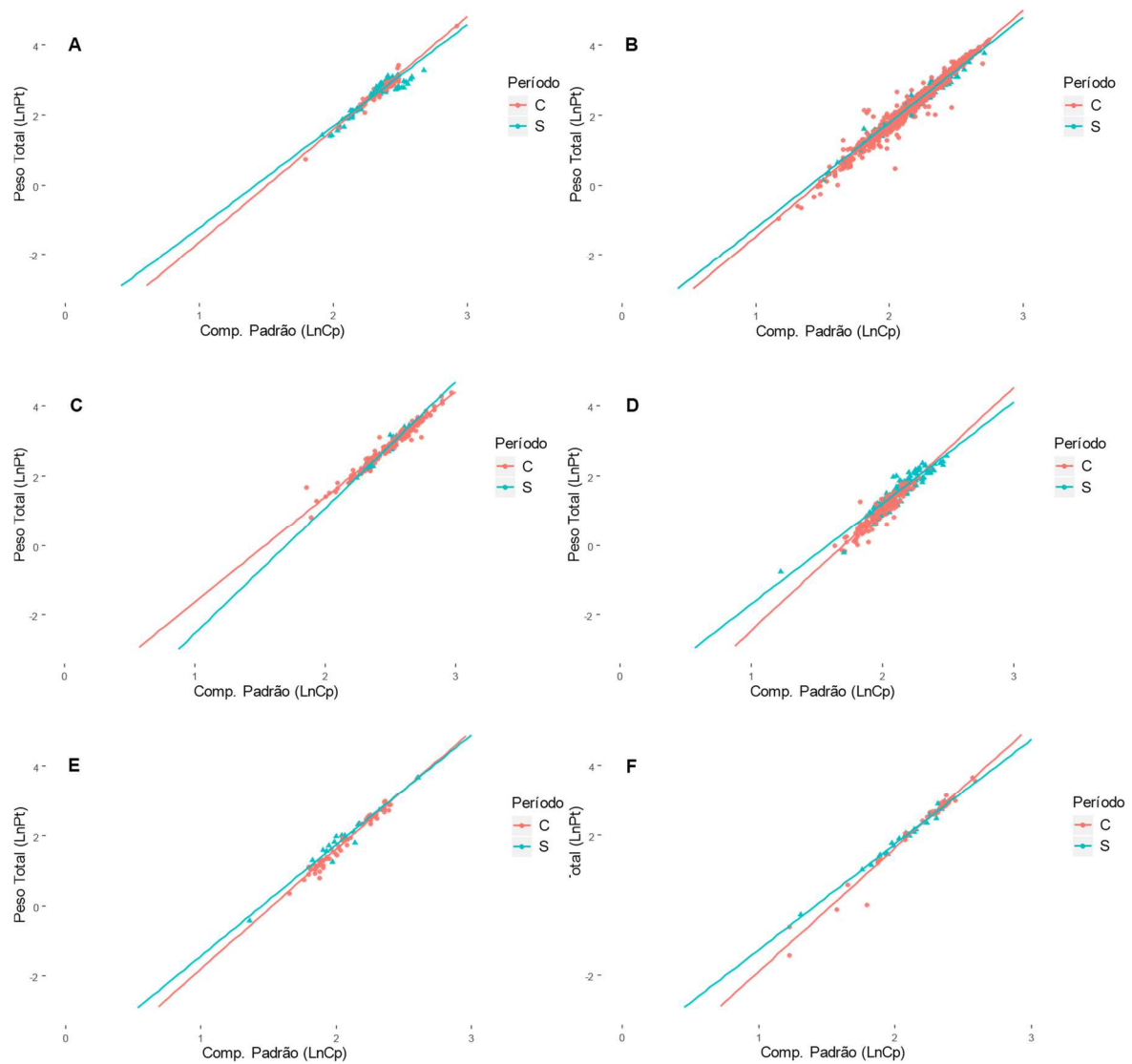


Figura 5. Relação peso total versus comprimento padrão para indivíduos de *Cetengraulis edentulus* (A), *Haemulopsis corvinaeformis* (B), *Menticirrhus americanus* (C), *Odontognathus mucronatus* (D), *Pellona harroweri* (E) e *Polydactylus virginicus* (F) amostrados em Porto do Mangue no período seco (azul) e chuvoso (vermelho).

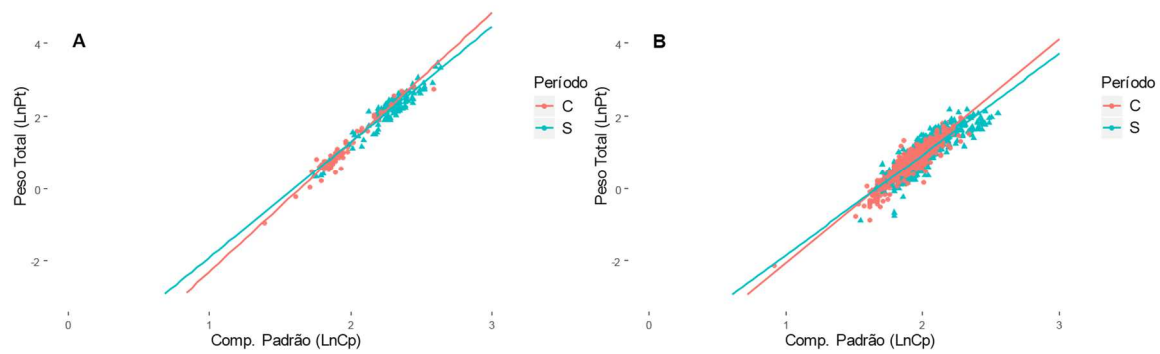


Figura 6. Relação peso total versus comprimento padrão para indivíduos de *Lycengraulis grossidens* (A) e *Odontognathus mucronatus* (B) em Baía Formosa no período chuvoso (vermelho) e seco (azul).

Tabela 3. Valores coeficientes da equação e nível de significância para exemplares coletados em Porto Mangue para a comparação entre o período Seco (PM-S) e Chuvoso (PM-C). Espécies que apresentaram diferença estatística estão marcadas com *.

Espécie	PM-S			PM-C			p
	n	b	a	n	b	a	
<i>Cetengraulis edentulus</i> *	89	2,9014	-4,121	150	3,2256	-4,864	0,0201
<i>Chaetodipterus faber</i>	25	3,0859	-3,474	81	3,1827	-3,632	0,3940
<i>Eucinostomus argenteus</i>	57	2,8143	-3,589	86	3,1957	-4,264	0,2452
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> *	1.601	3,0144	-4,238	134	3,2302	-4,700	0,0004
<i>Menticirrhus americanus</i> *	25	3,6133	-6,146	174	3,0255	-4,661	0,0039
<i>Odontognathus mucronatus</i> *	176	2,9098	-4,608	149	3,5011	-5,977	0,0001
<i>Opisthonema oglinum</i>	38	2,4360	-3,450	59	2,6058	-3,436	0,9800
<i>Pellona harroweri</i> *	55	3,1619	-4,588	23	3,4009	-5,195	0,0395
<i>Polydactylus virginicus</i> *	36	3,0189	-4,292	24	3,5237	-5,416	0,0135

Tabela 4. Valores do comprimento padrão, peso total, coeficientes da equação e nível de significância do teste para a comparação entre o período Seco (BF-S) e Chuvoso (BF-C) em Baía Formosa. Espécies que apresentaram diferença estatística estão marcadas com *.

Espécie	BF-S			BF-C			p
	n	b	a	n	b	a	
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	605	3,1501	-5,001	3285	3,0041	-4,860	0,0603
<i>Larimus breviceps</i>	580	2,9154	-4,359	133	2,9262	-4,391	0,6204
<i>Lycengraulis grossidens</i> *	69	3,1791	-5,076	122	3,5600	-5,846	0,0086
<i>Odontognathus mucronatus</i> *	1473	2,7851	-4,635	642	3,0933	-5,159	0,0001
<i>Pellona harroweri</i>	2412	2,9535	-4,324	659	2,9802	-4,368	0,4095
<i>Polydactylus virginicus</i>	221	3,3189	-4,938	59	3,1965	-4,698	0,0683
<i>Symphurus plagusia</i>	44	3,1329	-5,271	43	3,1057	-5,249	0,9290

6 DISCUSSÃO

No presente estudo, foi avaliada a condição corporal de peixes em Porto do Mangue e Baía Formosa e relacionada à abundância de macroalgas presentes no ambiente. Os resultados sugeriram que a condição corporal em diversas espécies de peixes melhora quando a abundância de macroalgas no ambiente é maior, possivelmente acarretando um efeito positivo no desenvolvimento do animal. Das 13 espécies analisadas, seis desenvolveram melhor condição em períodos com maior abundância de algas, seis não foram afetadas pelo aumento na abundância de algas e somente uma espécie apresentou melhor condição durante o período com menor abundância de algas. Resultados similares foram descritos por Ordines et. al. (2009), os quais descreveram uma melhor relação da condição dos peixes com ambientes que apresentaram maior quantidade de nutrientes e macroalgas, atribuindo o aumento da aptidão dos indivíduos de *Scorpaena notata* aos processos de cascata trófica promovidas pela presença de macroalgas. Gomes et. al. (2018) também sugerem o efeito positivo das macroalgas na condição corporal de peixes da família Sciaenidae na costa do Espírito Santo, atribuindo ainda melhor condição à presença da macroalga como fonte de carbono para a cadeia alimentar que suportam os peixes. Os resultados citados anteriormente corroboram nossos achados, destacando que a presença de macroalga promove processos *bottom-up* gerando melhora na condição corporal de alguns peixes. Assim, a melhor condição corporal das espécies de peixes, no período de maior abundância de macroalgas, na costa do Rio Grande do Norte, pode estar associada ao fato dos peixes nesse período possam ter maior disponibilidade de alimento, quando comparados com a estação na qual a abundância de algas diminui.

A complexidade de habitat promovida pela presença de macroalgas tem sido considerada como um fator importante para assembleias de peixes, particularmente para àqueles em estágios de desenvolvimentos iniciais (ORDINES et. al., 2015). A disponibilidade do habitat mais complexo é um importante preditor para explicação do aumento da abundância e riqueza da epifauna (ATTRILL et. al., 2000; VEIGA et. al., 2014). Isso evidencia a importância da macroalga como fator que desenvolve a complexidade estrutural do habitat, fornecendo abastecimento alimentar e abrigo contra predadores (GARTNER et. al., 2013). Sugere-se que as macroalgas estimulam a produção secundária, como o aumento da densidade de pequenos crustáceos onívoros e detritívoros em zonas costeiras (ORR et. al., 2014). E também relacionam o aumento na abundância de macroalgas em praias costeiras com o

aumento na densidade e biomassa de peixes e riqueza de espécies durante esse período (ANDRADES et. al., 2014). Por tanto, a complexidade estrutural nestes habitats fornece múltiplos nichos espaciais e tróficos disponíveis para peixes juvenis podendo gerar melhorias em sua condição corporal. Dentre as seis espécies que exibiram melhor condição durante a estação de maior abundância de macroalgas, todas se alimentam preferencialmente de pequenos peixes e invertebrados bentônicos (vide Referencial Teórico).

Nessa perspectiva, anfípodes, isópodes e dípteros se destacam como os principais herbívoros de macroalgas marinhas (COLOMBINI; CHELAZZI, 2003; ORR et. al. 2014), sendo anfípodes o grupo mais abundante. De acordo com Crawley e Hyndes (2007), o anfípodo, *Allorchestes compressa* encontradas em bancos de macroalgas, mostrou-se um importante elo entre os produtores primários e os consumidores secundários destes habitats. Análises de isótopos estáveis de carbono mostraram que as macroalgas fornecem uma fonte de carbono para organismos herbívoros, que podem ser transferidos para níveis tróficos superiores Gomes et. al. (2018). Estudos com alimentação de carangídeos demonstraram o consumo preferencial de anfípodos, mysidaceos e isópodos, que eram justamente os organismos comumente encontrados entre as macrófitas (ANDRADES et. al., 2014). Então, fica claro que ambientes ricos em macroalgas podem disponibilizar mais alimento para a comunidade local de peixes, o que pode também estar ocorrendo na costa do RN. Essa maior disponibilidade de alimento pode promover uma melhor condição corporal dos indivíduos, que pode ser traduzida em melhor sobrevivência, recrutamento e capacidade reprodutiva (CASINI et. al., 2011).

De acordo com os resultados, observamos que durante a maior abundância de algas associada a relação peso-comprimento, analisando comprimentos semelhantes, em geral, os peixes de pequeno tamanho têm menor peso e os peixes maiores possuem maior peso, quando comparados aos indivíduos no período de menor abundância de macroalgas (Figura 17, exceto 17C). A abertura bucal é uma importante restrição do consumo de faixas de tamanhos de presas vulneráveis a um tamanho de predador (LI et. al., 2013), podendo estar relacionada à baixa disponibilidade de alimento para os peixes em tamanhos menores e maior disponibilidade de alimento para os indivíduos maiores. Este resultado foi similar ao encontrado por Gomes et. al. (2018), que afirmaram que o efeito da abundância de algas pode desempenhar um papel importante na condição corporal dos peixes de diferentes tamanhos. Apesar que a relação peso-comprimento entre os períodos apresentou uma sobreposição substancial, porém sua comparação é significativa.

Os parâmetros ambientais e de abundância de algas em Baía Formosa variaram entre os períodos chuvoso e seco. Podemos observar que as quantidades de carbono dissolvido, nitrogênio total e macroalgas aumentaram durante o período chuvoso e foram os principais fatores que levaram à diferença entre os períodos amostrados. O município de Baía Formosa está localizado numa região de alta precipitação (quando comparada com a região nordeste; até 1.600 mm/ano) e possui diversas fazendas canavieiras que podem lixiviar nutrientes utilizados em fertilizantes do solo e serem levados ao mar através do Rio Curimataú. Segundo Miranda et. al. (2006), a modulação da maré e a descarga fluvial do Rio Curimataú têm papel importante no estuário, apesar de estar localizado a aproximadamente 6 km de distância à montante do estuário. É possível que a praia de Baía Formosa tenha recebido esses nutrientes (carbono e nitrogênio total), proporcionando o aumento na abundância de algas durante o período chuvoso. Por outro lado, Porto do Mangue não apresentou diferenças ambientais significativas entre as estações de coleta, o que pode ter ocorrido pela baixa pluviosidade no período chuvoso e pela presença da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves em sua bacia de drenagem. Tanto a barragem como a baixa pluviosidade podem ter provocado uma redução da entrada de água doce no ambiente marinho não afetando as condições ambientais e de abundância de algas.

A técnica de classificação multivariada Random Forest é uma ferramenta recente, e vem sendo empregada para determinar os principais efeitos de interações em grandes conjuntos de dados (MILLER et. al., 2014; YANG; GU, 2014). E determinou nesta avaliação que as variáveis matéria orgânica do solo e abundância de algas foram classificadas como as variáveis preditoras com maior influência descritiva (Tabela 1). Em relação à matéria orgânica no substrato como a principal variável descritiva se deve por conta da comparação entre os locais de coleta e sua marcante diferença (Tabela 2), porém essa situação não é foco do trabalho, pois não foram comparadas as variáveis entre os locais amostrais. A matéria orgânica no substrato não variou significativamente entre períodos seco e chuvoso em ambos locais.

Ao avaliarmos a abundância de algas, os dois ambientes apresentaram incremento de abundância durante o período chuvoso. Contudo, a diferença não foi significativa para Porto do Mangue, onde aparentemente as variáveis ambientais amostradas não foram suficientes para explicar o aumento observado. Diversos fatores podem explicar o estabelecimento de bancos de macroalgas, por exemplo temperatura e salinidade da água, exposição a ondas, radiação solar e substrato (RAMOS et. al., 2012; RAMOS et. al., 2014). Apesar que, em ambas as praias, não resultou numa clara justificativa, a partir das variáveis avaliadas, do que possa ter influenciado

a abundância de macroalgas, se faz necessário pesquisas mais detalhadas com relação aos fatores que interferem na abundância de macroalgas em diversos ambientes.

7 CONCLUSÕES

Este estudo suporta a hipótese que o aumento na abundância de macroalgas altera o ambiente, podendo incrementar a complexidade estrutural dos habitats avaliados e resultando na melhoria da condição corporal da metade das espécies analisadas. Diversos fatores podem contribuir para esse resultado, como o aumento da abundância de macroalgas durante o período chuvoso e a promoção de processos na cadeia alimentar (*bottom-up*), causando aumento na disponibilidade de alimento para os peixes durante este período de maior abundância. Contudo, nossos resultados não permitem atribuir relação de causa e efeito a nenhum destes fatores.

REFERÊNCIAS

- ADIN, R.; RIERA, P. 2003. Preferential food source utilization among stranded macroalgae by *Talitrus saltator* (Amphipod, Talitridae): a stable isotopes study in the northern coast of Brittany (France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56, 91-98.
- ANDERSON, W.; COWAN, J.; LINDEMAN, K.; PADOVANI-FERREIRA, B.; ROCHA, L.A. 2015. *Haemulopsis corvinaeformis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.
- ANDRADES, R.; GOMES, R. P.; PEREIRA-FILHO, G. H.; SOUZA-FILHO, J. F.; ALBUQUERQUE, C. Q.; MARTINS, A. S. 2014. The influence of allochthonous macroalgae on the fish communities of tropical sandy beaches. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 144, 75-81.
- ATTRILL, M. J.; STRONG, J. A.; ROWDEN, A. A. 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? **Ecography**, 23, 114-121.
- CACABELOS, E.; OLABARRIA, C.; INCERA, M.; TRONCOSO, J. S. 2010. Effects of habitat structure and tidal height on epifaunal assemblages associated with macroalgae. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 89(1), 43-52.
- CASINI, M.; KORNILOVS, G.; CARDINALE, M.; MÖLLMANN, C.; GRYGIEL, W.; JONSSON, P.; RAID, T.; FLINKMAN, J.; FELDMAN, V. 2011. Spatial and temporal density dependence regulates the condition of central Baltic Sea clupeids: compelling evidence using an extensive international acoustic survey. **Popul. Ecol.**, 53, 511-523.
- CHAO, L.; ESPINOSA-PEREZ, H.; SOCORRO, O. A.; VILWOCK DE MIRANDA, L.; VIEIRIA, J. P.; BRICK PERES, M.; HAIMOVICI, M.; FREDOU, F. L.; PADOVANI-FERREIRA, B. 2015. *Menticirrhus americanus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.
- COLOMBINI, I; CHELAZZI, L. 2003. Influence of marine allochthonous input on sandy beach communities. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, 41, 115-159.
- COUPLAND, G. T.; DUARTE, C. M.; WALKER, D. I. 2007. High Metabolic Rates in Beach Cast Communities. **Ecosystems**, 10, 1341-1350.
- CPRM -COMPANHIA DE PESQUISAS DE RECURSOS MINERAIS. 2005A. **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: Diagnóstico do Município de Porto do Mangue**. Recife, 11p.
- CPRM - COMPANHIA DE PESQUISAS DE RECURSOS MINERAIS. 2005B. **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: Diagnóstico do Município de Baía Formosa**. Recife, 11p.
- CRAVARO, F.; BETTOSO, N.; ZUCCHETTA, M.; D'AIETTI, A.; FARESI, L.; FRANZOI, P. 2019. Body condition in fish as a tool to detect the effects of anthropogenic pressures in transitional waters. **Aquat. Ecol.**, 53, 21-35.

CRAWLEY, K. R.; HYNDES, G. A. 2007. The role of different types of detached macrophytes in the food and habitat choice of a surf-zone inhabiting amphipod. **Marine Biology**, 151, 1433-1443.

DI DARIO, F.; WILLIAMS J. T.; NANOLA, C.; MUALLIL, R.; ARCEO, H.; ACOSTA, A. K. M.; PALLA, H.; MUNROE, T. A.; AIKEN, K. A.; GRIJALBA BENDECK, L.; BROWN, J. 2017A. *Odontognathus mucronatus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**.

DI DARIO, F.; WILLIAMS, J. T.; NANOLA, C.; PALLA, H.; ARCEO, H.; ACOSTA, A. K. M.; MUALLIL, R.; AIKEN, K. A.; GRIJALBA BENDECK, L.; BROWN, J.; MUNROE, T. A. 2017B. *Pellona harroweri*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2017**.

DOOLEY, J.; COLLETTE, B.; AIKEN, K. A.; MARECHAL, J.; PINA-AMARGOS, F.; ROBERTSON, R.; KISHORE, R.; SINGH-RENTON, S. 2015. *Chaetodipterus faber*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

EMPARN – EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DO RIO GRANDE DO NORTE. 2018. Monitoramento Pluviométrico. **Disponível em:** <http://www.emparn.rn.gov.br/> na aba Meteorologia, acesso em 05 de novembro de 2018.

FLETCHER, R. L. 1996. The Occurrence of Green Tides - a Review. In: SCHRAMM, W.; NIENHUIS, P. H. **Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the effects of eutrophication**. Berlin: Springer.

FRASER, T.; GILMORE, G. 2015. *Eucinostomus argenteus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

FROESE, R. 2006. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **J. Appl. Ichthyol.** 22, 241–253.

FROESE, R.; PAULY, D. 2018. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org , Version (10/2018).

FROESE, R.; TSIKLIRAS, A. C.; STERGIOU, K. I. 2011. Editorial note on weight-length relations of fishes. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, 41 (4): 261–263.

FROSSARD, J; RENAUD, O. 2018. **permuco: Permutation Tests for Regression, (Repeated Measures) ANOVA/ANCOVA and Comparison of Signals**. R package version 1.0.1. <https://CRAN.R-project.org/package=permuco>

GAO, G.; CLARE, A. S.; ROSE, C.; CALDWELL, G. S. 2017. Eutrophication and warming-driven green tides (*Ulva rigida*) are predicted to increase under future climate change scenario s. **Marine Pollution Bulletin**, 114, 437-447.

GARTNER, A. TUYA, F.; LAVERY, P. S.; MCMAHON, K. 2013. Habitat preferences of macroinvertebrate fauna among seagrasses with varying structural forms. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 439, 143-151.

GASPAR, R.; MAGALHÃES-NETO, J.; PEREIRA, L. 2015. Searching for Ecological Reference Conditions of Marine Macroalgae. In: PEREIRA, L.; MAGALHÃES-NETO, J. **Marine Macroalgae: Biodiversity, Taxonomy, Environmental Assessment, and Biotechnology**, CRC Press, 1a ed.

GAZZAZ, N. M.; YUSOFF, M. K.; RAMLI, M. F.; ARIS, A. Z.; JUAHIR, H. 2012. Characterization of spatial patterns in river water quality using chemometric pattern recognition techniques. **Marine Pollution Bulletin**, 64, 688-698.

GOMES, M. P.; ALBUQUERQUE, C. Q.; ANDRADES, R.; MARTINS, A. S.; ROBINSON, L. A.; SPENCER, M. 2018. Influence of detached macroalgae on fish size and condition in nearshore habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 1-11.

GOULLETQUER, P; GROS, P.; BOUEF, G.; WEBER, J. 2014. **Biodiversity in Marine Environment**. 1^a ed. Springer.

HIDDINK, J. G.; JOHNSON, A. F.; KINGHAM, R.; HINZ, H. 2011. Could our fisheries be more productive? Indirect negative effects of bottom trawl fisheries on fish condition. **Journal of Applied Ecology**, 48, 1441-1449.

IDEMA – INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE. 2008A. **Perfil do seu município - Porto do Mangue**.

IDEMA – INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE. 2008B. **Perfil do seu município - Baía Formosa**.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAIS. 2018. Calculadora Geográfica. **Disponível em:** <http://www.dpi.inpe.br/calcula/> , acesso em 05 de novembro de 2018.

LABOCHA, M. K.; SCHUTZ, H.; HAYES, J. P. 2014. Which body condition index is best? **Oikos**, 123: 111–119.

LE LUHERNE, E.; RÈVEILLAC, E.; PONSERO, A.; STURBOIS, A.; BALLU, S.; PERDRIAU, M.; LE PAPE, O. 2016. Fish community responses to green tides in shallow estuarine and coastal areas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 175, 79-92.

LE LUHERNE, E.; LE PAPE, O.; MURILLO, L.; RANDON, M.; LEBOT, C.; RÈVEILLAC, E. 2017. Influence of Green Tides in Coastal Nursery Grounds on the Habitat Selection and Individual Performance of Juvenile Fish. **PLOS ONE**, 12 (1), 1-22.

LI, W.; ZHANG, T.; YE, S.; LIU, J.; LI, Z. 2013. Feeding habits and predator-prey size relationships of mandarin fish *Siniperca chuatsi* (Basilewsky) in a shallow lake, central China. **J. Appl. Ichthyol.**, 29, 56–63

LIAW, A.; WIENER, M. 2002. Classification and Regression by randomForest. **R News** 2(3), 18--22.

LIÉNART, C.; SAVOYE, N.; BOZEC, Y.; BRETON, E.; CONAN, C.; DAVID, V.; FEUNTEUN, E.; GRANGERÉ, K.; KERHERVÉ, P.; LEBRETON, B.; LEFEBVRE, S.; L'HELGUEN, S.; MOUSSEAU, L.; RAIMBAULT, P.; RICHARD, P.; RIERA, P.; SAURIAU, P. G.; SCHAAL, G.; AUBERT, F.; AUBIN, S.; BICHON, S.; BOINET, C.; BOURASSEAU, L.; BRÉRET, M.; CAPARROS, J.; CARIOU, T.; CHARLIER, K.; CLAQUIN, P.; CORNILLE, V.; CORRE, A. M.; COSTES, L.; CRISPI, O.; CROUVOISIER, M.; CZAMANSKI, M.; AMO, Y. D.; DERRIENNIC, H.; DINDINAUD, F.; DUROZIER, M.; HANQUIEZ, V.; NOWACZYK, A.; DEVESA, J.; FERREIRA, S.; FORNIER, M.; GARCIA, F.; GARCIA, N.; GESLIN, S.; GROSSTEFFAN, E.; GUEUX, A.; GUILLAUDEAU, J.;

GUILLOU, G.; JOLY, O.; LACHAUSSÉE, N.; LAFONTE, M.; LAMOUREUX, J.; LECUYER, E.; LEHODEY, J. P.; LEMEILLE, D.; LEROUX, C.; MACÉ, E.; MARIA, E.; PINEAU, P.; PETIT, F.; PUJO-PAY, M.; RIMELIN-MAURY, P.; SULTAN, E. 2017. Dynamics of particulate organic matter composition in coastal systems: A spatio-temporal study at multi-systems scale. **Progress in Oceanography**. 156, 221–239.

LIU, S.; JIANG, Z.; WU, Y.; DENG, Y.; CHEN, Q.; ZHAO, C.; CUI, L.; HUANG, X. 2019. Macroalgae bloom decay decreases the sediment organic carbon sequestration potential in tropical seagrass meadows of the South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 138, 598-603.

LLORET, J.; SHULMAN, G.; LOVE, R. M. 2014. **Condition and Health Indicators of Exploited Marine Fishes**. 1^a ed. Wiley Blackwell.

MAGALHÃES-NETO, J.; JUANES, J. A.; PEDERSEN, A.; SCANLAN, C. 2015. Marine Macroalgae and assessment of Ecological Conditions. In: PEREIRA, L.; MAGALHÃES-NETO, J. **Marine Macroalgae: Biodiversity, Taxonomy, Environmental Assessment, and Biotechnology**, CRC Press, 1a ed.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. L. 2011. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. **Recursos Hídricos e Regiões Áridas e Semiáridas**. INSA, Campina Grande, pp. 383- 416, 2011.

MCEACHRAN, J. D.; MOORE, J.; POLANCO FERNANDEZ, A.; RUSSELL, B. 2015. *Polydactylus virginicus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

MCPHERSON, L. R.; SLOTTE, A.; KVAMME, C.; MEIER, S.; MARSHALL, C. T. 2011. Inconsistencies in measurement of fish condition: a comparison of four índices of fat reserves for atlantic herring (*Clupea harengus*). **ICES Journal of Marine Science**, 68(1), 52–60.

MENEZES, N. A.; L. FIGUEIREDO. 1980. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

MILLER, K.; HUETTMANN, F.; NORCROSS, B.; LORENZ, M. 2014. Multivariate random forest models of estuarine associated fish and invertebrate communities. **MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES**, 500, 159-174.

MIRANDA, L. B.; BÉRGAMO, A. L.; RAMOS E SILVA, S. A. 2006. Dynamics of a Tropical Estuary: Curimataú River, NE Brazil. **Journal of Coastal Research**, 39, 697-701.

MUNROE, T. 2015. *Symphurus plagusia*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

MUNROE, T.; AIKEN, K. A.; BROWN, J.; GRIJALBA BENDECK, L. 2015A. *Cetengraulis edentulus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

MUNROE, T.; AIKEN, K. A.; BROWN, J.; GRIJALBA BENDECK, L. 2015B. *Lycengraulis grossidens*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

MUNROE, T.; AIKEN, K. A.; BROWN, J.; GRIJALBA BENDECK, L. 2015C. *Opisthonema oglinum*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

NISHIJIMA, W.; NAKANO, Y.; HIZON-FRADEJAS, A. B.; NAKAI, S. 2015. Evaluation of substrates for constructing beds for the marine macrophyte *Zostera marina* L. **Ecological Engineering**, 83, 43-48.

NIZZOLI, D.; WELSH, D. T.; LONGHI, D.; VIAROLI, P. 2014. Influence of *Potamogeton pectinatus* and microphytobenthos on benthic metabolism, nutrient fluxes and denitrification in a freshwater littoral sediment in an agricultural landscape: N assimilation versus N removal. **Hydrobiologia**, 737:183–200.

NÓBREGA, M. F.; GARCIA-JÚNIOR, J.; OLIVEIRA, J. E. L. 2015. **Peixes da pesca artesanal**. In: Biodiversidade marinha da Bacia Potiguar/RN. Caramashi U. (Ed.). Museu Nacional, RJ, Brasil. 293 p.

NYUNJA, J.; NTIBA, M.; ONYARI, J.; MAVUTI, K.; SOETAERT, K.; BOUILLON, S. 2009. Carbon sources supporting a diverse fish community in a tropical coastalecosystem (Gazi Bay, Kenya). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 83, 333-341.

ORDINES, F.; QUETGLAS, A. MASSUTI, E. MORANTA, J. 2009. Habitat preferences and life history of the red scorpion fish, *Scorpaena notata*, in the Mediterranean. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 85, 537-546.

ORDINES, F.; BAUZÁ, M.; SBERT, M.; ROCA, P.; GIANOTTI, M.; MASSUTI, E. 2015. Red algal beds increase the condition of nekto-benthic fish. **Journal of Sea Research**, 95, 115-123.

ORR, K. K.; WILDING, T. A.; HORSTMAYER, L.; WEIGL, S.; HEYMANS, J. J. 2014. Detached macroalgae: Its importance to inshore sandy beach fauna. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 150 (A), 125-135.

PABLO, B.; FREDERIC, M.; JEAN-MARC, F.; SYLVAIN, B.; CAROLINE, U.; JEAN-HERV, B.; JEAN-LOUIS, B.; ELISABETH, V. B.; DAVID, R.; CLAIRE, S. 2015. Influence of environmental variability and age on the body condition of small pelagic fish in the Gulf of Lions. **Marine Ecology Progress Series**, 529, 219-231.

PAUMIER, A.; TATLIAN, T.; RÉVEILLAC, E.; LE LUHERNE, E.; BALLU, S.; LEPAGE, M.; LE PAPE, O. 2018. Impacts of green tides on estuarine fish assemblages. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 213, 176-184.

PEIG, J; GREEN, J. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. **Functional Ecology**, 24, 1323-1332.

PINHEIRO, J. U.; BRISTOT, G.; LUCENA, L. R. F. 2010. Clima do Estado do Rio Grande do Norte. Em: PFALTZGRAFF, P. A. S. **Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Norte**. Recife, CPRM, 227p.

PUENTE, A.; GUINDA, X.; JUANES, J. A.; RAMOS, E.; ECCHAVARRI-ERASUN, B.; DE LA HOZ, C. F.; DEGRAER, S.; KERCKHOF, F.; BOJANIC, N.; ROUSOU, M.; ORAV-KOTTA, H.; KOTTA, J.; JOURDE, J.; PEDROTTI, M. L.; LECLERC, J. C.; SIMON, N.; BACHELET, G.; LAVESQUE, N.; ARVANITIDIS, C.; PAVLOUDI, C.; FAULWETTER, S.; CROWE, T. P.; COUGHLAN, J.; CECCHI, L. B.; DAL BELLO, M.; MAGNI, P.; COMO, S.; COPPA, S.; LUCIA, G. A.; RUGINS, T.; JANKOWSKA, E.; WESLAWSKI, J. M.;

WARZOCHA, J.; SILVA, T.; RIBEIRO, P.; MATOS, V.; SOUSA-PINTO, I.; TRONCOSO, J.; PELEG, O.; RILOV, G.; ESPINOSA, F.; RUZAF, A. P.; FROST, M.; HUMMEL, H.; AVESAATH, P. V. 2015. The role of physical variables in biodiversity patterns of intertidal macroalgae along European coasts. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 1-12.

QUILLIEN, N.; NORDSTRÖM, M. C.; GUYONNET, B.; MAGUER, M.; LE GARREC, V.; BONSDORFF, E.; GRALL, J. 2015. Large-scale effects of green tides on macrotidal sandy beaches: Habitat-specific responses of zoobenthos. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 164, 379-391.

RAMOS, E.; JUANES, J. A.; GALVÁN, C.; NETO, J. M.; MELO, R.; PEDERSEN, A.; SCANLAN, C.; WILKES, R.; VAN DEN BERGH, E.; BLOMQUIST, M.; KARUP, H. P.; HEIBER, W.; REITSMA, J. M.; XIMENES, M. C.; SILIÓ, A.; MÉNDEZ, F.; GONZÁLEZ, B. 2012. Coastal waters classification based on physical attributes along the NE Atlantic region. An approach for rocky macroalgae potential distribution. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 112, 105-114.

RAMOS, E.; PUENTE, A.; JUANES, J. A.; NETO, J. M.; PEDERSEN, A.; BARTSCH, I.; SCANLAN, C.; WILKES, R.; VAN DEN BERGH, E.; GALL, E. A.; MELO, R. 2014. Biological validation of physical coastal waters classification along the NE Atlantic region based on rocky macroalgae distribution. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 147, 103-112.

SHEPPARD, J. N.; JAMES, N. C.; WHITFIELD, A. K.; COWLEY, P.D. 2011. What role do beds of submerged macrophytes play in structuring estuarine fish assemblages? Lessons from a warm-temperate South African estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 95, 145-155.

SILVA, V. P. R.; PEREIRA, E. R. R.; AZEVEDO, P. V.; SOUSA, S. A. S.; SOUSA, I. F. 2011. Análise da pluviometria e dias chuvosos na região Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 15 (2), 131-138.

SOCORRO, O. A. ; HAIMOVICI, M.; PADOVANI-FERREIRA, B.; VIEIRA, J. P.; VILLWOCK DE MIRANDA, L. 2015. *Larimus breviceps*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

SOCORRO, O. A.; MIRANDA, L. W. 2015. *Isopisthus parvipinnis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**.

SOGARD, S. M.; ABLE, K. W. 1991. A Comparison of Eelgrass, Sea Lettuce Macroalgae, and Marsh Creeks as Habitats for Epibenthic Fishes and Decapods. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 33, 501-519.

THORNBURGH, C. S.; GUIDONE, M.; DEACUTIS, C.; GREEN, L.; RAMSAY, C. N.; PALMISCIANO, M. 2017. Spatial and temporal variability in macroalgal blooms in a eutrophied coastal estuary. **Harmful algae**, 68, 82-96.

VAN BUUREN, S., GROOTHUIS-OUDSHOORN, K. 2011. mice: Multivariate Imputation by Chained Equations in R. **Journal of Statistical Software**, 45(3), 1-67. URL <https://www.jstatsoft.org/v45/i03/>.

VEIGA, P. RUBAL, M.; SOUSA-PINTO, I. 2014. Structural complexity of macroalgae influences epifaunal assemblages associated with native and invasive species. **Marine Environmental Research**, 101, 115-123.

VILA-GISPert, A.; MORENO-AMICH, R. 2001. Mass-length relationship of Mediterranean n barbel as an indicator of environmental status in South-west European stream ecosystems. **Journal of Fish Biology**, 59, 824-832.

VOIGT, E. P.; HOVEL, K. A. 2019. Eelgrass structural complexity mediates mesograzer herbivory on epiphytic algae. **Oecologia**, 189, 199-209.

YANG, W.; GU, C. C. 2014. Random forest fishing: a novel approach to identifying organic group of risk factors in genome-wide association studies. **European Journal of Human Genetics**, 22, 254–259.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, 1(1): 3-14.

ANEXOS

Anexo 1. Valores do Fator de Inflação da Variância (VIF) na análise de colinearidade dos dados abióticos.

Variável	VIF
Oxig. Dissolv. (mg/L)	1,650
Salinidade (PSU)	1,794
Secchi (m)	1,735
Temperatura (°C)	2,109
Algas (g/m ²)	1,631
Carbono Total (mg/L)	1,979
Nitrogênio Total (mg/L)	2,352
Matéria Orgânica (mg/L)	1,666

Anexo 2. Medidas de desvio padrão, proporção da variância e sua acumulação das Componentes Principais das variáveis abióticas.

Importância			
do	PC1	PC2	PC3
Componente			
Desvio Padrão	1,5183	1,4311	1,1397
Proporção da			
Variância	0,2882	0,2560	0,1624
Proporção			
Acumulada	0,2882	0,5442	0,7065

Anexo 3. Autovetores das variáveis das Componentes Principais das variáveis abióticas.

Variável	PC1	PC2	PC3
Oxig. Dissolv. (mg/L)	-0,22829892	-0,5195941	-0,14773077
Salinidade (PSU)	-0,32222337	-0,1026639	0,65441346
Secchi (m)	-0,29067708	-0,4815842	0,17619762
Temperatura (°C)	0,34252535	-0,2890962	0,49034468
Algas (g/m²)	-0,27753306	0,2555620	0,37154816
Carbono Total (mg/L)	-0,50429380	0,1810321	-0,19549498
Nitrogênio Total (mg/L)	-0,55182373	0,1329359	-0,07257851
Matéria Orgânica (mg/L)	-0,07992915	-0,5368666	-0,31128954

Anexo 4. Níveis de significância (p) para as comparações por períodos em cada local com relação às principais variáveis ambientais amostradas (Tabela 4). Comparações com diferença estatística foram identificadas com *.

Variáveis	BF	PM
Matéria Orgânica (mg/L)	0,354	0,060
Algas/m²	0,006*	0,204

Anexo 5. Níveis de significância (p) para as comparações por estações em cada local de coleta. Comparações com diferença estatística foram identificadas com *.

Comparações	p
BF-C x BF-S	0,006*
PM-C x PM-S	0,402

<i>Urotrygon microphthalmum</i>				2	17,5 ± 12,65	62,28 ± 82,342						
OSTEICHTHYES												
<i>Elopidae</i>												
<i>Elops saurus</i>										6	7,1 ± 0,36	4,29 ± 0,629
<i>Clupeidae</i>												
<i>Opisthonema oglinum</i>	3	6,7 ± 1,63	4,14 ± 3,679	1	7,6	7,29	59	8,3 ± 0,95	8,45 ± 3,378	38	10,4 ± 1,53	10,19 ± 5,452
<i>Pristigasteridae</i>												
<i>Odontognathus mucronatus</i>	1.473	6,9 ± 0,74	2,37 ± 0,826	642	7,7 ± 1,24	3,13 ± 1,530	176	7,3 ± 0,92	3,04 ± 1,454	149	8,4 ± 1,26	5,39 ± 2,342
<i>Pellona harroweri</i>	2.412	5,6 ± 1,02	2,42 ± 1,337	659	7,3 ± 1,74	5,62 ± 3,482	55	7,8 ± 1,67	7,41 ± 5,345	23	8,3 ± 2,13	10,44 ± 9,770
<i>Engraulidae</i>												
<i>Cetengraulis edentulus</i>	32	6,6 ± 0,66	2,50 ± 1,267	12	11,6 ± 1,03	13,61 ± 4,359	89	10,5 ± 1,26	16,45 ± 9,427	150	10,5 ± 1,25	15,82 ± 4,610
<i>Lycengraulis grossidens</i>	69	7,4 ± 1,77	4,80 ± 4,315	122	9,9 ± 1,56	10,04 ± 4,962	64	12,8 ± 3,23	31,05 ± 25,394	16	14,4 ± 2,22	28,56 ± 12,220
<i>Ariidae</i>												
<i>Aspistor luniscutis</i>	54	11,5 ± 5,02	31,72 ± 38,398	17	15,8 ± 7,50	89,28 ± 105,423	25	18,9 ± 6,84	124,57 ± 112,076	9	22,9 ± 4,04	182,65 ± 94,717

<i>Bagre bagre</i>	8	10,0 ± 3,41	17,69 ± 20,753	7	18,7 ± 3,73	60,98 ± 68,112	5	12,6 ± 0,90	27,97 ± 7,360	31	13,2 ± 6,00	51,98 ± 71,899
<i>Bagre marinus</i>	40	9,2 ± 1,66	10,69 ± 6,854	16	15,0 ± 9,54	83,53 ± 211,864	18	11,5 ± 2,47	22,05 ± 15,165	2	15,4 ± 0,14	54,95 ± 0,947
<i>Cathorops spixii</i>	9	10,1 ± 5,07	21,38 ± 28,108	5	13,9 ± 5,64	36,34 ± 32,488	1	26,5	280,33	4	24,9 ± 3,57	182,34 ± 90,302
<i>Synodontidae</i>												
<i>Synodus foetens</i>							1	18,9	32,86			
<i>Triglidae</i>												
<i>Prionotus punctatus</i>	2	4,2 ± 1,55	0,57 ± 0,565				20	7,9 ± 3,16	8,01 ± 8,832	3	5,8 ± 0,25	2,57 ± 0,485
<i>Dactylopteridae</i>												
<i>Dactylopterus volitans</i>	3	5,5 ± 0,25	1,87 ± 0,470				16	6,1 ± 0,32	2,94 ± 0,447			
<i>Centropomidae</i>												
<i>Centropomus undecimalis</i>										1	51,9	1.444,00
<i>Carangidae</i>												
<i>Caranx latus</i>							2	4,0 ± 0,28	1,32 ± 0,544			
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	149	5,6 ± 1,52	2,52 ± 3,051	13	6,9 ± 0,93	3,29 ± 1,138	1.842	6,7 ± 0,38	3,93 ± 0,710	4	7,4 ± 1,10	5,84 ± 2,455
<i>Selene brownii</i>	50	4,4 ± 1,17	2,15 ± 1,468	9	3,3 ± 0,72	0,83 ± 0,329	123	6,8 ± 1,68	8,55 ± 7,406	12	6,4 ± 1,53	5,30 ± 2,571

<i>Selene vomer</i>	5	4,7 ± 1,25	2,72 ± 1,893	3	14,2 ± 18,79	338,40 ± 584,916	30	7,5 ± 1,71	11,60 ± 6,361	6	6,1 ± 3,49	8,61 ± 9,705
<i>Trachinotus carolinus</i>										1	20,9	114,49
<i>Lutjanidae</i>												
<i>Lutjanus analis</i>	1	7,1	4,96				1	12,9	36,18	2	8,7 ± 9,12	25,16 ± 35,334
<i>Gerreidae</i>												
<i>Diapterus sp.</i>							11	14,4 ± 4,11	109,42 ± 107,494	1	23,8	251,49
<i>Eucinostomus argenteus</i>	69	8,17 ± 1,61	13,45 ± 7,216				86	9,2 ± 0,96	17,71 ± 5,799	57	9,0 ± 1,75	15,38 ± 9,339
<i>Eucinostomus melanopterus</i>										3	8,2 ± 0,25	12,34 ± 1,647
<i>Haemulidae</i>												
<i>Conodon nobilis</i>	2	12,7 ± 0,98	29,18 ± 6,314	11	10,7 ± 4,20	26,18 ± 32,198	25	10,8 ± 3,11	26,09 ± 38,016	19	11,0 ± 4,83	42,71 ± 87,481
<i>Genyatremus luteus</i>	3	10,8 ± 4,51	36,49 ± 47,254	1	6,2	4,36	5	8,2 ± 0,94	12,58 ± 5,608			
<i>Haemulon aurolineatum</i>		0 ± 0	0 ± 0	1	8,9	9,60						
<i>Haemulon squamipinna</i>				1	11,6	22,08						
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	82	5,9 ± 1,55	3,89 ± 5,322	10	6,9 ± 1,39	5,72 ± 3,583	1.601	8,5 ± 1,81	11,11 ± 8,701	134	8,8 ± 1,89	11,69 ± 7,372

<i>Ortopristes ruber</i>	5	11,9 ± 1,35	29,64 ± 9,012	3	13,5 ± 1,15	37,85 ± 8,668	23	8,6 ± 1,99	13,73 ± 8,097	2	8,3 ± 0,42	10,78 ± 1,675
<i>Sparidae</i>												
<i>Archosargus rhomboidalis</i>							2	28,0 ± 4,94	590,91 ± 270,383	1	31,5	640,26
<i>Sciaenidae</i>												
<i>Cynoscion acoupa</i>				4	19,1 ± 5,86	56,24 ± 46,342						
<i>Cynoscion leiarchus</i>	19	9,8 ± 3,30	9,66 ± 8,427	1	27,1	36,30	29	13,9 ± 1,94	27,65 ± 11,537	4	10,7 ± 2,91	13,72 ± 8,658
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	3.285	5,7 ± 1,04	1,68 ± 1,680	605	10,1 ± 2,72	12,31 ± 9,461	32	13,7 ± 3,43	30,69 ± 22,188	1	16,4	52,44
<i>Larimus breviceps</i>	580	6,3 ± 2,02	3,72 ± 3,694	133	8,7 ± 3,74	10,83 ± 10,063	72	7,4 ± 2,89	6,75 ± 7,667	10	18,4 ± 1,92	94,88 ± 39,719
<i>Macrodon ancylodon</i>	25	6,1 ± 1,20	1,31 ± 0,997	2	11,0 ± 0,21	9,70 ± 0,523						
<i>Menticirrhus litorallis</i>	2	12,4 ± 1,48	20,72 ± 9,100				16	13,6 ± 4,37	34,23 ± 33,184	17	11,7 ± 3,19	19,92 ± 21,826
<i>Menticirrhus americanus</i>	15	10,2 ± 2,30	12,85 ± 8,515	3	9,2 ± 6,29	17,67 ± 27,807	174	12,5 ± 2,55	22,93 ± 15,166	25	11,5 ± 1,49	15,97 ± 7,601
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	11	9,6 ± 4,03	12,69 ± 18,311	4	13,1 ± 2,98	21,56 ± 10,760						

<i>Achirus lineatus</i>	2	10,0 ± 1,48	18,35 ± 9,623	1	9,0	15,40						
<i>Trinectes paulistanus</i>	5	9,9 ± 1,56	21,32 ± 11,795	6	12,9 ± 2,82	31,37 ± 11,684	2	14,2 ± 2,40	62,74 ± 10,040			
<i>Cynoglossidae</i>												
<i>Symphurus diomedianus</i>	2	14,8 ± 1,20	26,36 ± 1,590				12	11,6 ± 1,28	12,64 ± 3,493			
<i>Symphurus plagusia</i>	43	9,5 ± 1,97	6,67 ± 4,040	44	9,5 ± 1,82	6,86 ± 3,967	19	11,9 ± 1,49	14,30 ± 6,131	4	10,9 ± 1,43	11,22 ± 4,502
<i>Tetraodontidae</i>												
<i>Colomesus psittacus</i>										2	5,3 ± 1,69	3,64 ± 1,845
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	8	4,3 ± 1,70	2,29 ± 1,806							1	9,0	15,35
<i>Sphoeroides tyleri</i>	2	4,6 ± 0,91	1,70 ± 0,678	1	9,7	21,36						
<i>Sphoeroides greeleyi</i>				1	8,5	14,30	14	9,8 ± 4,25	35,15 ± 59,968	3	8,0 ± 2,06	12,74 ± 6,288
<i>Sphoeroides testudineus</i>				1	18,8	149,52	6	12,3 ± 7,40	73,34 ± 73,547			
<i>Diodontidae</i>												
<i>Chilomycterus spinosus</i>							1	24,7	565,73			