



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMÁTICA, USO E CONSERVAÇÃO**  
**DA BIODIVERSIDADE**

**GRAZIELLY BANDEIRA MATIAS**

**COMPOSIÇÃO DA DIETA DA ESPÉCIE VULNERÁVEL *MEGALOPS ATLANTICUS***  
**(ELOPIFORMES, MEGALOPIDAE) EM ESTUÁRIO ALTAMENTE URBANIZADO**  
**DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL**

**FORTALEZA**

**2024**

GRAZIELLY BANDEIRA MATIAS

COMPOSIÇÃO DA DIETA DA ESPÉCIE VULNERÁVEL *MEGALOPS ATLANTICUS*  
(ELOPIFORMES, MEGALOPIDAE) EM ESTUÁRIO ALTAMENTE URBANIZADO DA  
REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemática, uso e conservação da Biodiversidade da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título mestre em Sistemática, uso e conservação da biodiversidade. Área de Concentração: Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.

Coorientador: Prof. Dra. Denise Cavalcante Hissa.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

M38c Matias, Grazielly Bandeira.

Composição da dieta da espécie vulnerável *Megalops atlanticus* (Elopiformes, Megalopidae) Em um estuário altamente urbanizado da região semiárida do Brasil / Grazielly Bandeira Matias. – 2024.  
46 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Sistemática, Uso e Conservação da Biodiversidade, Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.  
Coorientação: Profa. Dra. Denise Cavalcante Hissa.

1. Camurupim (Peixe) - Alimentos - Ceará. 2. *Megalops atlanticus*. 3. Ecossistema costeiro. 4. Estuário do Rio Cocó (CE). 5. Camurupim (Peixe) - Genética. I. Título.

CDD 578.7

---

GRAZIELLY BANDEIRA MATIAS

COMPOSIÇÃO DA DIETA DA ESPÉCIE VULNERÁVEL *MEGALOPS ATLANTICUS*  
(ELOPIFORMES, MEGALOPIDAE) EM ESTUÁRIO ALTAMENTE URBANIZADO DA  
REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemática, Uso e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em sistemática, uso e conservação da biodiversidade. Área de concentração: Biodiversidade.

Aprovada em: 17/06/2024.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Jorge Iván Sanchez Botero (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Rodrigo Maggioni  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. José Luís Novaes  
Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA)

A minha avó Maria Francineuda Matias (*In  
Memorian*), por acreditar em mim e me escutar  
falar sobre peixes durante os últimos períodos  
em que estivemos juntas.

## AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Sistemática, Uso e Conservação da Biodiversidade (PPGSIS-UFC) e aos colegas da turma de Mestrado, pelas reflexões, críticas e sugestões.

À Instituição FUNCAP, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio

Ao Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero, pela orientação.

Aos professores Dr. Rodrigo Maggioni e Dr. Prof. José Luís Novaes por, gentilmente, aceitarem participar da minha banca examinadora.

Ao senhor Araújo e Antônio, que gentilmente ajudaram durante as coletas no estuário do rio Cocó.

À minha coorientadora Profa. Dra. Denise Hissa pelo tempo, pelas valiosas colaborações e pela contribuição neste projeto. Por todo o suporte metodológico, pessoal, direcionamento e ensinamentos. Obrigada por sempre estar disposta para tirar dúvidas e me ensinar.

A equipe do Laboratório de Invertebrados Marinhos do Ceará (LIMCE) que contribuiu para a identificação das conchas encontradas no conteúdo estomacal do Camurupim.

A toda equipe do Laboratório de Recursos Genéticos (LARGEN) que contribuiu na parte metodológica, fornecendo todo suporte necessário para a elaboração deste trabalho. Especialmente a Talita, Vanessa, Mirela e tantos outros que me auxiliaram durante o processo de construção desse trabalho.

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação (LEAC), Ronaldo César, Leonardo Mesquita, Gabriela Valentim e Amanda Fontenele por todos os conselhos, apoio, sugestões, críticas e pela amizade.

## RESUMO

Os estuários são berçários para diversas espécies de peixes, fornecendo abrigo e alimentação durante suas fases iniciais de vida. Inseridos em redes tróficas complexas, esses peixes transferem energia entre níveis tróficos e ecossistemas, mas são afetados por mudanças ambientais e pressões antropogênicas, como poluição e urbanização. O peixe *Megalops atlanticus*, classificado como vulnerável pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), ocorre em estuários urbanizados como o Rio Cocó, onde foi observada a maior população da espécie na região. O objetivo deste estudo é avaliar a dieta de exemplares juvenis no estuário do Rio Cocó, através da identificação taxonômica e molecular dos itens encontrados no conteúdo estomacal. O material genético dos peixes encontrados no estômago foi amplificado, purificado e sequenciado para a confirmação taxonômica, utilizando o marcador 16S ribossomal e o banco de dados online. Exemplares desta espécie, coletados entre 2017 e 2023 no Rio Cocó (CE), indicam que juvenis de *M. atlanticus* se alimentam de invertebrados e peixes nativos e não-nativos em ambientes antropizados. O estuário do Rio Cocó favorece a ocorrência de juvenis de *M. atlanticus* devido à disponibilidade de alimentos e aos comportamentos adaptativos dessa espécie, como a migração para água doce. Contudo, esse ecossistema é altamente urbanizado e sujeito à descarga de efluentes antrópicos. A dieta da espécie *M. atlanticus* varia com o crescimento, passando de invertebrados a peixes, e a população tem uma estratégia alimentar flexível, consumindo espécies nativas e não-nativas, como *Oreochromis niloticus*. O invertebrado indicador de alta poluição *Tubifex* sp. foi o item mais consumido por *M. atlanticus* no Rio Cocó entre 2022 e 2023. Este estudo confirmou a dieta generalista de *M. atlanticus* no estuário do Rio Cocó e indicou que este ambiente oferece condições favoráveis, tanto bióticas quanto abióticas, para o estabelecimento de juvenis. Estratégias de conservação devem focar na reestruturação das teias alimentares, considerando espécies nativas, e na conectividade dos habitats. De fato, a preservação das condições naturais do estuário do Parque Estadual do Cocó é crucial para a ocorrência desses juvenis neste ambiente. Proibir a pesca de juvenis de *M. atlanticus* e difundir informações sobre a biologia e dinâmica pesqueira desta espécie são medidas importantes para a conservação.

**Palavras-chave:** Camurupim; ecossistema costeiro; região urbana; semiárido.

## ABSTRACT

Estuaries are nurseries for various fish species, providing shelter and nourishment during their early life stages. Embedded in complex trophic networks, these fish transfer energy between trophic levels and ecosystems but are affected by environmental changes and anthropogenic pressures, such as pollution and urbanization. The fish *Megalops atlanticus*, classified as vulnerable by the International Union for Conservation of Nature (IUCN), occurs in urbanized estuaries like the Rio Cocó, where the largest population of the species in the region has been observed. The aim of this study is to evaluate the diet of juvenile specimens in the Rio Cocó estuary through the taxonomic and molecular identification of items found in the stomach contents. The genetic material of the fish found in the stomach was amplified, purified, and sequenced for taxonomic confirmation using the 16S ribosomal marker and an online database. Specimens of this species, collected between 2017 and 2023 in the Rio Cocó (CE), indicate that juveniles of *M. atlanticus* feed on native and non-native invertebrates and fish in anthropized environments. The Rio Cocó estuary favors the occurrence of juveniles of *M. atlanticus* due to the availability of food and the adaptive behaviors of this species, such as migration to freshwater. However, this ecosystem is highly urbanized and subject to the discharge of anthropogenic effluents. The diet of *M. atlanticus* varies with growth, shifting from invertebrates to fish, and the population has a flexible feeding strategy, consuming native and non-native species like *Oreochromis niloticus*. The high pollution indicator invertebrate *Tubifex* sp. was the most consumed item by *M. atlanticus* in the Rio Cocó between 2022 and 2023. This study confirmed the generalist diet of *M. atlanticus* in the Rio Cocó estuary and indicated that this environment offers favorable biotic and abiotic conditions for the establishment of juveniles. Conservation strategies should focus on restructuring food webs, considering native species, and on habitat connectivity. Indeed, preserving the natural conditions of the Parque Estadual do Cocó estuary is crucial for the occurrence of these juveniles in this environment. Prohibiting the fishing of juvenile *M. atlanticus* and disseminating information about biology and dynamics of fishing this species are important measures for conservation.

**Keywords:** Camurupim; coastal ecosystem; semiarid; urban area.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –Localização do estuário no Parque Estadual do Cocó e locais de amostragem..	20
Figura 2 – Vegetação na Zona superior (a), intermediária (b) e inferior (c) do estuário .....	25
Figura 3 –Presença e ausência de macrófitas na zona superior (a) e inferior (b) do estuário .....	26
Figura 4 –Caracterização das variáveis temperatura (C°), oxigênio dissolvido (mg/l), salinidade e transparência Secchi (cm) da água nas zonas superior, intermediária e inferior do estuário do rio Cocó .....	27
Figura 5 –Análise gráfica da estratégia alimentar: abundância específica e frequência de ocorrência das presas na dieta de <i>M. atlanticus</i> em 2017/2018 e 2022/2023 ....	30

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características físicas e químicas das zonas superior, intermediária e inferior do estuário do rio Cocó .....	26
Tabela 2 – Espécies de peixes sequenciadas para avaliação do conteúdo estomacal do <i>M. atlanticus</i> .....	28
Tabela 3 – Índice de importância alimentar (IAi) e valores de frequência de ocorrência (FOi) de 2017/2018 .....	29

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BLAST	Basic Local Alignment
BSA	Albumina Sérica Bovina
CeGenBio	Central de Genômica e Bioinformática
CPUE	Captura por Unidade de Esforço
CTAB	Brometo de Cetiltrimetil
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
GenBank	National Center for Biotechnology Information
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza
LEAC	Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação
NPDM	Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento de Medicamentos
PCR	Reação em Cadeia da Polimerase
PEC	Parque Estadual do Cocó
SDS	Dodecil Sulfato de Sódio
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
SISBio	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
Tris-HCL	Cloridrato de tris(hidroximetil)aminometano
UFC	Universidade Federal do Ceará

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....</b>	<b>14</b>
2.1	<i>Ecologia trófica de peixes em estuários.....</i>	14
2.2	<i>Estuário do Rio Cocó .....</i>	16
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>19</b>
3.1	<i>Objetivo geral.....</i>	19
3.2	<i>Objetivos específicos .....</i>	19
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>20</b>
4.1	<i>Área de estudo .....</i>	20
4.2	<i>Características bióticas e abiótica das zonas do estuário do rio Cocó.....</i>	20
4.3	<i>Identificação Taxonômica .....</i>	21
4.4	<i>Análises genética: Extração, amplificação, purificação e sequenciamento e identificação do material genético .....</i>	22
4.5	<i>Análise de dados.....</i>	23
<b>5</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>25</b>
5.1	<i>Caracterização biótica e abiótica das zonas do estuário do rio Cocó .....</i>	25
5.2	<i>Conteúdo estomacal do <i>M. atlanticus</i> no estuário do rio Cocó. ....</i>	27
5.3	<i>Análise genética de peixes encontrados no conteúdo estomacal do <i>M. atlanticus</i> .....</i>	28
5.4	<i>Índice dietético dos itens encontrados no conteúdo estomacal do <i>M. atlanticus</i> .....</i>	29
5.5	<i>Estratégia alimentar do <i>M. atlanticus</i> no estuário do rio Cocó.....</i>	30
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>38</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os estuários atuam como ecossistemas de berçário para várias espécies peixes, fornecendo abrigo e alimentação, especialmente durante suas fases iniciais de vida (Able *et al.*, 2010; Favero; Araujo; Severi, 2019). Os peixes estuarinos estão inseridos em redes tróficas complexas, desempenhando um papel na transferência de energia entre diferentes níveis tróficos e na troca de energia com outros ambientes por meio do movimento entre diferentes ecossistemas ao longo do seu ciclo de vida (Potter *et al.*, 2011). No entanto, mudanças ambientais e pressões antropogênicas afetam a qualidade da água e a biodiversidade dos ecossistemas estuarinos (Halpern *et al.*, 2008; Borja *et al.*, 2010; Merigot *et al.*, 2017), impactando as características alimentares, com variações na abundância de espécies (Imre; Grant; Keeley, 2004).

Estudos sobre a ecologia trófica dos peixes auxiliam no monitoramento ambiental, avaliando as mudanças nas interações tróficas através de suas características alimentares (Costa; Angelini, 2020). Fatores como aumento de poluentes e a introdução de espécies alteram a dieta das populações de peixes (Speranza *et al.*, 2020; Rosa *et al.*, 2021) ao longo do espaço e do tempo (Baker *et al.*, 2013; Griffin *et al.*, 2023). O reconhecimento das presas consumidas pelos peixes, por meio da identificação morfológica, taxonômica e molecular, fornece informações essenciais para a formulação de estratégias eficazes de conservação e manejo (Nielsen *et al.*, 2017; Buckup, 2021; Boza *et al.*, 2022).

Diversas técnicas têm sido empregadas para auxiliar na identificação do conteúdo estomacal de peixes. Métodos tradicionais envolvem a análise dos conteúdos do aparelho digestivo em busca de itens de presas identificáveis, como ossos, escamas e otólitos (Zavala-Camin, 1996; Nielsen *et al.*, 2017). No entanto, a análise visual pode ser desafiadora devido à degradação das presas (Barrett *et al.*, 2007; Teletchea, 2009; Bowen; Iverson, 2012). Avanços recentes na análise da dieta de peixes incluem análise de DNA, macromoléculas orgânicas e análises de isótopos estáveis (Nielsen *et al.*, 2017; Boza *et al.*, 2022). A análise de DNA oferece alta especificidade e sensibilidade na detecção e identificação de biota consumida (Traugott *et al.*, 2021). Os estudos de DNA de peixes têm como alvo genes mitocondriais, entre os quais os genes ribossômicos 12S e 16S são os mais frequentemente utilizados (Miya, 2022). Além disso, a técnica de DNA ribossômico 16S melhora a precisão na identificação de espécies nativas e invasoras nas dietas de peixes, auxiliando na compreensão de seus impactos ecológicos (Baharum; Nurdalila, 2012; Saad, 2019; Herlevi *et al.*, 2023).

*Megalops atlanticus* é um peixe diádromo com um ciclo de vida longo, superior a

50 anos, crescimento lento e maturidade sexual tardia, por volta dos 10 anos, além de passar pelo estágio larval de leptocefalos (Winemiller; Dailey, 2002; Silva *et al.*, 2021; Fernandes *et al.*, 2023). Seu habitat se estende pelas regiões tropicais, subtropicais e temperadas quentes do Oceano Atlântico Ocidental, desde o Canadá até o Brasil (Garrone-Neto; Rodrigues, 2018; Fernandes *et al.*, 2023), com sua distribuição limitada pela sensibilidade a baixas temperaturas (Mace *et al.*, 2020).

No Brasil, o Camurupim é pescado para consumo e venda em regiões do Norte e Nordeste, com registro nos estados do Amapá a Alagoas (Garrone-Neto; Rodrigues, 2018; Batista *et al.*, 2020). Além da importância comercial, *M. atlanticus* é utilizado como uma fonte vital de alimento para comunidades tradicionais costeiras, e suas escamas são utilizadas na produção de artesanato. Além disso, é valorizado para a pesca esportiva, principalmente na América do Norte (Cianciotto; 2019; Batista *et al.*, 2020). Atualmente, possui status de vulnerável globalmente de acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e está listada na Lista Vermelha do Brasil (Adams *et al.*, 2019; Brasil, 2022), principalmente devido a pressões antropogênicas como a superexploração, o uso de equipamentos de pesca inadequados, degradação ou perda de habitat e poluição dos ambientes aquáticos (Batista *et al.*, 2020).

Mudanças ontogenéticas no ciclo de vida do *M. atlanticus* fazem com que a espécie tenha diferentes habitats ao longo da vida (Adams *et al.*, 2014). A partir de desovas no mar, as larvas são transportadas para a costa por correntes marinhas até estuários e manguezais (Mace *et al.*, 2020). Esse processo dura aproximadamente de 15 a 26 dias (Graham *et al.*, 2017). Ao chegar nos ambientes de berçário, as larvas continuam seu desenvolvimento até atingirem a fase juvenil. Nesta fase, características morfológicas dos juvenis assemelham-se às dos adultos em aparência geral (Winemiller; Dailey, 2002). Os juvenis permanecem nesses berçários costeiros por vários anos antes de retornarem às águas costeiras como adultos sexualmente maduros, com aproximadamente 10 anos de idade e 120 cm (comprimento de forquilha) (Stephens *et al.*, 2024).

A disponibilidade de recursos emerge como um fator significativo que influencia a abundância desta espécie em ambientes estuarinos (Imre *et al.*, 2004). No entanto, apesar da importância desses estuários para a espécie, há dados limitados disponíveis sobre seus hábitos alimentares e preferências de habitat nesses ecossistemas (Adams *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2019). Essa lacuna de conhecimento pode ser especialmente relevante em estuários urbanizados, como o Rio Cocó, onde flutuações nas características em diferentes zonas podem impactar seu comportamento, dieta e distribuição (Jud; Layman; Shenker, 2011; Cianciotto *et*

*al.*, 2019).

*Megalops atlanticus* é classificada como consumidora generalista, exibindo plasticidade alimentar, com dieta composta principalmente por peixes e invertebrados (Jud, Layman, Shenker, 2011). Trata-se de um predador altamente móvel que utiliza diferentes habitats e recursos ao longo de seu ciclo de vida, forrageando uma variedade de presas (Menezes, Menezes, 1968; Jud, Layman, Shenker, 2011). No entanto, os padrões da ecologia trófica dessa espécie em estuários tropicais ainda são pouco compreendidos (Jud, Layman, Shenker, 2011; Cianciotto *et al.*, 2019).

Jud, Layman e Shenker (2011) indicam que o *M. atlanticus* juvenil pode tornar-se cada vez mais dependente de ambientes antropizados. Nestes ambientes, é comum a presença de espécies de peixes não nativas. Dessa forma, Rosa *et al.* (2021) demonstraram a influência dessas espécies na dieta de peixes nativos, servindo como fontes essenciais de carbono para a fauna piscícola. Assim, os estuários antropizados fornecem condições favoráveis para a alimentação e crescimento dos juvenis de *M. atlanticus*.

O estuário do rio Cocó, inserido na Unidade de Conservação do Parque Estadual do Cocó (PEC), está localizado em área densamente urbanizada, recebe aporte de água doce e resíduos ao longo de todo o seu curso (Schettini *et al.*, 2017). Este ecossistema, se destaca na região semiárida do Brasil pela magnitude e frequência de distúrbios aos quais está submetido e por conter a maior população de *M. atlanticus* já registrada em estuários da região (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2022; 2023). As fontes de poluição no rio Cocó estão associadas ao desenvolvimento urbano, à ocupação das margens, ao lançamento de efluentes domésticos in natura e ao aumento do influxo de contaminantes como pesticidas e metais pesados (Silva *et al.*, 2004; SEMACE, 2010; Duaví *et al.*, 2015), além da introdução de espécies de plantas e peixes não nativas (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023)

Com base nas anteriores premissas e na procura de entender a constante ocorrência *M. atlanticus* neste ecossistema, avaliamos a dieta de exemplares juvenis no estuário do rio Cocó, testando se a dieta desta espécie é generalista e sua composição.

## **2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **2.1 Ecologia trófica de peixes em estuários**

O fluxo de energia e matéria em um ecossistema é observável através das relações tróficas entre os organismos que o compõem. Essa abordagem é útil para identificar padrões

entre espécies, independentemente de suas diferenças taxonômicas (Begon *et al.*, 2007). A transferência de energia dentro do sistema ocorre geralmente em múltiplas etapas, conhecidas como cadeias alimentares, onde cada etapa é um nível trófico (Castro; Huber, 2008). Na natureza, as cadeias alimentares formam uma rede complexa de conexões entre diversos consumidores e fontes de alimento (Castro; Huber, 2008), resultando em variações nos níveis de energia entre eles (Day *et al.*, 2012). A representação dos hábitos alimentares é crucial para a análise da ecologia trófica, buscando compreender as interações alimentares entre os seres vivos em um ambiente específico (Esteves; Aranha; Albrecht, 2021). Nas comunidades de peixes, os recursos alimentares têm origens diversas, promovendo uma grande variedade de conexões tróficas (Merigot *et al.*, 2017).

A ictiofauna dos estuários é caracterizada por uma diversidade de espécies, que podem ser marinhas estuarino-dependentes, marinhas estuarino-oportunistas ou facultativas, e marinhas visitantes (Fisher; Pereira; Vieira, 2011). Poucas dessas espécies são residentes, já que apenas algumas desenvolveram tolerância à grande variação de salinidade (Castello; Krugh, 2017).

Nos estuários, a dieta dos peixes é extremamente diversificada, abrangendo todas as categorias tróficas (Paiva; Chaves; Araujo, 2008). Essa riqueza alimentar é consequência da alta produtividade desses ambientes, impulsionada pela elevada produção primária, pela complexidade estrutural e pela turbidez, que são influenciadas pela conexão com as águas doces, costeiras e abertas (Day *et al.*, 2012; Castello; Krugh, 2017). Além disso, nos estuários, é comum encontrar uma proporção significativa de espécies predadoras generalistas, que se alimentam de uma ampla variedade de grupos de invertebrados e vertebrados (Paiva; Chaves; Araujo, 2008; Traugott *et al.*, 2020). O papel dessas espécies é essencial na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas estuarinos, pois regulam a abundância e o comportamento das presas (Engelbrecht *et al.*, 2019).

Características do sistema digestivo dos peixes ósseos geralmente variam de acordo com a dieta, com o histórico evolutivo dos hábitos alimentares, com a forma corporal e outras características que indicam adaptações funcionais (Becker *et al.*, 2010). No geral, as relações tróficas podem ser entendidas através da análise do conteúdo estomacal dos peixes, revelando o que está sendo ingerido pelos indivíduos. Compreender estas interações da cadeia alimentar é vital para compreender os mecanismos que impulsionam as alterações nas comunidades de peixes no espaço e no tempo.

Uma considerável quantidade de efluentes não tratado ainda são despejados em ambientes aquáticos, incluindo estuários, aumentando a carga de matéria orgânica e poluentes

nos ambientes aquáticos (Prado *et al.*, 2020). Esse fenômeno contribui para o rápido processo de eutrofização, provocando alterações nas condições físico-químicas e ecológicas dos sistemas aquáticos, resultando em alterações tróficas nas comunidades de peixes (Merigot *et al.*, 2017).

De acordo com preceitos teóricos, as espécies generalistas tendem a ser menos sensíveis às mudanças ambientais do que as especialistas, devido à capacidade de ajustar a dieta conforme a disponibilidade de recursos nos habitats em que vivem (Day *et al.*, 2012). Portanto, uma maneira de entender como diferentes espécies respondem às mudanças no ambiente é comparar seus hábitos alimentares em regiões com diferentes níveis de perturbação humana.

O *Megalops atlanticus* é um mesopredador rápido e utiliza diferentes habitats e recursos ao longo do seu ciclo de vida, alimentando-se de uma variedade de presas em toda a coluna da água (Kurth, Peebles e Stallings, 2019). Através de um rápido movimento de sucção e expansão craniana, o *M. atlanticus* consome a presa inteira (Westneat, 2005) o que auxilia, quando possível, o estudo dos itens consumidos e a análise da dieta dessa espécie.

## 2.2 Estuário do Rio Cocó

O Parque Ecológico do Cocó (PEC) é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral criada pelo Decreto Estadual nº 32.248, de 07 de junho de 2017, com aproximadamente, 1.571,29 hectares, sob gestão da Coordenadoria de Biodiversidade da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) (SEMA, 2020). De acordo com o plano de manejo do PEC (SEMA, 2020), a área é dividida em dois trechos, com o primeiro totalmente inserido no município de Fortaleza, compreendendo a foz do Rio Cocó e a BR-116, e o segundo trecho entre a BR-116 e a nascente do Cocó, inserido nos municípios de Fortaleza, Maracanaú, Pacatuba e Itaitinga, localizados no estado do Ceará, Região Metropolitana de Fortaleza.

O Rio Cocó tem sua origem na vertente oriental da Serra de Aratanha, localizada no município de Pacatuba. Com uma extensão de aproximadamente 48 km da nascente à foz, percorrendo diversos municípios, incluindo Maracanaú, Itaitinga, Fortaleza, Guaiúba, Maranguape, Aquiraz e Eusébio (Borrvalho, 2017). O estuário do Rio Cocó apresenta influência das marés por mais de 11 km a partir de sua foz, permitindo o desenvolvimento de manguezais ao longo de grande parte de suas margens (SEMA, 2020).

Durante o percurso da nascente à foz, o rio Cocó é impactado por diversas atividades antrópicas que modificaram suas características naturais, principalmente devido à ausência de um sistema adequado de saneamento básico. Essa falta de infraestrutura resulta em um aumento significativo da contaminação ambiental (Evangelista-Barret *et al.*, 2010).

Estudos revelaram a presença de contaminantes no ambiente e em ostras do estuário

do rio Cocó, como bactérias patogênicas do gênero *Aeromonas* (Evangelista-Barret *et al.*, 2010) e bactérias de resíduos fecais (Silva *et al.*, 2004). Além disso, foi observado um aumento nas florações fitoplanctônicas, causado pelo aumento de nutrientes devido às descargas antrópicas (Barroso, Becker, Melo, 2016), além da presença de agrotóxicos urbanos nas águas do rio Cocó (Duaví *et al.*, 2015).

O lançamento de efluentes urbanos no rio Cocó funciona como uma fonte externa de matéria orgânica, desencadeando alterações significativas em todos os componentes da comunidade aquática, incluindo os elementos da cadeia alimentar (Alonso *et al.*, 2019). A redução do oxigênio dissolvido, o aumento da turbidez e a presença de organismos indicadores de poluição (Barroso; Becker; Melo, 2016; Day Jr. *et al.*, 2012; Rodrigues; Alves, 2018), criam um ambiente com características desfavoráveis para a sobrevivência de várias espécies aquáticas, podendo resultar na morte de muitos organismos (Esteves; Aranha; Albrecht, 2021).

### **2.3 *Megalops atlanticus* (Valenciennes, 1847)**

*Megalops atlanticus* da ordem Elopiformes e família Megalopidae, é um mesopredador migratório amplamente distribuído em águas tropicais e subtropicais do Oceano Atlântico. Há registros da espécie desde os Estados Unidos até Lisboa, abrangendo também o Oceano Pacífico, com ocorrências no Panamá, Costa Rica e Colômbia (Batista *et al.*, 2020; Griffin *et al.*, 2023). No Brasil, sua presença é predominante na região Nordeste, incluindo áreas costeiras marinhas, estuários e, em alguns casos, até centenas de quilômetros a montante de rios (Garrone-Neto; Rodrigues, 2018). A distribuição dessa espécie é limitada, principalmente, pela sua baixa tolerância às baixas temperaturas (Mace *et al.*, 2017). Recentemente, foram registradas novas ocorrências dessa espécie no estado de São Paulo (Garrone-Neto; Rodrigues, 2018).

Durante seu ciclo de vida, o *M. atlanticus* utiliza uma variedade de habitats e recursos (Batista *et al.*, 2020). As desovas ocorrem em áreas distantes da costa, possivelmente até 200–250 km (Luo; Ault, 2012), estima que as fêmeas do *M. atlanticus* liberam mais de 100 milhões de ovos em cada evento de desova (Castro; Huber, 2008). Após a eclosão, as larvas leptocéfalas são transportadas pelas correntes marítimas e recrutam para berçários costeiros rasos, onde permanecem de 20 a 40 dias até atingirem estágio juvenil (Adams; Danylchuk; Cooke, 2023). Nas regiões costeiras estuarinas levam de sete a dez anos para atingirem a maturidade completa. Suas adaptações morfológicas permitem que se estabeleçam em áreas com baixa concentração de oxigênio e alta turbidez (Schweikert; Grace, 2018; Adams;

Danylchuk; Cooke, 2023), o que resulta em baixas taxas de predação e pouca competição por presas.

Assim como ocorre variação de hábitat e de tamanho, a dieta dos juvenis de *M. atlanticus* consomem diferentes tipos de presas. Na fase juvenil os principais alimentos são: zooplâncton, crustáceos, poliquetas e insetos (Jud; Layman; Shenker, 2011). À medida que os juvenis crescem e migram para as regiões costeiras, a dieta transita para organismos maiores, como crustáceos e peixes (Adams; Schweikert; Grace, 2023).

O camurupim é um peixe de vida longa, crescimento lento e maturidade tardia, o que aumenta a vulnerabilidade em relação a pesca predatória, falta de fiscalização, alterações climáticas, degradação de habitat e poluição (Fernandes *et al.*, 2023). Quando adulto pode exceder dois metros de comprimento e pesar de 110 a 130 kg (Adams; Schweikert; Grace, 2023).

A pesca do camurupim varia regionalmente, sendo predominante a pesca esportiva nos Estados Unidos, enquanto em Belize e México ocorre tanto pesca comercial quanto recreativa (Batista *et al.*, 2020). No Brasil, algumas comunidades pesqueiras tradicionais dependem da pesca artesanal de camurupim para subsistência, embora atualmente esteja proibida em todo o país (Portaria nº 354 MMA, 2023).

As pesquisas sobre o *M. atlanticus* no Brasil são escassas e baseiam-se principalmente em estudos datados da década de 1960 (Batista *et al.*, 2020). O conhecimento sobre a dieta dessa espécie é fundamental para implementar planos de manejo e recuperação de recursos naturais, especialmente considerando sua importância como recurso pesqueiro no Nordeste do Brasil (Silva, Feitosa, Fernandes, 2021). Além disso, destacam-se características que os tornam ainda mais vulneráveis, como a mortalidade por pesca, a deterioração da qualidade da água e a degradação do habitat (Luo *et al.*, 2020; Fernandes *et al.*, 2023; Griffin *et al.*, 2023). Devido à sua longevidade, maturação tardia e padrão altamente migratório, as populações de *M. atlanticus* são particularmente sensíveis à exploração e aos distúrbios antrópicos, o que enfatiza a importância da preservação e recuperação dessa espécie.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar a dieta de *Megalops atlanticus* em estuário urbanizado situado na unidade de conservação Parque estadual do Cocó, Ceará, Brasil.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- Avaliar características bióticas e abióticas no estuário do rio Cocó;
- Descrever o tamanho, biomassa e CPUE do *M. atlanticus* do estuário do rio Cocó;
- Avaliar o conteúdo estomacal de *M. atlanticus* no estuário do rio Cocó;
- Avaliar os peixes consumidos por *M. atlanticus* através da taxonomia e da análise genética;
- Comparar espacial e temporalmente a dieta do *M. atlanticus* no estuário do rio Cocó
- Com base nos resultados da caracterização ambiental do estuário do rio Cocó, da dieta e das características populacionais de *M. atlanticus*, propor recomendações para conservação da espécie.

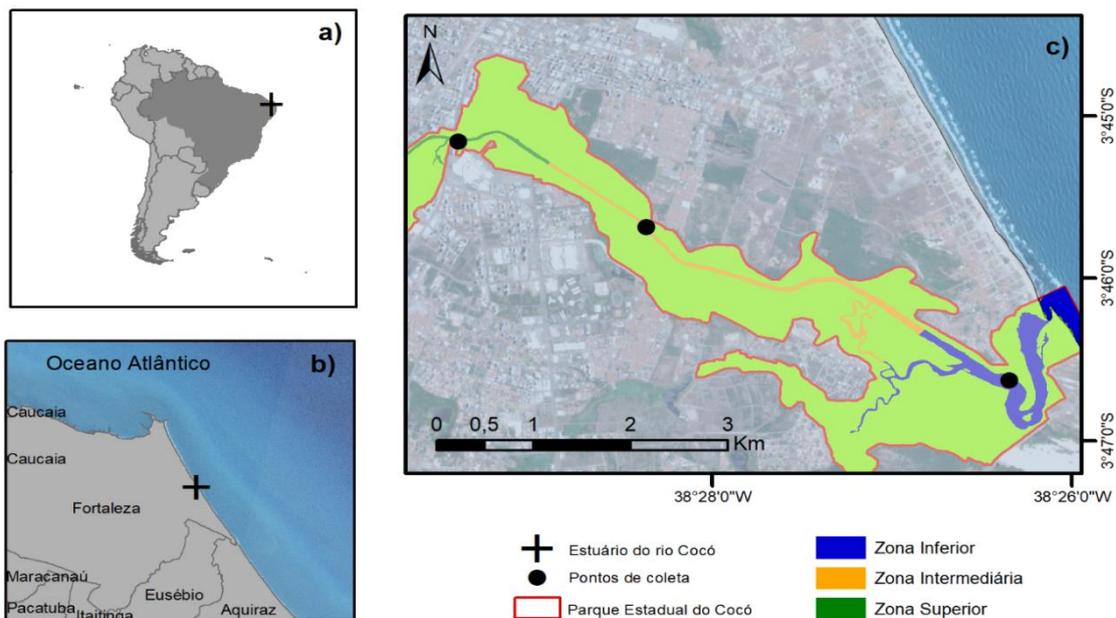
## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de estudo

As coletas foram realizadas no estuário do rio Cocó, litoral do estado do Ceará, município de Fortaleza, Nordeste do Brasil, dentro da Unidade de Conservação Parque Estadual do Cocó (PEC) (Figura 1) em uma região densamente urbanizada (Schettini; Valle-Levinson; Truccolo, 2017).

Entre os anos de 2017 e 2023 foram coletados exemplares de *M. atlanticus* e dados abióticos em três zonas do estuário denominadas da seguinte forma: zona superior ( $3^{\circ}45'08,8''\text{S}$   $38^{\circ}29'23,5''\text{W}$  a  $3^{\circ}45'13,5''\text{S}$   $38^{\circ}28'59,6''\text{W}$ ) a montante do rio Cocó, zona intermediária ( $3^{\circ}45'41,7''\text{S}$   $38^{\circ}28'22,4''\text{W}$  a  $3^{\circ}46'4,8''\text{S}$   $38^{\circ}26'55,4''\text{W}$ ), e zona inferior (de  $3^{\circ}46'30,7''\text{S}$   $38^{\circ}26'34,1''\text{W}$  a  $3^{\circ}46'49,0''\text{S}$   $38^{\circ}26'17,9''\text{W}$ ) próxima ao mar adjacente (Figura 1).

Figura 1 – Localização do estuário no Parque Estadual do Cocó e locais de amostragem.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

### 4.2 Características bióticas e abiótica das zonas do estuário do rio Cocó

Em cada Zona do estuário foram medidas a temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), salinidade, oxigênio dissolvido (mg/L), profundidade e transparência (cm), utilizando termômetro, refratômetro, oxímetro, fita métrica e disco de Secchi, respectivamente. Além disso, foi registrada a presença ou ausência de macrófitas e o tipo de vegetação ciliar predominante, classificados como arbóreo, arbustivo ou manguezal.

### 4.3 Amostragem de *Megalops atlanticus* no estuário do rio Cocó

De maio de 2017 a maio de 2018 espécimes de *M. atlanticus* foram coletados utilizando tarrafas (6 m<sup>2</sup> e 10 m<sup>2</sup>) e rede de arrasto (200 m<sup>2</sup>) sob a licença nº 57780 (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) /Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBio). Posteriormente, no período de julho de 2022 a maio de 2023, nas zonas superior, intermediária e inferior do estuário, para captura de *M. atlanticus* foram utilizadas nove redes de espera com comprimentos variando de 9,2 m<sup>2</sup> a 60 m<sup>2</sup> com malhas de 60, 70 e 100 mm de distância entre nós opostos, durante três horas (9h00 às 12h00), sob licença ICMBio nº 77988-1.

Após capturados com as redes, os peixes foram armazenados em sacos plásticos com eugenol e imersos em gelo. Posteriormente, foram transportados para o Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação (LEAC), onde foram pesados(g) em balança de precisão de aproximação 0,01 g, medidos em seus comprimentos padrão (SL) e total (TL) (cm) com paquímetro de precisão 0,1 mm e eviscerados para retirada de o conteúdo estomacal que foi fixado em álcool 70%. Todos os indivíduos foram classificados como juvenis, a partir da visualização do estágio de desenvolvimento gonadal. O conteúdo dos estômagos foi identificado até o mínimo táxon possível, utilizando placa de Petri, papel milimetrado e estereomicroscópio para quantificar identificar as características morfológicas das espécies. Referências bibliográficas especializadas e análises de DNA foram utilizadas para confirmar a identificação do conteúdo estomacal.

### 4.4 Identificação Taxonômica dos itens alimentares

A identificação dos itens alimentares consumidos por *M. atlanticus* foi realizada com auxílio de chaves taxonômicas, listas de espécies, fotografias, artigos, guias de peixes (Araújo; Teixeira; Oliveira, 2004; Britski *et al.*, 1984; Buckup, 2021; Figueiredo; Menezes, 1968; Figueiredo *et al.*, 2000; Fischer; Pereira; Vieira, 2011; Kwun; Kang, 2023; Marceniuk, 2005; Nelson; Grande; Wilson, 2016; Pezold; Cage, 2002; Sabaj *et al.*, 2022 e Sánchez-Botero *et al.*, 2023). Também foi realizada comparação com exemplares armazenados no acervo disponível no (LEAC-UFC), até o menor nível taxonômico possível. Essa avaliação abrangeu características morfológicas como tipo de escama, formato corporal, tipo de nadadeira e formato ósseo, entre outras (Fischer; Vieira; Pereira, 2011; Buckup, 2021).

#### 4.5 Análises genética: Extração, amplificação, purificação e sequenciamento e identificação do material genético

Para realizarmos a análise da identificação molecular dos peixes predados e obtidos no conteúdo estomacal de *M. atlanticus* foram selecionadas amostras que apresentavam pouco grau de degradação. Em seguida, extraímos um pedaço de tecido muscular de aproximadamente 25 mm<sup>2</sup> (ou menos, em amostras mais degradadas) utilizando papel milimetrado, bisturi e placa de Petri sanitizados.

A extração do DNA total dos tecidos foi focada nas porções mais interiores, evitando aquelas diretamente expostas ao muco digestivo. Também foi dada preferência ao tecido muscular que parecia não estar degradado (Aguilar *et al.*, 2017). As amostras de tecido foram fragmentadas e condicionadas em *ependorfs* estéreis de 1,5 mL contendo etanol 70%, e congeladas a -20°C até a execução do protocolo de extração de DNA.

Dois protocolos diferentes foram usados para a extração total de DNA devido à dificuldade de extrair as amostras. O primeiro protocolo foi baseado no método de CTAB 2X (Brometo de Cetiltrimetilamônio) (Warner, 1996). Neste protocolo, as amostras foram deixadas durante a noite em CTAB 2X, seguido pela adição de clorofórmio e álcool isoamílico (24:1), agitadas no vortex e centrifugadas por 15 minutos a 12.000 rpm. Em seguida, 2/3 do volume de isopropanol 100% foram adicionados, e os tubos foram colocados em um freezer a -20°C por 10 minutos. Após esta etapa, os tubos foram centrifugados por 5 minutos a 2.000 rpm, e o sobrenadante foi descartado com a subsequente adição de etanol 70% resfriado. Este processo foi repetido duas vezes, e então os tubos contendo o conteúdo estomacal foram secos em um termomixer a 37°C por aproximadamente 15 minutos.

O segundo protocolo foi adaptado de Robles *et al.* (2007), onde as amostras de conteúdo estomacal foram levadas a centrífuga três vezes por 1 minuto a 6000 rpm com 1 ml de água ultrapura, em seguida as amostras de conteúdo estomacal foram ressuspensas em 600 µl de solução Dodecil Sulfato de Sódio (SDS) com 10 µl de proteinase K e incubadas a 65°C por aproximadamente 3 horas. Posteriormente, foram adicionados 200 µl de acetato de amônio 7,5 M. Os tubos foram centrifugados por 30 minutos a 12000 rpm e transferimos 700 µl do sobrenadante para outro tubo e adicionamos de 600 µl de isopropanol gelado seguido de condicionamento no freezer por 10 minutos. Após essa etapa, levamos à centrífuga (4°C) por 6 minutos e 20 segundos a 12000 rpm. O sobrenadante foi descartado e observamos a presença do *pellet* no *ependorf*. Posteriormente adicionamos 450 µl de etanol 70% e colocamos novamente na centrífuga por 6 minutos e secamos a 37°C no thermomixer por 30 minutos. Por

fim, o *pellet* foi ressuspensão com 40 µl de uma solução 10 mM Tris-HCl (Cloridrato de tris(hidroximetil) aminometano) pH 8,5.

A região mitocondrial 16S foi amplificada por Reação em Cadeia da Polimerase (PCR) utilizando *primers* 16 Sar (5' CGC CTG TTT ATC AAA AAC AT 3') e 16Sbr (5' CCG GTC TGA ACT CAG ATC ACG 3') (Palumbi *et al.*, 1991). As reações de PCR foram realizadas em volume final de 35 µl, contendo aproximadamente 20 ng de bases de DNA e os seguintes reagentes de PCR: 0,14 mM de cada dNTP; 0,7X de Tampão GoTaq (Promega), 0,7 µl de cada *primer*, 2 mM MgCl<sub>2</sub>, 3 mM de Albumina Sérica Bovina (BSA) e 1 unidade da enzima GoTaq polimerase (Promega, USA).

As PCRs foram feitas em termociclador (Eppendorf Mastercycler® Hamburgo, Alemanha) programado para uma etapa de desnaturação inicial (10 min 94 °C), seguido por 44 ciclos de 1 min a 94 °C, 45 segundos a 48 °C e 1 min e 45 segundos a 72 °C. O último ciclo foi seguido por uma extensão final de 10 min a 72 °C. Os produtos das amplificações foram analisados por eletroforese em gel de agarose 1% (m/v) corado com SYBR® Safe DNA (Invitrogen, EUA).

Para a purificação das amostras de conteúdo estomacal, adicionamos 3 M de acetato de potássio (pH 5,5) para a concentração final de 0,3 M, em seguida foi acrescentado 2 volumes de etanol 100%, posteriormente levada ao freezer a -20 ou -80°C por aproximadamente 30 minutos. Após esse período levamos para a centrífuga a 15000 g, 4°C por 15 min. Após descartar o sobrenadante, foi adicionado 400 ml de etanol 70% gelado e centrifugado novamente a 15000 g, 4°C, por 5 minutos, novamente o sobrenadante foi descartado e as amostras conteúdo estomacal foram levadas para secar totalmente no termomixer por 20 min e o *pellet* foi suspenso em água ultrapura para em seguida ser realizada a leitura das relações de 260/230 nm e 260/280 nm quantificadas pelo Nanodrop ND 100 (Nanodrop, Wilmington, DE, EUA).

#### **4.6 Análise de dados**

A Captura por Unidade de Esforço (CPUE) para avaliar a variação da abundância relativa de *M. atlanticus* entre as três zonas (Inferior, intermediária e superior) do estuário foi avaliada entre os anos de 2022 e 2023. A CPUE mensal foi calculada dividindo o número total de peixes capturados (ind) pela soma da área das redes (m<sup>2</sup>) durante o período de três horas, em cada zona do estuário.

A análise das sequências genéticas dos peixes encontrados no conteúdo

estomacal foram realizadas pela Central de Genômica e Bioinformática (CeGenBio), do Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento de Medicamentos (NPDM), da UFC, pelo método de sequenciamento de SANGER. As sequências foram editadas através do programa *Codoncode Aligner* versão 6.0.2 (Codon Code Corp, USA). A identificação dos peixes encontrados no conteúdo estomacal foi realizada utilizando por comparação com sequências existentes no Banco de Dados *National Center for Biotechnology Information* (GenBank), usando o *Basic Local Alignment Search Tool* (BLAST) (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>). A identificação desses peixes ao nível molecular de gênero foi realizada com base nos valores Expect (E) resultantes do BLAST, onde as sequências com menor valor “E” são aquelas que melhor correspondem à sequência de consulta (Zeng *et al.*, 2018).

A partir dos sequenciamentos e das análises taxonômicas, avaliamos a dieta do *M. atlanticus* através da importância relativa de cada recurso alimentar utilizando o Índice de Importância Alimentar ( $IA_i$ ) através da combinação dos métodos de frequência de ocorrência ( $FO_i$ ) e volumétrico ( $V_i$ ) (Kawakami; Vazzoler, 1980), descrito pela equação:

$$IA_i = FO_i * V_i \times 100 / \sum FO_i * V_i$$

$i$  = item alimentar variando de 1 a n,

$FO_i$  = frequência de ocorrência (%) do item  $i$ ,

$V_i$  = volume (%) do item  $i$ .

Os resultados obtidos variam entre zero e um ( $1 \geq IA_i \geq 0$ ), e posteriormente são transformados em percentuais, denominados de  $IA_i$ -%.

O método gráfico, uma técnica visual utilizada para representar a composição da dieta de um organismo, foi empregado com o propósito de discriminar presas raras ou dominantes e sintetizar as informações dos itens nos estômagos. Para isso, foram utilizados o percentual da frequência de ocorrência e o índice presa-específica de cada item. A abundância específica da presa ( $P_i$ ) é definida como a porcentagem que um táxon de presa compreende de todos os itens de presa encontrados somente nos predadores onde a presa em questão ocorre. Em termos matemáticos,  $P_i$  é expressa por:

$$P_i = \sum S_i / \sum S_{ii} \times 100$$

$P_i$  = abundância específica da presa  $i$ ,

$S_i$  = abundância total (volume) da presa  $i$ ,

$S_{ii}$  = conteúdo total do estômago apenas nos espécimes com presas  $i$  em seus estômagos.

A partir desses índices, o comportamento alimentar de *M. atlanticus* foi

avaliado por método gráfico de Amundsen, Gabler e Staldivik (1996), relacionando a abundância específica da presa e à frequência de ocorrência em um gráfico bidimensional. As informações sobre a importância da presa e a estratégia alimentar do predador foram obtidas examinando as distribuições dos pontos ao longo das diagonais e eixos do diagrama Amundsen; Gabler; Staldivik (1996), indicando se são consumidas presas dominantes e presas raras, bem como a estratégia alimentar do predador em termos de especialização ou generalização.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Caracterização biótica e abiótica das zonas do estuário do rio Cocó

Na zona superior, a vegetação ciliar predominante era constituída por arbustos e árvores (Figura 2A). Na zona intermediária a espécie predominante foi *Avicennia germinans* (mangue-preto) (Figura 2B), enquanto na zona inferior, *Rhizophora mangle* (mangue-vermelho) (Figura 2C). Macrófitas aquáticas das espécies *Eichhornia crassipes* e *Panicum repens* foram registradas no canal principal da zona superior (Figura 3A), e foram ausentes na zona inferior (Figura 3B) (Tabela 1).

Figura 2 – Vegetação na Zona superior (a), intermediária (b) e inferior (c) do estuário.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Figura 3 – Presença e ausência de macrófitas na zona superior (a) e inferior (b) do estuário.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A largura apresentou tendência de diminuição da foz a montante e a profundidade foi maior na zona intermedia ( $1,91 \pm 0,39$ ) (Tabela 1).

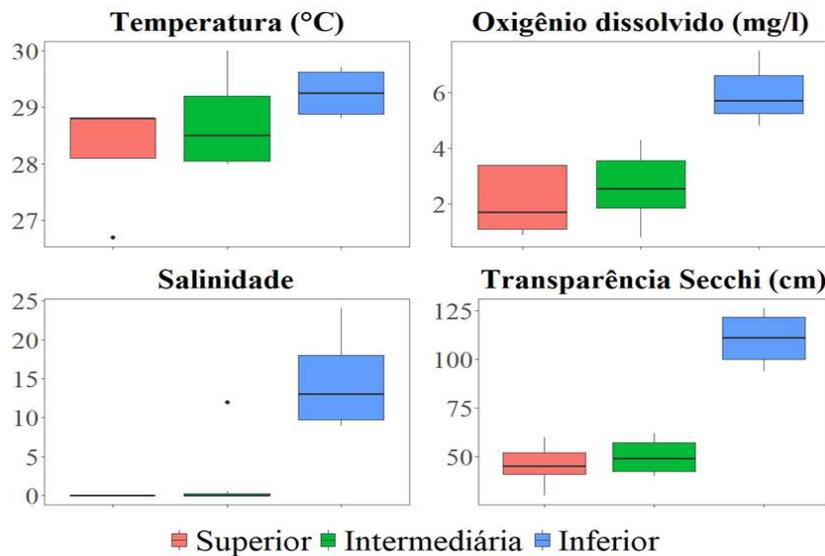
Tabela 1 – Características físicas e da vegetação das zonas superior, intermediária e inferior do estuário do rio Cocó.

Zona	Largura (m)	Profundidade (m)	Vegetação
Superior	16,61	1,82	Arbustos e árvores de médio porte com presença de macrófitas
Intermediaria	30,61	1,91	<i>Avicennia germinans</i> (mangue preto). Presença de macrófitas
Inferior	135,65	1,76	<i>Rhizophora mangle</i> , Macrófitas ausentes

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A zona inferior do estuário apresentou os maiores valores de temperatura ( $29,3 \pm 0,5$ ) e oxigênio dissolvido ( $6,0 \pm 1,4$ ), em contraste com a zona superior onde foram registrados os menores valores de temperatura ( $28,2 \pm 0,9$ ) e de oxigênio dissolvido ( $2,1 \pm 1,2$ ). A salinidade foi maior na zona inferior ( $14,8 \pm 6,9$ ), assim como a transparência ( $110,5 \pm 15$ ) (Figura 4).

Figura 2 – Caracterização das variáveis temperatura (C°), oxigênio dissolvido (mg/l), salinidade e transparência Secchi (cm) da água nas zonas superior, intermediária e inferior do estuário do rio Cocó.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

## 5.2 Características populacionais de *M. atlanticus* no estuário do rio Cocó

Nos anos de 2017 e 2018, foram coletados 52 indivíduos de *M. atlanticus*, sendo 37 na zona superior e 15 na zona intermediária. Não houve registro de capturas dessa espécie na zona inferior. Já nos anos de 2022 e 2023, foram capturados 71 indivíduos de *M. atlanticus*, dos quais 15 ocorrem na zona superior e 56 à zona intermediária. Em relação ao tamanho médio, no primeiro período foi de  $13,3 \pm 5,00$  cm, enquanto no segundo período foi de  $42,00 \pm 13,00$  cm. Quanto aos pesos, no primeiro período, a média foi de  $41,5 \pm 40$  g. Já para o segundo período, o peso médio foi de  $1127,45 \pm 802$  g.

O Índice de Captura por Unidade de Esforço (CPUE) variou unicamente entre duas zonas ao longo dos meses, já que na zona inferior, não foram capturados exemplares de *M. atlanticus*. Os valores mais elevados foram registrados nos meses de junho (Superior: 12,12 ind/100m<sup>2</sup>, Intermediária: 15,22 ind/100m<sup>2</sup>) e janeiro (Superior: 2,83 ind/100m<sup>2</sup>; Intermediária: 34,66 ind/100m<sup>2</sup>). Nos demais meses, observamos valores apenas na zona intermediária, sendo: setembro (2,79 ind/100m<sup>2</sup>), dezembro (7,81 ind/100m<sup>2</sup>), fevereiro (0,64 ind/100m<sup>2</sup>) e março (0,64 ind/100m<sup>2</sup>).

## 5.3 Conteúdo estomacal do *M. atlanticus* no estuário do rio Cocó

No período de 2017 e 2018, foram analisados 32 indivíduos de *M. atlanticus*, dos quais 24 apresentaram conteúdo estomacal e sete estavam com estômagos vazios. Nos anos de

2022 e 2023, do total de 71 indivíduos de *M. atlanticus*, 58 tinham conteúdo estomacal, e 13 estavam com o estômago vazio. No conjunto, foram identificados 10 itens no conteúdo estomacal de *M. atlanticus* no primeiro período, incluindo larvas e ovos de insetos, ninfas de ephemeroptera, fragmentos de insetos (ex. Belostomatidae), fragmentos de peixes e material vegetal. No segundo período registrou-se a presença de 39 itens no conteúdo estomacal de *M. atlanticus*, tais como Belostomatidae, peixes, crustáceos, detritos, larvas e ninfas de insetos, material vegetal, moluscos, plástico, microplástico e *Tubifex* sp.

#### 5.4 Análise genética de peixes encontrados no conteúdo estomacal do *M. atlanticus*

No conteúdo estomacal de *M. atlanticus* foram registradas 33 amostras de peixes inteiros ou parcialmente digeridas. Foram sequenciadas com sucesso onze amostras que corresponderam a exemplares de *Dormitator maculatus* (Bloch, 1792), *Megalops atlanticus*, *Moenkhausia costae* (Steindachner, 1907), *Myrophis punctatus* (Lütken, 1852), *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) e *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) (Tabela 2).

Os percentuais de identidade (%) representam o quanto da sequência de consulta é similar à do banco de dados. O valor de expectativa (*E-value*) descreve o número de ocorrências que podem ser encontradas por acaso, levando em consideração o comprimento da sequência e o tamanho do banco de dados. e por fim, o é um valor importante de ser observado, por que ele demonstra o quanto da sequência enviada conseguiu realizar um alinhamento quanto menor o valor de E, maiores são as chances de que o resultado não seja devido ao acaso (Amaral; Reis; Silva, 2007).

Tabela 2 – Espécies de peixes sequenciadas na avaliação do conteúdo estomacal do *M. atlanticus*

Amostra	Maiores relações no GenBank	Nome comum	Identidade (%)	<i>E-Value</i>	<i>Query cover</i>
10A	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	100	0,0	100
12A	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	100	0,0	100
CH19	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	100	0,0	100
PJ05	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	100	0,0	100
20B	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piranha	98,94	0,0	100
EVOA	<i>Bathygobius soporator</i>	Amboré	99,36	0,0	100
EVOB	<i>Bathygobius soporator</i>	Amboré	99,37	0,0	100
SYMA	<i>Myrophis punctatus</i>	Muriongo	99,04	0,0	100
SYMC	<i>Myrophis punctatus</i>	Muriongo	98,96	0,0	99
20A	<i>Moenkhausia costae</i>	Piaba	99,66	0,0	99
SI06	<i>Megalops atlanticus</i>	Camurupim	98,54	0,0	99

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

### 5.5 Índice dietético dos itens encontrados no conteúdo estomacal do *M. atlanticus*

Os valores do índice alimentar ( $\%FO_i$ ,  $\%IA_i$ ) para cada item, foram calculados para o primeiro e segundo período (Tabela 3). Nos anos de 2017 e 2018 o item mais frequente observado nos estômagos foi larva de Diptera ( $\%F=79,16$ ), seguido por ninfas de Ephemeroptera e insetos ( $\%F=16,66$ ). A estimativa da importância relativa permitiu estabelecer que as presas mais frequentemente consumidas por *M. atlanticus* foram larvas de Diptera ( $\%IA_i=94,09$ ). Nos anos de 2022 e 2023 a presa mais frequente consumida foi *Tubifex* sp. ( $\%F=25$ ), seguido por Poeciliidae ( $\%F=11,8$ ) e *Oreochromis niloticus* ( $\%F=11,8$ ). Além disso, o índice de importância relativa mostrou que as presas mais importantes para *M. atlanticus* em 2022/2023 foram *Tubifex* sp. ( $\%IA_i=33,5$ ).

Tabela 3 – Índice de importância alimentar (IAi) e valores de frequência de ocorrência(FOi) de 2017/2018.

<b>2017/2018</b>		
Conteúdo estomacal	$FO_i\%$	$IA_i\%$
<b>Larvas de diptera</b>	<b>79,16</b>	<b>94,09</b>
Ninfas de Ephemeroptera	16,66	0,98
Insetos	16,66	0,84
Poecilidae	8,33	0,52
Larvas SI	4,16	0,29
<i>Eleotris pisonis</i>	4,16	0,28
Belostomatidae	4,16	0,02
Ovos de insetos	4,16	0,01
Material vegetal	4,16	0,01
Conteúdo totalmente digerido	16,66	2,96
<b>2022/2023</b>		
Peixes NI	32,20	19,84
<b><i>Tubifex</i> sp.</b>	<b>28,81</b>	<b>33,56</b>
Material completamente digerido	27,12	29,99
Material vegetal	27,12	0,07
<b><i>Oreochromis niloticus</i></b>	<b>13,56</b>	<b>3,56</b>
<i>Melanoides tuberculata</i>	11,86	0,98
<b>Poeciliidae</b>	<b>11,86</b>	<b>4,00</b>
Inseto	10,17	0,17
Material vegetal	10,17	1,69
Gobiidae	8,47	2,42
<i>Moenkhausia costae</i>	6,78	0,87
<i>Myrophis punctatus</i>	6,78	0,78
<i>Vitta meleagris</i>	6,78	0,11
Crustáceos	5,08	0,46
Belostomatidae	1,69	0,02
Detritos	1,69	0,01

Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Itens ressaltados indicam os itens mais importantes na dieta do *M. atlanticus*.

Tabela 4 – Índice de importância alimentar (IAi) e valores de frequência de ocorrência(FOi) de 2017/2018 (Continuação).

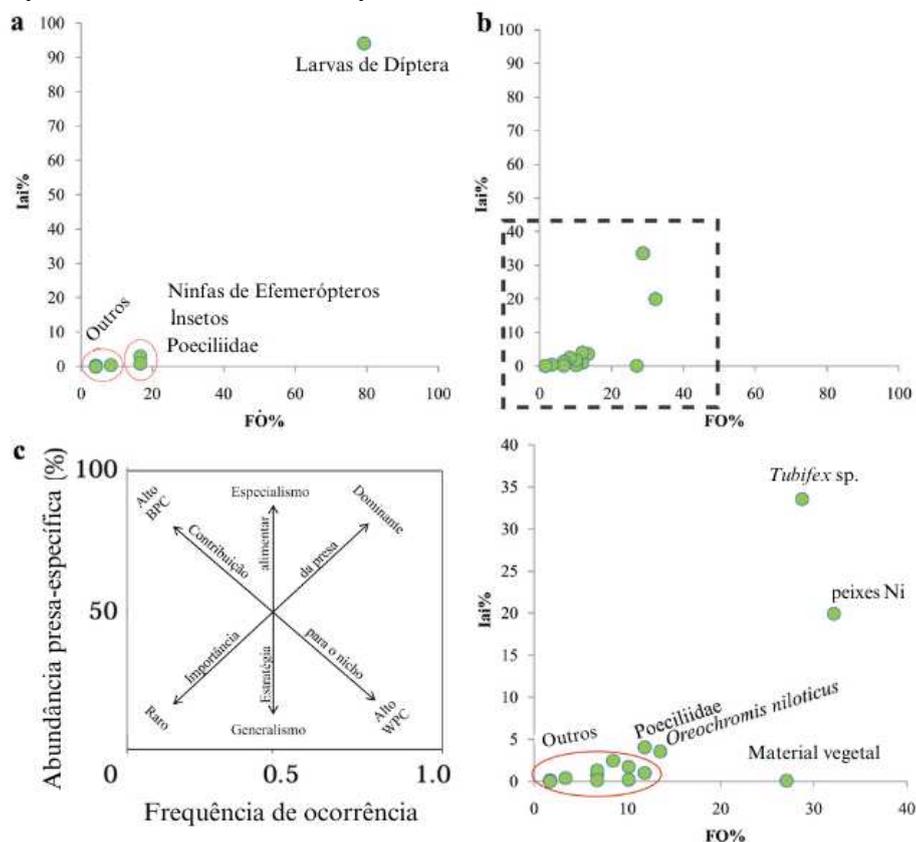
<i>Dormitator maculatus</i>	1,69	0,04
Engraulidae	1,69	0,02
Ictioplâncton	1,69	0,00
Larva de Syrphidae	1,69	0,01
<i>Megalops atlanticus</i>	1,69	0,04
Microplástico	1,69	0,00
Plástico	1,69	0,12
<i>Serrasalmus brandtii</i>	1,69	0,02

Fonte: Elaborado pelo autor (2024). Itens ressaltados indicam os itens mais importantes na dieta de *M. atlanticus*.

## 5.6 Estratégia alimentar do *M. atlanticus* no estuário do rio Cocó

Nas análises de conteúdo de *M. atlanticus* no primeiro período do estudo (anos 2017 e 2018), o item mais importante da dieta foram larvas de díptera (Figura 5) e no segundo período foram vermes *Tubifex* sp. (Figura 6). A maioria das presas consumidas por *M. atlanticus*, estão concentradas na parte inferior esquerda dos gráficos de Amundsen, Gabler e Staldivik (1996), indicando abundância específica da presa e frequência de ocorrência <50% (Figura 5).

Figura 5 – Análise gráfica da estratégia alimentar: abundância específica e frequência de ocorrência das presas na dieta de *M. atlanticus* de 2017 a 2023.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

## 5 DISCUSSÃO

O estuário do Rio Cocó parece favorecer o estabelecimento de juvenis de *M. atlanticus*, devido à abundância de recursos alimentares e seus comportamentos adaptativos, incluindo a migração em busca de água doce essencial para o seu crescimento. No entanto, essas áreas enfrentam numerosas perturbações antropogênicas, como o alto influxo de nitrogênio e fósforo de efluentes domésticos e industriais (Barroso *et al.*, 2016). Este estuário é classificado como oligohalino devido ao influxo de descarga de água doce, e exibe características como baixa salinidade, concentrações elevadas de nutriente e baixa transparência da água, resultando em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, conforme indicado por este estudo e por Barroso *et al.* (2016). Nestes ambientes, os juvenis podem sobreviver mesmo sob condições de baixa oxigenação devido a adaptações fisiológicas, como o armazenamento de oxigênio pela presença de uma bexiga natatória e adaptações visuais da retina, que facilitam a predação em águas turvas (Geiger *et al.*, 2000; Marceniuk *et al.*, 2005; Schweikert *et al.*, 2018).

Assim como registrado por Kurth, Peebles e Stallings, (2019), na Flórida, Brown e Severin (2007) no oeste do Golfo do México, Navarro-Martinez *et al.* (2020) em Cuba e neste estudo, identificamos através dos resultados da CPUE, a preferência de juvenis *M. atlanticus* pela zona superior e intermediária do estuário (Sánchez-Botero *et al.*, 2023). Todos os indivíduos amostrados neste estudo eram juvenis, portanto, podemos constatar que o *M. atlanticus*, depende consistentemente da zona superior durante o início da vida. Esse comportamento é atribuído principalmente à proteção contra predadores e à maior disponibilidade de alimentos para os juvenis de *M. atlanticus* (Kurth; Peebles; Stallings, 2019; Navarro-Martinez *et al.*, 2020; Luo *et al.*, 2020). No entanto, é importante observar que os habitats estuarinos montantes são vulneráveis a vários impactos antropogênicos, incluindo urbanização, descarga de efluentes domésticos e degradação da vegetação, que representam ameaças para a sobrevivência de juvenis de *M. atlanticus* (Wilson; Adams; Ahrens, 2019).

Além das mudanças nos habitats, o ciclo de vida do *M. atlanticus* é marcado por mudanças nas interações entre presa e predador, as quais são influenciadas pelas variações no seu tamanho corporal. Conforme destacado por Jud, Layman e Shenker (2011), à medida que o peixe aumenta de comprimento há maior capacidade de captura de presas, associado com o aumento da velocidade e eficiência de natação, possibilitando o consumo de presas maiores e mais evasivas (Westneat, 2005). Essa modificação dimensional confere ao peixe a habilidade

de se alimentar de uma ampla variedade de presas, abrangendo diferentes tamanhos, conforme apontado por Woodson *et al.* (2018) e Ríos *et al.* (2019).

Observamos esse padrão ao comparar os dois períodos estudados. As mudanças na composição e no comprimento das presas consumidas em relação ao comprimento do corpo podem reduzir a competição intraespecífica, particularmente em ambientes estressantes ou alterados (Cianotto *et al.*, 2019). Estudos anteriores também mostraram que a alimentação do *M. atlanticus* varia a partir do processo de crescimento, mudando de pequenos invertebrados para a piscívora (Jud, Layman; Shenker, 2010; Cianotto *et al.*, 2019; Kurth; Peebles; Stallings, 2019). Dessa forma, mudanças na dieta baseadas no comprimento podem permitir que múltiplas classes de tamanho coexistam em habitats de berçário.

A população de *M. atlanticus* no estuário do rio Cocó possui estratégia alimentar generalista e é flexível. Essa estratégia é comum em peixes predadores que consomem presas mais abundantes em vários níveis tróficos (Drenner; Hambright, 2002; Costa; Angelini, 2020). A zona superior do estuário é predominantemente doce (SEMA, 2020), o que resulta na ocorrência de espécies de peixes de água doce (Cichlidae e Poeciliidae) (Sánchez-Botero *et al.*, 2023) que são consumidos por *M. atlanticus*. Essa característica é refletida nos resultados encontrados neste e em outros estudos que destacaram a composição predominante de peixes de água doce e estuarinos na alimentação do *M. atlanticus* (Menezes, 1968; Kurth; Peebles; Stallings, 2019; Jud; Layman; Shenker, 2011; Navarro-Martinez *et al.*, 2020). De fato, todas as espécies de peixes identificadas neste estuário foram previamente registradas (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023; Sánchez-Botero *et al.*, 2023), o que valida a identificação taxonômica e a eficiência das técnicas moleculares consideradas neste estudo.

A maior diferença entre os itens consumidos por *M. atlanticus* ocorreu ao compararmos os dois períodos avaliados, realizados com metodologias diferentes. Durante o primeiro período, foram utilizadas diferentes metodologias de coleta, resultando na captura de indivíduos de menor comprimento. Isso se reflete nos itens consumidos, os quais consistiram em, majoritariamente, invertebrados aquáticos, como larvas de dípteros e ninfas de efemerópteros, importantes fontes de alimento para peixes juvenis (Starks; Long, 2017). No segundo período, os indivíduos eram maiores em comprimento e, conseqüentemente, mais especializados em consumir outras presas, incluindo um número maior de peixes.

Durante o segundo período, a principal fonte alimentar para o *M. atlanticus* foi *Tubifex* sp. A ampla abundância deste verme (*Tubifex* sp.) no estuário do rio Cocó se deve, em parte, a abundante matéria orgânica de origem continental que favorece o seu desenvolvimento (Rodrigues; Alves, 2018), em contraste com outros estuários tropicais onde o consumo é,

principalmente, de peixes e outros invertebrados (Menezes; Menezes, 1968; Jud; Layman; Shenker, 2011). A prevalência de *Tubifex* sp. no conteúdo estomacal indica que modificações antrópicas no estuário do rio Cocó vem mudando a composição da dieta de *M. atlanticus*. Oligoquetas pertencentes à família Tubificidae são frequentemente utilizados como indicadores biológicos de ambientes poluídos devido à sua tolerância a condições de baixo teor de oxigênio e capacidade de se proliferar em locais com acúmulo de matéria orgânica (Martin *et al.*, 2008; Rodrigues; Alves, 2018).

Além disso, dentre os de peixes identificadas no conteúdo estomacal *M. atlanticus*, confirmamos através do DNA a presença da espécie não-nativa *Oreochromis niloticus*. A ocorrência de *Myrophis punctatus* no conteúdo estomacal é uma novidade, visto que esta espécie tem como hábito ficar escondida no substrato (Able *et al.*, 2010) ficando indisponíveis para predadores com boca superior, como *M. atlanticus*. Entretanto, movimentos verticais diários permitem o forrageamento em toda a coluna da água, o que pode favorecer a variedade de itens presentes na dieta de *M. atlanticus* (Luo; Ault, 2012).

O grupo de espécies de peixes da família Poeciliidae foi o segundo item mais consumido pelo *M. atlanticus*. Foram identificadas três espécies de Poeciliidae no estuário do rio Cocó: *P. reticulata* (Peters, 1859); *P. sphenops* (Valenciennes, 1846); *P. vivipara* (Bloch Schneider, 1801) (Gurgel-Lourenço *et al.*, 2023; Sánchez-Botero *et al.*, 2023). Entretanto, devido ao grau de digestão das amostras, não foi possível identificar este gênero a nível de espécie. Apenas *P. vivipara* é nativa, indicando que *M. atlanticus* pode estar consumindo espécies exóticas de origem dulcícola. Essas espécies são conhecidas por formarem cardumes (Magurran; Seghers, 1991), e a mecânica de sucção utilizada por este predador no forrageamento (Westneat, 2005) facilita a captura dessas espécies em grandes quantidades.

Dentre os impactos nos ambientes de estuário, a relação entre espécies não-nativas na dieta de peixes nativos é um tema ainda pouco explorado, especialmente em ambientes urbanos alterados, onde a poluição e a introdução de espécies podem modificar a teia trófica (Pintor; Byers 2015; Tran *et al.*, 2015). A oferta destes itens modifica o hábito trófico das espécies predadoras nativas temporal e espacialmente, de acordo com a disponibilidade de recursos alimentares (Tran *et al.*, 2015; Basic *et al.*, 2019).

De fato, registros de *Oreochromis niloticus* indicam que esta espécie está bem estabelecida nestes locais e na dieta do *M. atlanticus*. Segundo Cassemiro *et al.* (2018), a tilápia (*O. niloticus*) possui adaptações tais como cuidado parental, alta taxa de crescimento, tamanho de maturação variável, alimentação oportunista e alta tolerância fisiológica que permitem seu estabelecimento em corpos hídricos alterados facilitando sua colonização com sucesso. Dessa

forma, o consumo de espécies não-nativas por parte de *M. atlanticus* está relacionado com o sucesso adaptativo dessas espécies em ambiente urbano alterado.

Apesar do consumo de espécies de peixes não-nativos por consumidores generalistas, destaca-se que, em longo prazo, a invasão de espécies nos ecossistemas pode ser prejudicial à biodiversidade (Rosa *et al.*, 2021). Ao longo do tempo, o efeito positivo das presas não-nativas na abundância de predadores nativos pode ter consequências indiretas e negativas para a abundância de presas nativas, especialmente se as presas não-nativas continuarem a ser preferidas na dieta, substituindo as presas nativas. Dessa forma, essa preferência pode indicar que as espécies não-nativas estão invadindo e aumentando a biomassa em níveis tróficos, resultando em ramificações mais amplas na comunidade e na cadeia alimentar (Pintor; Byers, 2015; Tran *et al.*, 2015 Rosa *et al.*, 2021).

Pintor e Byers (2015) destacam a importância dos predadores generalistas no controle de espécies não-nativas ao limitar essas presas no ambiente, dificultando o sucesso da invasão dessas espécies. Considerando que o *M. atlanticus* consome muitas espécies invasoras, há indicações de que esse predador nativo possa contribuir para a resistência biótica à invasão, possivelmente influenciando a disponibilidade ou distribuição das presas não-nativas no ambiente.

Embora sejam geralmente considerados predadores de peixes menores e invertebrados, também foi registrado o comportamento canibalista no *M. atlanticus*. Isso ocorre especialmente em situações de competição por alimentos escassos ou território (Block; Stoks, 2004), não sendo comum, mas pode ocorrer quando as condições ambientais limitam o acesso a presas alternativas (Block; Stoks, 2004; Cianciotto, 2019).

Por outro lado, o fato de encontrarmos um resultado positivo para uma espécie-alvo não significa necessariamente que o predador tenha, de fato, consumido a presa. No caso de possível canibalismo, fragmentos do DNA do predador podem ser amplificados, levando a um falso-positivo para aquele item. Outro exemplo é a possibilidade de predação secundária, que se refere à situação em que um predador consome outro predador que, por sua vez, havia consumido a presa alvo (King *et al.*, 2008). Essa situação pode explicar a presença de organismos bentônicos, como *Vitta meleagris* e *Melanoides tuberculata*. Assim como *M. punctatus*, esses organismos são indisponíveis para predadores com boca voltada para cima.

Para minimizar os falso-positivos, as técnicas de extração moleculares estão sendo aprimoradas para a identificação de fragmentos curtos de DNA (<300 pb) (Hoogendoorn; Heimpel, 2001; King *et al.*, 2008). Isso ocorre porque as moléculas de DNA são quebradas em fragmentos menores durante a digestão. Por essa razão, os primers específicos do grupo devem

ser projetados para esta faixa de tamanho (King *et al.*, 2008). Isso ocorre porque as moléculas de DNA são quebradas em fragmentos menores durante a digestão. Por esse motivo, é necessário projetar iniciadores específicos de grupo para essa faixa de tamanho (King *et al.*, 2008). Ao combinar dados taxonômicos e moleculares, conseguimos aprimorar as análises de identificação de espécies de peixes nos conteúdos estomacais de *M. atlanticus*. As principais dificuldades estavam relacionadas à identificação devido ao grau de digestão e à semelhança entre famílias de peixes, como Characidae, Cichlidae, Eleotridae, Gobiidae e Ophichthidae, que exibem similaridades morfológicas, dificultando ainda mais a análise taxonômica.

Estratégias de conservação do *M. atlanticus* devem considerar na reestruturação das teias alimentares alteradas, visto que podem desencadear interações negativas e ofertas tróficas de menor valor proteico nas novas condições ambientais (Bartley *et al.*, 2019; Costa; Angelini, 2020). Essa dinâmica fica evidente com a identificação taxonômica e a confirmação genética de *O. niloticus*, espécie não-nativa e um dos principais itens alimentares de *M. atlanticus* no estuário do rio Cocó. Além disso, todas as espécies de peixes identificadas no conteúdo de *M. atlanticus* são predominantemente dulcícolas ou eurialinas, corroborando estudos pretéritos sobre a alimentação do *M. atlanticus* (Menezes; Menezes, 1968; Kurth; Peebles; Stallings, 2019; Jud; Layman e Shenker, 2011; Navarro-Martinez *et al.*, 2020).

Para garantir a conservação eficaz do *M. atlanticus*, torna-se crucial adotar estratégias integradas de gestão que abordam diversos aspectos da história de vida dessa espécie. Por ser migratória, é importante reconhecer as conexões entre os locais que ela utiliza durante seu ciclo de vida, preservando a conectividade funcional dos habitats em toda a sua distribuição (Griffin *et al.*, 2023).

No Brasil, não há medidas específicas direcionadas exclusivamente para a conservação do *M. atlanticus* (Batista *et al.*, 2020). Portanto, é fundamental estabelecer ações de manejo para essa espécie, a fim de reduzir os impactos sobre ela. O histórico do consumo comercial desse peixe no país ressalta a necessidade de desenvolver mecanismos mais eficazes, como a proteção de habitats e outros ecossistemas que são fontes de alimento, como o estuário no Parque Estadual do Cocó. Assim, é crucial promover a restauração dos habitats e a conectividade entre os ambientes de reprodução, berçário e migração, visando favorecer a ocorrência da espécie no estuário do rio Cocó.

A localização do estuário do Rio Cocó dentro de uma área de preservação ambiental adiciona importância adicional à manutenção das populações juvenis de *M. atlanticus*. A degradação desse ambiente tem um impacto direto na dieta da espécie, resultando em modificações significativas no que está sendo consumido por essa espécie. Portanto, incentivos

e estudos bem fundamentados sobre a autoecologia de *M. atlanticus* no estuário do Parque Estadual do Cocó serão relevantes para identificar características quantitativas dos recursos alimentares consumidos pela espécie, atualizando periodicamente essas informações. Além disso, é necessário promover a proteção de *M. atlanticus* em sua fase juvenil no estuário do Parque Estadual do Cocó, evitando sua captura e garantindo o recrutamento de indivíduos adultos.

Além disso, conhecer o habitat, a alimentação e as características populacionais dessa espécie vulnerável possibilitam propor as melhores medidas mitigatórias para a preservação da espécie. Assim como, difundir informações por meio de comunicação e redes sociais, executada por órgãos governamentais e não governamentais, que alertem para a proibição da pesca de juvenis de *M. atlanticus*, medida importante para a conservação da espécie.

Este estudo é um primeiro passo importante para compreender os padrões de alimentação do *M. atlanticus* em um estuário urbano e desenvolver planos de conservação mais abrangentes. Estudos futuros devem continuar para o monitoramento contínuo da diversidade genética, fluxo gênico, características demográficas e potencial adaptativo, fundamentais para gestão eficaz e conservação dessa espécie.

## 6 CONCLUSÃO

Em conclusão, nosso estudo confirmou a dieta generalista de *M. atlanticus* no estuário do Rio Cocó e indicou que este ambiente oferece condições favoráveis, tanto bióticas quanto abióticas, para o estabelecimento de juvenis. Essas condições incluem abrigo e proteção, resultantes das características ambientais e da disponibilidade de alimentos. A dieta destaca a presença de *Tubifex* sp. e *O. niloticus*, acompanhada por uma maior variedade de itens, como crustáceos e outros peixes, juntamente com o registro de canibalismo. A identificação desses itens de presa de peixes por meio de métodos taxonômicos e moleculares, aliada ao registro histórico de presas neste local, fornece estimativas realistas da composição de itens encontrados no conteúdo estomacal desta espécie. Além disso, a maioria dos itens consumidos por *M. atlanticus* no estuário do Rio Cocó consiste em espécies indicativas de ambientes poluídos, destacando a influência antrópica e a degradação ambiental do estuário nos padrões alimentares de *M. atlanticus*.

Portanto, a compreensão dos padrões alimentares do *M. atlanticus*, o papel das espécies invasoras e o uso de técnicas moleculares representam contribuições significativas

para pesquisas futuras, gestão e conservação deste predador e dos ecossistemas associados. A localização do estuário do Rio Cocó dentro de uma área de conservação (PEC) destaca a importância crucial de entender e preservar esse ecossistema como um berçário para diversas espécies.

## REFERÊNCIAS

- ABLE, Kenneth W.; WILBER, Dara H.; MUZENI-CORINO, Angela; CLARKE, Douglas G. Spring and Summer Larval Fish Assemblages in the Surf Zone and Nearshore off Northern New Jersey, USA. **Estuaries And Coasts**, v. 33, n. 1, p. 211-222, 2009.
- ADAMS, Aaron; DANYLCHUK, Andy J.; COOKE, Steven J. Conservation connections: incorporating connectivity into management and conservation of flats fishes and their habitats in a multi-stressor world. **Environmental Biology Of Fishes**, v. 106, n. 2, p. 117-130, 2023.
- ADAMS, A; GUINDON, K; HORODYSKY, A; MACDONALD, T; MCBRIDE, R; SHENKER, J; Ward, R. **Megalops atlanticus (errata version published in 2020). The IUCN Red List of Threatened Species 2019**: e.T191823A174796143. 2019. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/species/191823/174796143>. Acesso em: 18/01/2024.
- ADAMS, Aaron J; HORODYSKY, Andrij Z; MCBRIDE, Richard s; GUINDON, Kathryn; SHENKER, Jonathan; MACDONALD, Timothy C; HARWELL, Heather D; WARD, Rocky; CARPENTER, Kent. Global conservation status and research needs for tarpons (Megalopidae), ladyfishes (Elopidae) and bonefishes (Albulidae). **Fish And Fisheries**, v. 15, n. 2, p. 280-311, 2014.
- AGUILAR, Robert; OGBURN, Matthew B.; DRISKELL, Amy C.; WEIGT, Lee A.; GROVES, Mary C.; HINES, Anson H. Gutsy genetics: identification of digested piscine prey items in the stomach contents of sympatric native and introduced warmwater catfishes via dna barcoding. **Environmental Biology Of Fishes**, v. 100, n. 4, p. 325-336, 2016.
- ALONSO, Mirella B.; CARVALHO, Débora R. de; ALVES, Carlos B. M.; MOREIRA, Marcelo Z.; POMPEU, Paulo S. Changes in trophic characteristics of two fish species of *Astyanax* (Teleostei: characidae) in response to aquatic pollution. **Zoologia**, v. 36, p. 1-12, 2019.
- AMARAL, A. M; REIS, M. S; SILVA, F. R. O programa BLAST: utilização para estudos de recursos genéticos e biotecnologia. Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2007. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/189557>. Acessado em: 26 março 2024.
- AMBIENTE, M. do M. **PORTARIA MMA Nº 354, DE 27 DE JANEIRO DE 2023**. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-354-de-27-de-janeiro-de-2023-460770327>. Acessado em: 26 março 2024.
- AMBIENTE, S. E. do M. **Parque Ecológico do Rio Cocó**. 2010. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/2010/12/08/paque-ecologico-do-rio-coco/>. Acessado em: 13 janeiro 2024.
- AMUNDSEN, P.-A.; GABLER, H.-M.; STALDVIK, F. J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method. **Journal Of Fish Biology**, v. 48, n. 4, p. 607-614, 1996.

ARAÚJO, M. E. de; TEIXEIRA, J. M. C; OLIVEIRA, A. M. E. de. **Peixes estuarinos marinhos do Nordeste brasileiro**. Fortaleza: Universidade Federal Do Ceará. Ufc, 2004.

BAHARUM, Syarul Nataqain; NURDALILA, A'wani Aziz. Application of 16s rDNA and cytochrome b ribosomal markers in studies of lineage and fish populations structure of aquatic species. **Molecular Biology Reports**, v. 39, n. 5, p. 5225-5232, 2011.

BAKER, Ronald; BUCKLAND, Amanda; SHEAVES, Marcus. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. **Fish And Fisheries**, v. 15, n. 1, p. 170-177, 2013.

BARROSO, Hortência de Sousa; BECKER, Helena; MELO, Vânia Maria Maciel. Influence of river discharge on phytoplankton structure and nutrient concentrations in four tropical semiarid estuaries. **Brazilian Journal Of Oceanography**, v. 64, n. 1, p. 37-48, 2016.

BARRETT, Robert T.; CAMPHUYSEN, Kees (C. J.); ANKER-NILSSEN, Tycho; CHARDINE, John W.; FURNESS, Robert W.; GARTHE, Stefan; HÜPPOP, Ommo; LEOPOLD, Mardik F.; MONTEVECCHI, William A.; VEIT, Richard R. Diet studies of seabirds: a review and recommendations. **Ices Journal Of Marine Science**, v. 64, n. 9, p. 1675-1691, 2007.

BARTLEY, Timothy J.; MCCANN, Kevin S.; BIEG, Carling; CAZELLES, Kevin; GRANADOS, Monica; GUZZO, Matthew M.; MACDOUGALL, Andrew S.; TUNNEY, Tyler D.; MCMEANS, Bailey C. Food web rewiring in a changing world. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 3, p. 345-354, 2019.

BATISTA, Leidiane Priscilla de Paiva; PORFÍRIO, André Ferreira; ALMEIDA, Clara Cabral; VASCONCELOS FILHO, José Ivan Fonteles de; FEITOSA, Carolina Vieira. ESTADO DE CONSERVAÇÃO DO CAMURUPIM *Megalops atlanticus* (ACTINOPTERYGII: megalopidae). **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 53, n. 1, p. 113-125, 2020.

BASIC, Tea; COPP, Gordon H.; EDMONDS-BROWN, V. Ronni; KESKIN, Emre; DAVISON, Phillip I.; BRITTON, J. Robert. Trophic consequences of an invasive, small-bodied non-native fish, sunbleak *Leucaspis delineatus*, for native pond fishes. **Biological Invasions**, v. 21, n. 1, p. 261-275, 2018.

BECKER, Alexssandro Geferson; GONÇALVES, Jamile Fabbrin; GARCIA, Luciano Oliveira; BEHR, Everton Rodolfo; GRAÇA, Dominguita Luhers; KURTZ FILHO, Mário; MARTINS, Tessie; BALDISSEROTTO, Bernardo. Morphometric parameters comparisons of the digestive tract of four teleosts with different feeding habits. **Ciência Rural**, v. 40, n. 4, p. 862-866, 2010.

BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin. R; Harper, John. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Artmed editora, 2007.

BLOCK, Marjan de; STOKS, Robby. Cannibalism-mediated life history plasticity to combined time and food stress. **Oikos**, v. 106, n. 3, p. 587-597, 2004.

BORJA, Ángel; DAUER, Daniel M.; ELLIOTT, Michael; SIMENSTAD, Charles A. Medium- and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. **Estuaries And Coasts**, v. 33, n. 6, p. 1249-1260, 2010.

BORRALHO, Leonardo Almeida. **Avaliação da efetividade da proteção ambiental do baixo curso do rio Cocó**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais., 2017.

BOWEN, W. D.; IVERSON, S. J. Methods of estimating marine mammal diets: a review of validation experiments and sources of bias and uncertainty. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 4, p. 719-754, 2012.

BOZA, Beatriz R.; CRUZ, Vanessa P.; STABILE, Gustavo.; ROTUNDO, Matheus M.; FORESTI, Fausto; OLIVEIRA, Claudio. Mini dna barcodes reveal the details of the foraging ecology of the largehead hairtail, *Trichiurus lepturus* (scombriformes: Trichiuridae), from São Paulo, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2022.

BRASIL. **Ordinance No. 148 of June 7, 2022. Ministry of the Environment, Brasília, Brazil**. 2022. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P\\_mma\\_148\\_2022\\_altera\\_anexos\\_P\\_mma\\_443\\_444\\_445\\_2014\\_atualiza\\_especies\\_ameacadas\\_extinctao.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extinctao.pdf). Acesso em: 18 de janeiro de 2024.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_2005\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcd\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf). Acesso em: 10 de março de 2024.

BROWN, Randy J.; SEVERIN, Kenneth P. A Preliminary Otolith Microchemical Examination of the Diadromous Migrations of Atlantic Tarpon. **Biology and Management of the World Tarpon and Bonefish Fisheries**, p. 259, 2007.

BRITSKI, Heraldo A.; SATO, Yoshimi; ROSA, AB de S. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco). 1984.

BUCKUP, Paulo Andreas. Taxonomia e filogenia de peixes de riachos brasileiros. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 02, p. 197-230, 2021.

CASSEMIRO, Fernanda AS et al. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 133-154, 2018.

CASTELLO, Jorge Pablo; KRUGH, Luiz Carlos. **Introdução às ciências do mar**. p. 493-499, 2017.

CASTRO, Peter; HUBER, Michael. E. **Marine biology**. McGraw-Hill Education, 2008.

CIANCIOTTO, Anthony C.; SHENKER, Jonathan M.; ADAMS, Aaron J.; RENNERT, Jacob J.; HEUBERGER, David. Modifying mosquito impoundment management to enhance nursery habitat value for juvenile common Snook (*Centropomus undecimalis*) and Atlantic tarpon (*Megalops atlanticus*). **Environmental Biology Of Fishes**, v. 102, n. 2, p. 403-416, 2019.

COSTA, Igor David; ANGELINI, Ronaldo. Análise do conteúdo estomacal confirma a plasticidade alimentar de uma espécie de peixe generalista em um rio tropical. 2020.

COSTELLO, M. J. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. 1990.

DAY JR, John W. *et al.* **Estuarine ecology**. John Wiley & Sons, 2012.

DEAGLE, Bruce E.; EVESON, J. Paige; JARMAN, Simon N. Quantification of damage in DNA recovered from highly degraded samples—a case study on DNA in faeces. **Frontiers in zoology**, v. 3, p. 1-10, 2006.

DUAVÍ, W. C; GAMA, A. F; MORAIS, P. C; OLIVEIRA, A. H. B. D; NASCIMENTO, R. F; CAVALCANTE, R. M. Contamination of aquatic environments by "urban pesticides": the case of Cocó and Ceará Rivers, Fortaleza - Ceará, Brazil. *Química Nova*. 2015.

DRENNER, Ray W.; HAMBRIGHT, Ray K. David. Piscivores, trophic cascades, and lake management. **The Scientific World Journal**, v. 2, n. 1, p. 284-307, 2002.

DUNN, A; HARLEY, S.; DOONAN, I.; BULL, B. Calculation and interpretation of catch-per-unit effort (cpue) indices. **New Zealand fisheries assessment report**, v. 1, p. 44, 2000.

ENGELBRECHT, Tamlyn M.; KOCK, Alison A.; O'RIAIN, M. Justin. Running scared: when predators become prey. **Ecosphere**, v. 10, n. 1, p. e02531, 2019.

ESTEVEES, Katharina Eichbaum; ARANHA, José Marcelo Rocha; ALBRECHT, Míriam Pilz. Ecologia trófica de peixes de riacho: uma releitura 20 anos depois. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 282-282, 2021.

EVANGELISTA-BARRETO, Norma Suely et al. Characterization of *Aeromonas* species isolated from an estuarine environment. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 41, p. 452-460, 2010.

FAVERO, Fernanda de Lima Toledo; ARAUJO, Isabela Maria; SEVERI, William. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, northeast coast of Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 45, n. 1, 2019.

FERNANDES, Cezar AF *et al.* Population dynamics and movements of Atlantic tarpon, *Megalops atlanticus*, in the Parnaíba Delta Protected Area, Brazil: challenges for local fishery management planning. **Environmental Biology of Fishes**, v. 106, n. 2, p. 449-468, 2023.

FIGUEIREDO, J; MENEZES, N. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. vi. **Teleostei 05**, v. 4, 2000.

FISCHER, Luciano Gomes; PEREIRA, Luiz Eduardo Dias; VIEIRA, João Paes. **Peixes estuarinos e costeiros**. Luciano Gomes Fischer, 2004.

GARRONE-NETO, Domingos; RODRIGUES, Alexandre. *Megalops atlanticus* Valenciennes, 1847 (Elopiformes, Megalopidae): new records for the state of São Paulo, with comments on its occurrence in the southeastern coast of Brazil, Southwest Atlantic. **Check List**, v. 14, n. 2, 2018.

GEIGER, Stephen P.; TORRES, Joseph J.; CRABTREE, Roy E. Air breathing and gill ventilation frequencies in juvenile tarpon, *Megalops atlanticus*: responses to changes in dissolved oxygen, temperature, hydrogen sulfide, and pH. **Environmental Biology of Fishes**, v. 59, p. 181-190, 2000.

GRAHAM, Patrick M. *et al.* Occurrence of Atlantic tarpon, *Megalops atlanticus*, leptocephali in the Mississippi Sound estuary. **Gulf and Caribbean Research**, v. 28, n. 1, p. SC12-SC16, 2017.

GRIFFIN, Lucas P. *et al.* Keeping up with the Silver King: using cooperative acoustic telemetry networks to quantify the movements of Atlantic tarpon (*Megalops atlanticus*) in the coastal waters of the southeastern United States. **Fisheries Research**, v. 205, p. 65-76, 2018.

GRIFFIN, Lucas P. *et al.* Individual variation and repeatability of Atlantic tarpon *Megalops atlanticus* migrations in the southern US: implications for conservation and management. **Marine Biology**, v. 170, n. 12, p. 168, 2023.

GURGEL-LOURENÇO, R. C. Assembleia de peixes de estuários negativos do Nordeste brasileiro: atualização taxonômica, padrões espaço-temporais e aspectos funcionais. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2016.

GURGEL-LOURENÇO, Ronaldo C. *et al.* Prolonged drought influences the taxonomic and functional structure of fish assemblages in estuaries along the Brazilian semiarid coast. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 20, p. 4443-4466, 2023.

HALPERN, Benjamin S. *et al.* A global map of human impact on marine ecosystems. **science**, v. 319, n. 5865, p. 948-952, 2008.

HERLEVI, Heidi *et al.* Environmental abundances of the non-native round goby *Neogobius melanostomus* influence feeding of native fish predators. **Journal of fish biology**, v. 102, n. 6, p. 1340-1357, 2023.

HOOGENDOORN, Marlijn; HEIMPEL, George E. PCR-based gut content analysis of insect predators: using ribosomal ITS-1 fragments from prey to estimate predation frequency. **Molecular Ecology**, v. 10, n. 8, p. 2059-2067, 2001.

IMRE, I.; GRANT, J. W. A.; KEELEY, E. R. The effect of food abundance on territory size and population density of juvenile steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Oecologia**, v. 138, p. 371-378, 2004.

JUD, Zachary R.; LAYMAN, Craig A.; SHENKER, Jonathan M. Diet of age-0 tarpon (*Megalops atlanticus*) in anthropogenically-modified and natural nursery habitats along the Indian River Lagoon, Florida. **Environmental Biology of Fishes**, v. 90, p. 223-233, 2011.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto oceanográfico**, v. 29, p. 205-207, 1980.

KING, R. A.; READ, D. S.; TRAUGOTT, M.; SYMONDSON, W. O. C. Invited review: Molecular analysis of predation: a review of best practice for dna-based approaches. **Molecular Ecology**, v. 17, n. 4, p. 947-963, 2008.

KURTH, Benjamin N.; PEEBLES, Ernst B.; STALLINGS, Christopher D. Atlantic Tarpon (*Megalops atlanticus*) exhibit upper estuarine habitat dependence followed by foraging system fidelity after ontogenetic habitat shifts. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 225, p. 106248, 2019.

KWUN, Hyuck Joon; KANG, Dong Won. Molecular identification and morphological description of an unrecorded goby *Bathygobius coalitus* (Perciformes: Gobiidae), from Jeju-do Korea. **Journal of Asia-Pacific Biodiversity**, v. 16, n. 4, p. 472-475, 2023.

LACERDA, Luiz Drude; MOLISANI, Mauricio Mussi; SENA, Daniel; MAIA, Luis Parente. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. **Environmental Monitoring And Assessment**, v. 141, n. 1-3, p. 149-164, 2007.

LUO, Jiangang; AULT, Jerald S. Vertical movement rates and habitat use of Atlantic tarpon. **Marine Ecology Progress Series**, v. 467, p. 167-180, 2012.

LUO, Jiangang *et al.* Migrations and movements of Atlantic tarpon revealed by two decades of satellite tagging. **Fish and Fisheries**, v. 21, n. 2, p. 290-318, 2020.

MACE, Marvin M. *et al.* Overwinter survival, age, and growth of juvenile tarpon (*Megalops atlanticus*) in a shallow, tidally-restricted habitat in South Carolina. **Environmental Biology of Fishes**, v. 103, p. 965-972, 2020.

MACE, M.M; HAFFEY, E.R; KIMBALL, M.E. Low-temperature tolerance of juvenile tarpon *Megalops atlanticus*. **Environ Biol Fish**, v. 103, p. 965-972, 2020.  
MAGURRAN, Anne E.; SEGHERS, Benoni H. Variation in schooling and aggression amongst guppy (*Poecilia reticulata*) populations in Trinidad. **Behaviour**, p. 214-234, 1991.

MARCENIUK, Alexandre P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de pesca**, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.

MARTIN, Patrick *et al.* Global diversity of oligochaetous clitellates (“Oligochaeta”; Clitellata) in freshwater. **Freshwater animal diversity assessment**, p. 117-127, 2008.

MIYA, Masaki. Environmental DNA metabarcoding: A novel method for biodiversity monitoring of marine fish communities. **Annual Review of Marine Science**, v. 14, n. 1, p. 161-185, 2022.

MENEZES R.S.; DE MENEZES, M. Estudo preliminar sobre a flora e a fauna de águas estuarinas do estado do Ceará **Arquivos dos Estudos de Biologia Marinha da Universidade Federal do Ceará**, v. 8, n. 1, p. 101-106, 1968.

MERIGOT, Bastien *et al.* Fish assemblages in tropical estuaries of northeast Brazil: A multi-component diversity approach. **Ocean & coastal management**, v. 143, p. 175-183, 2017.

NAVARRO-MARTÍNEZ, Zenaida M. *et al.* Habitat Characterization of Juvenile Atlantic Tarpon (*Megalops atlanticus*) in Isle of Youth, Cuba. **Gulf and Caribbean Research**, v. 31, n. 1, p. SC13-SC17, 2020.

NAMAN, Sean M. *et al.* Food web perspectives and methods for riverine fish conservation. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 9, n. 4, p. e1590, 2022.

NELSON, Joseph S.; GRANDE, Terry C.; WILSON, Mark VH. **Fishes of the World**. John Wiley & Sons, 2016.

NIELSEN, Jens M. *et al.* Diet tracing in ecology: Method comparison and selection. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 2, p. 278-291, 2018.

PAIVA, Andréa CG; CHAVES, Paulo de Tarso da C.; ARAÚJO, Maria E. de. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 25, p. 647-661, 2008.

PAQUIN, Melanie M. *et al.* DNA-based identification methods of prey fish from stomach contents of 12 species of eastern North Pacific groundfish. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 85, p. 110-117, 2014.

PEZOLD, FRANK; CAGE, BRYAN. A review of the spinycheek sleepers, genus *Eleotris* (Teleostei: Eleotridae), of the Western Hemisphere, with comparison to the West African species. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v. 31, n. 2, p. 19-63, 2002.

PINTOR, Lauren M.; BYERS, James E. Do native predators benefit from non-native prey?. **Ecology letters**, v. 18, n. 11, p. 1174-1180, 2015.

PIÑEROS, Víctor Julio; CALDERÓN-CORTÉS, Nancy. Metabarcoding: una herramienta prometedora para el estudio de la ecología trófica de peces mexicanos. **Revista mexicana de**

**biodiversidad**, v. 94, 2023.

POTTER, I. C. *et al.* Implications of the divergent use of a suite of estuaries by two exploited marine fish species. **Journal of Fish Biology**, v. 79, n. 3, p. 662-691, 2011.

PRADO, Marina Rodrigues do *et al.* Convergent responses of fish belonging to different feeding guilds to sewage pollution. **Neotropical Ichthyology**, v. 18, n. 1, p. e190045, 2020.

RÍOS, María F. *et al.* Linking size-based trophodynamics and morphological traits in marine fishes. **Fish and Fisheries**, v. 20, n. 2, p. 355-367, 2019.

ROBLES, Rafael *et al.* Molecular phylogeny of the American Callinectes Stimpson, 1860 (Brachyura: Portunidae), based on two partial mitochondrial genes. **Marine Biology**, v. 150, p. 1265-1274, 2007.

RODRIGUES, Luciana Falci Theza; ALVES, Roberto da Gama. Global panorama of studies about freshwater oligochaetes: main trends and gaps. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 58, p. e20185838, 2018.

ROSA, Daniel Melo *et al.* Non-native prey species supporting fish assemblage biomass in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**, v. 23, p. 2355-2370, 2021.

ROSEL, P. E.; KOCHER, T. D. DNA-based identification of larval cod in stomach contents of predatory fishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 267, n. 1, p. 75-88, 2002.

SAAD, Y. M. Analysis of 16S mitochondrial ribosomal DNA sequence variations and phylogenetic relations among some Serranidae fishes. **South African Journal of Animal Science**, v. 49, n. 1, p. 80-89, 2019.

SABAJ, Mark Henry *et al.* Synbranchus of the Middle to Lower Xingu Basin, Brazil, with the description of a new rheophilic species, *S. royal* (Synbranchiformes: Synbranchidae). **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 166, n. 1, p. 1-23, 2022.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; PINTO, R. P. L. L. M.; NOVAES, J. L. C.; RAMOS, T. P. A.; RODRIGUES-FILHO, C. A. de S.; BEZERRA, L. A. V.; SILVA, L. M. J. S.; GARCEZ, D. S. **Peixes Estuarinos da Costa Semiárida do Brasil Guia Ilustrado**, 2023.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; PINTO, L. M. ; RAMOS, T. P. A.; SILVA, L. M. J. S. ; GARCEZ, D. S. QUAIS SÃO AS ESPÉCIES DE PEIXES QUE OCORREM NO ESTUÁRIO DO PARQUE ESTADUAL DO COCÓ?. **BOLETIM - SOCIEDADE BRASILEIRA DE ICTIOLOGIA**, p. 23-34, 2023.

SCHETTINI, Carlos AF; VALLE-LEVINSON, Arnaldo; TRUCCOLO, Eliane C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Regional Studies in Marine Science**, v. 10, p. 52-64, 2017.

SCHWEIKERT, Lorian E.; GRACE, Michael S. Altered environmental light drives retinal change in the Atlantic Tarpon (*Megalops atlanticus*) over timescales relevant to marine environmental disturbance. **BMC ecology**, v. 18, p. 1-10, 2018.

SEMA. **PMPC – Plano de Manejo do Parque Estadual do Cocó. Produto 22: Plano de Manejo Consolidado**. Fortaleza, Ceará, 2020.

SILVA, Carlos Eduardo Lira Dos Santos; FEITOSA, Caroline Vieira; FERNANDES, Cezar Augusto Freire. Fishing gear selectivity on sub-adults and spawning stock of the Tarpon *Megalops atlanticus* (Actinopterygii: Megalopidae) in Northeast Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 44, p. 101727, 2021.

SILVA, A. I; VIEIRA, R. H; MENEZES, F. G; FONTELES-FILHO, A. A; TORRES, R. C; SANT'ANNA, E. S. Bacteria of fecal origin in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) in the Cocó River estuary, Ceará State, Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 35, p. 126-130, 2004.

SOBRINHO, MANOEL FERNANDES. Aspectos geoambientais do mangue do rio Cocó: um estudo de caso. **Monografia (Especialização em Direito Ambiental)–Universidade Estadual do Ceará**. Fortaleza, Ceará, 2008.

SPERANZA, Eric Demian *et al.* Alterations in the sterol signature of detritivorous fish along pollution gradients in the Rio de la Plata basin (Argentina): From plant to sewage-based diet. **ENVIRONMENTAL RESEARCH**, v. 184, 2020.

SOUSA, Wallace Alves de. Padrões da diversidade beta em assembleias de peixes de estuários do semiárido brasileiro. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2019.

STARKS, Trevor A.; LONG, James M. Diet composition of age-0 fishes in created habitats of the Lower Missouri River. **The American Midland Naturalist**, v. 178, n. 1, p. 112-122, 2017.

STEPHENS, Shane A. *et al.* Spatial distribution and movement of Atlantic tarpon (*Megalops atlanticus*) in the northern Gulf of Mexico. **Plos one**, v. 19, n. 3, p. e0298394, 2024.

TELETSCHEA, Fabrice. Molecular identification methods of fish species: reassessment and possible applications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 19, p. 265-293, 2009.

TRAN, Thi Nhat Quyen *et al.* Patterns of trophic niche divergence between invasive and native fishes in wild communities are predictable from mesocosm studies. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 4, p. 1071-1080, 2015.

TRAUGOTT, Michael *et al.* Fish as predators and prey: DNA-based assessment of their role in food webs. **Journal of Fish Biology**, v. 98, n. 2, p. 367-382, 2021.

WARNER, S. A. J. Genomic DNA isolation and lambda library construction. **Plant gene**

**isolation: Principles and practice**, p. 51-53, 1996.

WESTNEAT, Mark W. Skull biomechanics and suction feeding in fishes. **Fish physiology**, v. 23, p. 29-75, 2005.

WILSON, JoEllen K.; ADAMS, Aaron J.; AHRENS, Robert NM. Atlantic tarpon (*Megalops atlanticus*) nursery habitats: evaluation of habitat quality and broad-scale habitat identification. **Environmental Biology of Fishes**, v. 102, n. 2, p. 383-402, 2019.

WINEMILLER, Kirk O.; DAILEY, William H. Life history strategies, population dynamics, and consequences for supplemental stocking of tarpon. **Contributions in Marine Science**, v. 35, p. 81-94, 2002.

WOODSON, C. Brock; SCHRAMSKI, John R.; JOYE, Samantha B. A unifying theory for top-heavy ecosystem structure in the ocean. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 23, 2018.

ZAVALA-CAMIN, Luis Alberto. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1996.

ZENG, Ling *et al.* Species identification of fish maw (Porcupinefish) products sold on the market using DNA sequencing of 16S rRNA and COI genes. **Food Control**, v. 86, p. 159-162, 2018.