



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ NÚCELO DE ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA DA AMAZÔNIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA

RORY ROMERO DE SENA OLIVEIRA

# DIVERSIFICAÇÃO TRÓFICA E MORFOLÓGICA DE PEIXES EM DIFERENTES SISTEMAS ESTUARINOS DO NORTE DO BRASIL

BELÉM, PA

# RORY ROMERO DE SENA OLIVEIRA

# DIVERSIFICAÇÃO TRÓFICA E MORFOLÓGICA DE PEIXES EM DIFERENTES SISTEMAS ESTUARINOS DO NORTE DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca.

**Orientador: Dr. Ulrich Saint-Paul** 

Coorientador: Dr. Tommaso Giarrizzo

BELÉM, PA 2020

# DIVERSIFICAÇÃO TRÓFICA E MORFOLÓGICA DE PEIXES EM DIFERENTES SISTEMAS ESTUARINOS DO NORTE DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca, tendo obtido o conceito <u>excelente</u>.

## Tese apresentada em 29 de abril de 2020.

Mr. Saul. Paul

Dr. Ulrich Saint-Paul – Orientador Universidade Federal do Pará (PPGEAP/UFPA, Belém)

Dr. Tommaso Giarrizzo – Coorientador Universidade Federal do Pará (PPGEAP/UFPA, Belém)

**Banca examinadora:** 

Dr<sup>a</sup>. Bianca Bentes da Silva Universidade Federal do Pará (PPGEAP/UFPA, Belém)

Dr. Bruno Spacek Godoy Universidade Federal do Pará (PPGEAP/UFPA, Belém)

laudradus

Dr. Ryan Carlos de Andrades Universidade Federal do Espirito Santo (Departamento de Oceanografia/UFES)

Dr. Jorge Luiz Silva Nunes Universidade Federal do Maranhão (Departamento de Oceanografia e Limnologia /UFMA) **Suplentes** 

Dr. Breno Eduardo da Silva Barros Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA-Capanema)

Dr<sup>a</sup>. Victoria Judith Isaac Nahum Universidade Federal do Pará (PPGEAP/UFPA, Belém)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

O48d Oliveira, Rory Romero de Sena Diversificação Trófica e Morfológica de Peixes em Diferentes Sistemas Estuarinos do Norte do Brasil / Rory Romero de Sena Oliveira. — 2020. 141 f. : il. color.

> Orientador(a): Prof. Dr. Ulrich Saint-Paul Coorientador(a): Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2020.

1. estuário. 2. isótopos estáveis. 3. conteúdo estomacal. 4. morfologia sagitta. 5. Amazônia. I. Título.

CDD 577.786098115

# APOIO

Mangrove fringed estuaries and deltas in North Brazil Differences and analogy of fish connectivity

Cordenadores: Dr. Horácio Schneider e Dr. Ulrich Saint-Paul











A minha mãe Rosa Sena, minha esposa Danielly Brito e filha Maria Betriz. Obrigado por todo apoio e carinho.

Para Deus toda honra e glória!

"Quando eu tinha 5 anos, a minha mãe dizia-me que a felicidade era a chave da vida. Quando fui para a escola, perguntaram-me o que queria ser quando fosse grande. Escrevi 'feliz'. Então eles disseram-me que eu não tinha entendido o exercício, e eu disse-lhes que eles não entendiam a vida."

John Lennon

#### AGRADECIMENTOS

Agradeço a **Deus** por toda proteção e ajuda até aqui, sem ele nada seria possível.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo.

Ao **IBAMA** pela concessão da licença (n° 16346-3) de coleta de material biológico.

Aos meus orientadores **Dr. Uli Saint-Paul** e **Dr. Tommaso Giarrizzo** por todo apoio, conselhos e por terem abraçado este projeto. Adicionalmente, agardecer aos professores **Horácio Schneider** (*in memoriam*) e **Irá Sampaio** por todo apoio através do projeto *Mangrove fringed estuaries and deltas in North Brazil: Differences and analogy of fish connectivity*.

Ao **Grupo de Ecologia Aquática**, pela conseção do espaço físico e incentivo a conclusão deste trabalho.

Aos professores, **Dr<sup>a</sup>**. Alexandra Costa, **Dr**. Bruno Godoy e **Dr**. James Lee pelas ótimas ideias e críticas para este trabalho durante a qualificação e encontros de corredor.

Aos membros da banca de defesa: **Dr<sup>a</sup>. Bianca Bentes**, **Dr<sup>a</sup>. Vitoria Isaac, Dr. Bruno Godoy, Dr. Ryan Andrades, Dr. Jorge Nunes** e **Dr. Breno Barros** por terem aceitado compor a banca e pelas sugestões que alavancaram os trabalhos aqui apresentados.

A minha mãe **Rosa Sena**, por toda a força e incentivo para nunca desistir. A minha irmã **Raisa Sena** e meu sobrinho **Miguel**, pelos momentos em família que sempre me lembram a ver que nossos problemas são pequenos quando olhamos ao redor. A minha esposa **Danielly Brito** e minha filha **Maria Beatriz Sena** por toda dedicação, companheirismo, amor, paciência que me tornam um homem melhor a cada dia. Aos meus sogros **Daniel Filho** e **Suely Brito** pela amizade e força, por todo apoio em vários momentos para que eu pudesse concluir os meus trabalhos.

Aos pesquisadores e amigos Jussara Martinelli, Marcelo Andrade, Sarita Loureiro e Fabiola Seabra, pelo incentivo e sugestões para a conclusão deste trabalho. Agradeço também aos colegas de trabalho Gleyce, Thayze, Antônio, Leidyane, Eric, Helton, Luam entre outros que compulseram a feliz família do processamento das amostras desta tese. Ao grupo GEMAM, representadas pela **Renata Emin** e **Maura Souza** pela amizade e apoio logístico no Marajó. Ao grupo GPECA (Bragança), em especial professora **Bianca Bentes**, **Mayra Nascimento** e **Luciano Gomes** por todo apoio e ajuda durante os campos no Caeté.

A UFPI, pela parceria e apoio logístico nos campos no Delta do Parnaíba, em especial ao **Raimundo** nosso piloto, pescador e amigo.

Aos diversos pescadores, em especial ao Sr. Antônio e Nilson (Marajó), ao Seu Azul e Seu Antônio (Bragança) pela confiança e apoio nas pescarias.

Aos amigos de corredores do prédio MADAM: Leila, Carol, Jesus (segurança), Dona Natalia (serviços gerais; apoiadora de café matinal) e tantos outros que direta ou indiretamente contribuíram à concretização deste estudo e manutenção do estado emocional e pela torcida, meu muito obrigado.

#### RESUMO

Os estuários, dentre os habitats costeiros, sustentam a maioria dos bens e serviços ecológicos para a sobrevivência de uma grande diversidade de espécies, em especial os peixes. No entanto, mesmo com o elevado crescimento no conhecimento tanto nos aspectos biológicos como ecológicos, muito ainda precisa ser considerado tratando-se de ecossistemas tão complexos. A presente tese objetivou determinar o papel estrutural e funcional de diferentes sistemas estuarinos para espécies de peixes comumente encontradas nos mesmos, a partir da utilização de abordagens multiespecíficas. Amostragens foram realizadas entre 2015 e 2017, durante a maré baixa em zonas de entremarés, utilizando metodologias ativas e passivas, a fim de obtermos representatividade em termos de riqueza das espécies, assim como das fontes autotróficas e principais presas. Foi analisado um total de 33 espécies (20 famílias) neste estudo, dispostas de acordo com suas guildas tróficas como: bentófagas, bentoictiófagas, herbívoras, zooplanctívoras e onívoras. No capítulo 2, foi avaliado o efeito dos três sistemas estuarinos (Baía do Marajó, Caeté e Delta do Parnaíba) na variabilidade e a utilização dos recursos alimentares pelas diferentes espécies de peixes analisadas. As associações entre os caracteres morfológicos e alimentares foram avaliados através da CCA (Análise de Correspondência Canônica), onde a ordenação demostrou quais traços são os mais representativos para a captura de determinado item (74,1% da explicação total). Ainda, a análise das métricas isotópicas demostraram que as amplitudes de nicho foram mais amplas à Baia do Marajó em relação aos outros estuários. O efeito temporal foi analisado entre a ictiofauna de dois estuários de macromarés do norte do Brasil (Marajó e Caeté; capítulo 3), onde não foram verificadas diferenças na composição da dieta das espécies entre os estuários ou estações (p > 0.05), no entanto, as diferentes variações da composição isotópica das espécies de peixes foi mais ampla em  $\delta^{13}$ C para Marajó, enquanto que em  $\delta^{15}$ N o estuário do rio Caeté foi mais pronunciado, indicando o papel das diferentes fontes autotróficas entre os estuários. Estudos envolvendo presa-predador através da utilização de estruturas rígidas (e.g., otólitos), ainda são incipientes nos estuários tropicais. Desta forma, o capítulo 4 relacionou medidas de peixes e seus otólitos, a fim de gerar modelos robustos para estimar o comprimento e a massa de peixes encontrados em analises de conteúdos estomacais de ictiófagos. O coeficiente de determinação  $(r^2)$  das relações biométricas variou entre 0,71 e 0,99. Os resultados desta tese destacam o papel complexo que

distintos estuários exercem sobre os diferentes níveis tróficos ocupados por peixes comumente encontrados nos estuários do Norte do Brasil. Ainda agregam informações sobre o conhecimento de diferentes abordagens tróficas para quaisquer comparações de sistemas estuarinos e, principalmente, fornecendo informações relevantes para tomadas de decisão e planos de manejo.

Palavras-chave: estuário, isótopos estáveis, conteúdo estomacal, morfologia sagitta, Amazônia.

#### ABSTRACT

Estuaries, among coastal habitats, support most ecological goods and services for the survival of a wide variety of species, mainly fish. However, even with high growth in knowledge, both in biological and ecological aspects, but still, it must be taken into account in the treatment of such complex ecosystems. This thesis aimed to determine the relative importance and structural role of food sources for the main species of common fish found in different estuaries in northern-northeast of the Brazil, using multispecific approaches. Sampling was carried out between 2015 and 2017, during low tide in intertidal zones and on the continental shelf, using active and passive methods, in order to obtain representativeness in terms of species richness, as well as autotrophic sources and main prey. A total of 33 fish species (20 families) were analyzed in this study, arranged according to their trophic guilds such as: bentophages, bentoichthyophages, herbivores, zooplanktivores and omnivores. In chapter 2, the effect of three estuarine systems (Marajó Bay, Caeté and Delta do Parnaíba) on variability and the use of food resources by the different fish species analyzed were evaluated. Associations between morphological and dietary traits were assessed using the CCA (Canonical Correpondence Analysis), where the order showed which traits are most representative for the capture of a given item (74.1% of the total explanation). Still, the analysis of the isotopic metrics showed that the niche amplitudes were much wider in Baia do Marajó compared to the other estuaries. The temporal effect was analyzed among the ichthyofauna of two macro-tidal estuaries in northern Brazil (Marajó and Caeté; chapter 3), where no differences were found in the composition of the species' diet between the estuaries and seasons (p>0.05), however the different variations of the isotopic composition of the fish species was much broader in  $\delta^{13}$ C for Marajó, in  $\delta^{15}$ N the estuary of the Caeté River was more pronounced, indicating the role of the different autotrophic sources among the estuaries. Studies involving prey-predators using rigid structures (e.g., otoliths) are still incipient in tropical estuaries. In this way, chapter 4 relationships measurements of fish and their otoliths, in order to generate robust models for estimating the length and mass of fish found in analysis of stomach contents of ichthiophage. The determination coefficient  $(r^2)$  of the biometric relationships varied between 0.71 and 0.99. Results of this thesis highlight the complex role that different estuaries have on the different trophic levels occupied by fish commonly found in the estuaries of northern Brazil. They also add information about the knowledge of different trophic approaches for any comparisons of estuarine systems and, mainly, subsidizing relevant information for management plans.

Keywords: estuary, stable isotopes, stomach content, morphology, sagittal, Amazonian.

# SUMÁRIO

RESUMO vi
ABSTRACT
SUMÁRIO9
1. ESTRUTURA DA TESE 11
CAPÍTULO 1 12
Introdução Geral
1. INTRODUÇÃO13
2. OBJETIVOS DA TESE 19
4. METODOLOGIA
4.1. Área de estudo
4.2. Desenho amostral
4.5. Processamento das amostras
4.6. Análises estatísticas
5. REFERÊNCIAS
CAPÍTULO 2
INTRODUÇÃO
MATERIAL E MÉTODOS 46
RESULTADOS
DISCUSSÃO
AGRADECIMENTOS
REFERÊNCIAS
CAPÍTULO 3
INTRODUÇÃO
MATERIAL E MÉTODOS 84
RESULTADOS
DISCUSSÃO
AGRADECIMENTOS 105

REFERÊNCIAS	. 106
CAPÍTULO 4	. 114
ABSTRACT	. 115
RESUMO	. 115
INTRODUCTION	. 116
MATERIAL AND METHODS	. 117
RESULTS	. 119
DISCUSSION	. 126
CONCLUSION	. 128
ACKNOWLDGMENTS	. 128
REFERENCES	. 129
CAPÍTULO 5	. 133
CONCLUSÕES GERAIS E PERSPECTIVAS	. 133
Anexos	. 136

## **1. ESTRUTURA DA TESE**

Esta tese é apresentada em formato de compilação de manuscritos, onde cada capítulo é independente, com sua própria introdução, métodos, resultados, discussão e referências. Eles são acompanhados por uma introdução geral da tese (Capítulo 1) para fornecer informações básicas e uma breve síntese do estado do conhecimento a cerca do tema, incluindo conclusões e perspectivas futuras (Capítulo 5). Todas as análises e redações dos dados foram realizadas por mim com auxilio do meu orientador, coorientador e eventuais coautores. Dentre artigos inseridos como capítulos temos:

- Capítulo 2: Ecologia trófica e relações morfológicas de espécies de peixes em três diferentes sistemas estuarinos do norte do Brasil, apresenta uma avaliação espacial dos nichos tróficos ocupados por espécies comumente encontradas em três diferentes sistemas estuarinos, assim como verifica a influência dos estuários estudados sobre possíveis divergências morfológicas e na dieta das espécies (artigo a ser submetido em Marine Environmental Research, qualis A2, FI: 3,445);
- Capítulo 3: Sazonalidade no particionamento de nichos em comunidades de peixes de estuários macrotidais da Amazônia, apresenta uma avaliação da variação trófica a partir das assinaturas isotópicas realizadas por meio de análises de conteúdo estomacais das espécies de peixes comumente encontradas na Baía do Marajó e estuário do Rio Caeté durante os períodos chuvoso e seco da região (artigo a ser submetido em Hydrobiologia, qualis A1, FI: 2,325);
- Capítulo 4: Biometric relationships between body size and otolith size in 15 demersal marine fish species from the northern Brazilian coast, apresenta relações biométricas como uma ferramenta útil para estimar o comprimento e a massa de peixes predados a partir dos otólitos encontrados nos conteúdos estomacais de predadores marinhos (artigo publicado em Acta Amazonica, qualis B2, FI: 1,042).

Introdução Geral

## 1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas estuarinos foram definidos e caracterizados de muitas formas ao longo dos anos (e.g., gradiente de salinidade, tipologia física da foz, hidrologia, etc.) (PRITCHARD, 1967; PERILLO, 1995; McLUSKY; ELLIOTT, 2007; ELLIOTT; WHITFIELD, 2011; WOLANSKI et al., 2019). Independente da classificação, todos os estudos estão em comum acordo que os ecossistemas estuarinos desempenham elevada importância à manutenção de vários organismos aquáticos, devido a retenção de matéria e energia oriundas da drenagem continental e marinha (BECK et al., 2001; BLABER, 2002; ELLIOTT et al., 2002; ANDRADE-TUBINO et al., 2020).

A diversidade de espécies, em especial os peixes, que utilizam os estuários é beneficiada pelos bens e serviços ecológicos ofertados por diferentes habitats heterogêneos, no entanto interconectados (e.g., manguezais, marismas, bancos de algas) (BECK et al., 2001; BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005; MILLER; SKILLETER, 2006; COSTANZA et al., 2007; PASQUAUD et al., 2015; POTTER et al., 2015). Desta forma tais habitats, caracterizam os estuários como um ecossistema funcionalmente complexo, capaz de apoiar elevadas abundâncias de espécies em diferentes estágios de vida, principalmente de juvenis (GIBSON, 1997; GILLANDERS et al., 2001; BECK et al., 2001; HUIJBERS et al., 2012). Adicionalmente, a variação físico-química, em especial a salinidade, é um dos principais fatores responsáveis pelo particionamento espacial das espécies (GILLANDERS et al., 2001; HUIJBERS et al., 2012). Esta partição, seja espontânea ou não, pode ser considerada como estratégia para maximizar a sobrevivência dessas espécies ao longo do seu ciclo de vida no estuário (PARRISH, 1989; GIBSON, 1997; NAGELKERKEN; van der VELDE, 2002; POTTER et al., 2015).

Ao tentar indicar a importância estrutural e/ou funcional dos estuários, é sugerido que sejam consideradas a complexidade dos mosaicos de habitats presentes no sistema ou comparativamente diferentes sistemas, assim como a interação entre os organismos (PIHL; WENNHAGE, 2002; COCHERET de la MORINIÈRE et al., 2002; GILLANDERS, 2005; FRANÇA et al., 2011). Desta forma, é possível conceber que os estuários podem apresentar padrões convergentes ou divergentes tanto nos aspectos físico-químicos quanto biológicos, em dimensões espaciais e temporais (ELLIOTT, 2002; SHEAVES, 2006; MUMBY, 2006; FRANÇA et al., 2011; VINAGRE et al., 2016). Tais padrões podem estar associados à história de vida das espécies, assim

comparações devem ser realizadas com cautela, a fim de sugerir uma indicação dos serviços ecológicos requisitados (NAGELKERKEN et al., 2000; COCHERET de la MORINIÈRE et al., 2002; MEISE; STEHLIK, 2003; BLOOMFIELD; GILLANDRES, 2005; KIMIREI et al., 2013).

Segundo Villéger et al. (2017) para melhorar entender as respostas das comunidades mediante perturbações e implicações para o funcionamento do ecossistema, uma das melhores alternativas é o esclarecimento da ecologia funcional das comunidades. Neste sentido, a diversidade funcional simplifica muitos outros aspectos da complexa interação biológica no ecossistema (WALKER, 1992; CIANCIARUSO et al., 2009; SALGADO-NEGRET, 2015). Essa diversidade é resumida pelo uso de atributos ecológicos funcionais (e.g., tipo de alimentação, reprodução, zonação na coluna da água etc.) propostas como uma alternativa para facilitar as análises estruturais das espécies (ELLIOTT; DEWAILLY, 1995; MATHIESON et al., 2000). Assim, sendo possível inferir e quantificar o efeito do ecossistema na convergência ou divergência das características alimentares das espécies (e.g., habitat de forrageio, presas ecessenciais etc.), morfológicos (e.g., características dentarias, corporais ligadas a locomoção ou a aquisição de alimento etc.) e comportamentais (e.g., variações nas migrações, inversões nas atividades nictimerais ou sazonais), entre outros (GATZ JR., 1981; ROHLF, 1990; MÉRIGOUX; PONTON, 1998; MICHENER; LAJTHA, 2007; MONTAÑA; WINEMILLER, 2013; CARDOSO et al., 2015; SALGADO-NEGRET, 2015).

Conforme sintetizado por Blaber (2013) e Blaber e Barletta (2016), houve elevado crescimento no conhecimento tanto nos aspectos biológicos como ecológicos para os peixes tropicais estuarinos nos últimos 10 anos, consolidando essa região do globo como extremamente valiosa à reposição dos estoques. No entanto, o incremento do conhecimento ainda está relacionado principalmente ao papel da salinidade, turbidez e diversidade de habitats, conectividade, fluxo de água, fatores ecológicos da variabilidade espacial, entre outros (BLABER, 2013), com destaque para os países da América do Norte e Ásia (FIGURA 1b). Comparativamente, em termos de bacias hidrográficas com elevada influência na costa, a região Neotropical destaca-se das demais regiões (FIGURA 1a, modificado de ERICSON et al., 2006), contudo, o estado do conhecimento sobre os peixes estuarinos ainda é incipiente (FIGURA 1b; BLABER, 2013).



**FIGURA 1.** Relação entre disponibilidade hídrica *vs* estudos ecológicos, com destaque para a região Neotropical (quadrado pontilhado). Legenda das ilustrações: a) Distribuição global dos 40 deltas analisados por Ericson et al. (2006), a área da bacia de drenagem potencialmente contribuinte para cada delta (azul) e os grandes reservatórios (capacidade máxima de  $> 0,5 \text{ km}^3$ ) em cada bacia (Modificado de ERICSON et al., 2006); b) Análise da literatura científica sobre peixes em estuários tropicais 2002-2012, por área geográfica. Derivado de pesquisas em Ciências Aquáticas e Resumos da Pesca (Fonte: BLABER, 2013).

A dependência dos peixes ao estuário tem sido consideravelmente avaliada através de medidas de densidade, assim como a importância trófica relativa e análises gástricas dentre outras (ROZAS; MINELLO, 1997; MINELLO et al., 2003; HECK et al., 2003; CALDERON et al., 2019). Estes tipos de abordagens podem resultar em suposições errôneas se não for considerado o tipo de amostrador, o esforço amostral, além de que os organismos alteram a dieta em função do estagio de vida, efeito espaçotemporal, além da disponibilidade de presas (WERNER; GILLIAM, 1984, SOGARD; ABLE 1991, HECK et al., 2003; ANDRADE-TUBINO et al., 2020). No entanto, estruturas rígidas como ossos e otólitos recuperados do estômago ou das fezes dos predadores de peixes, têm sido bastante utilizadas para identificar e inferir sobre o tamanho e a massa da espécie predada, ainda que seja uma abordagem pouco utilizada em estudos envolvendo peixes predadores Neotropicais (CAMPANA, 2004; HARVEY et al., 2000; BATTAGLIA et al., 2010). Adicionalmente, os sistemas estuarinos são caracterizados pela elevada produção nos diferentes níveis tróficos (BECK et al., 2001; COCHERET de la MORINIÈRE et al., 2002; GILLANDERS, 2002). Fato que torna a relação entre os organismos aquáticos e a sua dieta de extrema importância para a compreensão da estruturação da cadeia trófica, assim como para o funcionamento do ecossistema de maneira geral (PINEDA, 2003; ANDERSON; CABANA, 2007; BROSE et al., 2019).

Os isótopos estáveis são utilizados como traçadores ambientais desde 1930 a partir do aprimoramento do espectrômetro de massa por Alfred Neir e colaboradores

(MARTINELLI et al., 2009). No entanto, somente nas últimas décadas estudos têm sido realizados utilizando as análises de isótopos estáveis para a identificação das principais fontes energéticas e suas relações tróficas dentro da cadeia alimentar dos ecossistemas costeiros Neotropicais (TABELA 1). Esta abordagem baseia-se no fato de que as assinaturas isotópicas das fontes alimentares ofertados pelo ambiente são refletidas nos tecidos dos consumidores (HOBSON; WASSENAAR, 1999; EDSON et al., 2008; COX; MOORE, 2013). Onde, temos que os isótopos estáveis de carbono ( $\delta^{13}$ C) e nitrogênio ( $\delta^{15}$ N) geralmente são os mais utilizados para descrever as relações em cadeias alimentares e fontes de matéria orgânica em estudos de ecologia trófica (PETERSON; FRY, 1987; CAMPANA, 1999; MICHENER; LAJTHA, 2007).

Em virtude da diferença do enriquecimento trófico entre os elementos, os isótopos de carbono são utilizados para caracterizar a dieta dos consumidores e os isótopos de nitrogênio para estimar a posição trófica de cada indivíduo dentro da cadeia alimentar (PETERSON; FRY, 1987; FRY, 2005; BRENNAN et al., 2015). Porém, a importância relativa de diferentes fontes alimentares em sustentar a cadeia trófica estuarina está relacionada a vários fatores, inclusive aos associados à hidrodinâmica do sistema (i.e., maior ou menor vazão do rio), dessa forma, os estuários precisam ser cuidadosamente avaliados (VASLET et al., 2012; ZAGARS et al., 2013). Nota-se que em sua maioria, estudos realizados nos estuários Neotropicais são focados em espécies especificas geralmente escolhidas por sua importância econômica, poucos habitats amostrados e, ocasionalmente, envolvendo somente uma abordagem metodológica para inferir sobre a ecologia trófica (TABELA 1). No entanto, a revisão bibliografica levantada neste estudo ainda é escassa (veja Tabela 1), tendo sido focada em palavraschave como "ecologia trófica" e refinadas por amostragens em ecossistemas costeiros. Apesar disso, é vital a compreensão das relações tróficas às espécies de peixes que utilizam os estuários com diferentes conformidades físicas, seja ao longo do espaço e/ou do tempo. Sendo assim, a presente tese pretendeu avaliar a dinâmica trófica de espécies chave de três estuários da costa norte brasileira. Tal abordagem considerou as relações ecológicas envolvendo isótopos de carbono e nitrogênio das espécies de peixes, combinando análise de conteúdos estomacais, morfologia e relações biométricas. Tais avaliações e comparações são relevantes para entender o papel desses diferentes sistemas a fim de apoiar medidas à conservação e manejo, ainda incrementando o conhecimento em relação a ictiofauna Neotropical.

**TABELA 1**: Resumo da literatura em ecologia trófica em diferentes habitats costeiros na região Neotropical nos últimos 18 anos, relatando a localização (mar, ecossistema, habitat, local do estudo e país), duração do estudo, número total de espécies e famílias de peixes capturados e a finalidade do estudo.

manadae	do estudo.								
Mar	Fcossistema	Hahitat	Local	País	Espécie s (N)	Família s (N)	Abord agem	Finalidade	Referência
mai	Leossistema	Habitat	Duanavantura a	1 415	3(11)	5(11)	agem	Thandade	
Destine	Man da Daaifina		Tuenaventura e	Calânshia	20	16	CE	A 1:	LOFEZ-FERALIA, ARCILA,
Pacifico	Mar do Pacífico	zona costeira	Tumaco	Colombia	30	10	CE	Alimentação	
D (7	D	a 1		<i>a</i> 14 1.			<u>a</u> r		RAMIREZ-MARTINES et al.,
Pacífico	Baia de Málaga	Canal		Colômbia	I	I	CE	Alimentação	2016
Pacífico	Zona costeira	zona costeira		Chile	1	1	IE+CE	Estrutura trófica	LOPEZ et al., 2013
			Mancera e San						
Pacífico	Baia de Corral	zona costeira	Carlos	Chile	1	1	CE	Alimentação	OCHOA-MUÑOZ et al., 2013
								5	STUTHMANN;
Pacífico e	Golfo de Montijo e	Canais de							CASTELLANOS-GALINDO.
Atlântico	Mar do Caribe	mangue		Panamá	18	10	IE	Posicionamento trófico	2019
		8	Golfo de						
Atlântico	Mar do Caribe	zona costeira	Slamanca	Colômbia	1	1	CE	Alimentação	DUARTE GRACÍA 1999
1111111100		20114 00500114	Diminute	Coronicia	-	-	02		COCHERET de la MORINIÈRE
Atlântico	Baia de Curação	intertidais	Baia de Curação	Caribe	9	4	IE+CE	Estrutura trófica	et al. 2003
7 manuel	Dulu de Culução	Canais de	Dulu de Cultição	Curroe	,	I	ILTEL	Londana nonea	et ul., 2005
		manque e	Rios Grijalva e						MENDOZA-CARRANZA et
Atlântico	Golfo do Mávico		Usumacinta	Mávico	30		IE	Estrutura trófica	al 2010
Attainteo	Gollo do Mexico	Lagoas	Ciánago Grando	MEXICO	30		щ	Estitutura tronca	ai, 2010
Atlântico	Mar do Caribo	Laguas	de Sente Merte	Colômbia	4	4	CE	Contaminantas	CALDERON at al. 2010
Attainteo	Mai do Caribe	Consis de	ue Santa Marta	Cololiblia	4	4		Alimente sãos Delesãos	CALDERON et al., 2019
A (10	En (dia la Dia Cant	Canais de	Dent	D	2	1	CE+U D	Anmentação; Relações	
Atlantico	Estuario do Rio Caete	mare	Para	Brasil	3	1	K	de presa-predador	CAMARGO; ISAAC, 2004
A (10) (*		Canais de	D (	D '1	1	1	<b>CE</b>	A 1' / ~	
Atlantico	Estuario do Rio Caete	mangue	Para	Brasil	I	1	CE	Alimentação	KRUMME et al., 2005
		Canais de	<b>D</b> (	<b>D</b> 11			<b>C</b> E		
Atlântico	Estuário do Rio Caeté	mangue	Pará	Brasil	I	I	CE	Alimentação	BRENNER; KRUMME, 2007
		Canais de							
Atlântico	Estuário do Rio Caeté	mangue	Pará	Brasil	1	1	CE	Alimentação	KRUMME et al., 2007
		Canais de							
Atlântico	Estuário do Rio Caeté	mangue	Pará	Brasil	1	1	CE	Alimentação	KRUMME et al., 2008a
Atlântico	Estuário do Rio Caeté	Canais de	Pará	Brasil	1	1	CE	Alimentação	KRUMME et al., 2008b

		mangue							
	Estuário do Rio	Canais de							GIARRIZZO; SAINT-PAUL,
Atlântico	Curuçá	mangue	Pará	Brasil	1	1	CE	Alimentação	2008
	Estuário do Rio	Canais de							
Atlântico	Curuçá	mangue	Pará	Brasil	1	1	CE	Alimentação	MONTEIRO et al., 2009
	Estuário do Rio	Canais de							
Atlântico	Curuçá	mangue	Pará	Brasil	28	19	IE	Estrutura trófica	GIARRIZZO et al., 2011
A .10		Canais de	D 4	D '1	0				D000400 1 0011
Atlantico	Estuário de Goiana	mangue	Paiba	Brasil	3	1	CE	Contaminantes	POSSATO et al., 2011
A (10	Estuario de Sirinhaem	Canais de	D	D	2	1	CE	A 1'	LID 4
Atlantico	e santa Cruz	mare Comoio do	Pernambuco	Brasil	2	1	CE	Alimentação	LIRA et al., 2017
Atlântico	Estuário do Coiono		Daraíba	Dragil	2	1	CE	Contaminantas	SILVA at al. 2018
Attainteo	Estuario de Golalia	mangue	Rio Grande do	DIasii	Z	1	<b>UE</b>	Containmaintes	SILVA et al., 2018
Atlântico	Lagoa dos Patos	Canais	Sul	Brasil	29	21	IE	Estrutura trófica	GARCIA et al 2007
7 thuntled	Lugou dos 1 dios	Lagoa	Bui	Diusii	2)	21	IL.	Londulu donicu	0/11(0)/11,2007
		costeira e	Rio Grande do						
Atlântico	Lagoa dos Patos	mar	Sul	Brasil	2	1	IE+CE	Alimentação	GARCIA et al., 2018
					15		-		MANICKCHAND-HEILEMAN
Atlântico	Golfo de Paria	zona costeira	Golfo de Paria	Venezuela	grupos	~11	CE	Modelo trófico	et al., 2004
Atlântico	Praia do Flamengo	zona costeira	São Paulo	Brasil	13	9	IE	Estrutura trófica	CORBISIER et al., 2006
	Costa do Rio de								ANDRADE-TUBINO et al.,
Atlântico	Janeiro	zona costeira	Rio de Janeiro	Brasil	56	-	CE	Estrutura trófica	2020
	Estuario de								
Atlântico	Mamanguapé	intertidais	Paraíba	Brasil	23	14	IE	Estrutura trófica	CLAUDINO et al., 2015

Legenda: IE - Isótopos Estáveis, CE - Conteúdo Estomacal, OR - Relações morfometricas com otólitos.

## 2. OBJETIVOS DA TESE

## Objetivo Geral

Comparar a diversidade morfológica e trófica das espécies de peixes mais abundantes em diferentes sistemas estuarinos do norte brasileiro. Adicionalmente, relacionar medidas biométricas de peixes e otólitos, a fim de proporcionar estimativas comparáveis em estudos presa-predador.

## Objetivos específicos

- Verificar possíveis divergências ou convergências intraespecíficas na morfologia e na dieta em função dos diferentes estuários. Ainda avaliar se a variabilidade trófica através de métricas isotópicas depende do sistema estuarino (Capítulo 2);
- Verificar o efeito sazonal (período seco e chuvoso) na dieta das espécies de peixes comumente encontradas nos estuários da Baia do Marajó e do Rio Caeté, a partir da utilização das análises de conteúdo estomacal, apoiadas por análises de isótopos estáveis (*SIA* em inglês) de carbono e nitrogênio (Capítulo 3);
- Determinar a relação entre as medidas do peixe (comprimento e peso) e do otólito sagitta (comprimento, largura e peso) às 15 espécies de peixes mais abundantes capturadas ao longo da costa norte do Brasil (Capítulos 4);

## A fim de elucidar estes objetivos, foram testadas as hipóteses a seguir:

- Hipótese 1 (Capitulo 2): Os peixes mostram extraordinária diversidade morfológica em função do nicho trófico ocupado ou na magnitude da variação ambiental (GIDMARK et al., 2019). Desta forma, em função do sistema estuarino, as espécies apresentarão divergências morfológicas e alimentares, assim como às métricas de nichos tróficos serão variáveis.
- Hipótese 2 (Capítulo 3): Considerando que os nichos tróficos ocupados pelas espécies são reflexos da disponibilidade dos recursos alimentares (SCHOENER, 1989; SCHIRMER et al. 2020), previmos que o estuário da Baía do Marajó apresentaria a maior disponibilidade de recursos, assim como a maior amplitude do nicho durante o período chuvoso, na qual durante este período a vazão do rio Amazonas é extremamente forte, em relação ao estuário do rio Caeté.
- Hipótese 3 (Capítulo 4): Os otólitos sagitta esquerdo e direito terão as mesmas dimensões.

### 4. METODOLOGIA

#### 4.1. Área de estudo

As amostragens foram realizadas em três diferentes estuários na maior faixa contínua de manguezais do Brasil (MENEZES et al., 2008) e a zona costeira do Pará: Baía do Marajó e o Estuário do rio Caeté em janeiro de 2018 e Delta do rio Parnaíba em abril de 2015, e zona costeira do Pará em agosto e setembro de 2016 (FIGURA 2). Esses sistemas diferem consideravelmente tanto na geomorfologia quanto na hidrologia.

#### Baia do Marajó

A Baía de Marajó é um estuário complexo em Delta localizado ao sul da Ilha de Marajó, norte do Brasil, influenciado pelo rio Tocantins e vazão parcial do rio Amazonas (PEREIRA et al., 2016; WAGNER et al., 2019). Esta baía drena uma área de cerca de 6,1 x  $10^6$  km<sup>2</sup> em um ciclo com vazão máxima de aproximadamente 2,5 x  $10^5$  m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> que contribui para o maior escoamento de água doce (~ 16%), sedimentos, nutrientes dissolvidos e material orgânico do mundo (SANTOS et al., 2016; GOLVEIA et al., 2019). O clima pode ser caracterizado como quente-úmido, com temperaturas do ar em torno de 25 a 27 °C, sendo o período chuvoso (salinidade  $\leq 0,5$ ) de janeiro a julho e o seco (salinidades  $\geq 10$ ) de agosto a dezembro. O período chuvoso é marcadamente caracterizado pela precipitação que costuma exceder os 2.900 mm anuais (BARTHEM, 1985; SANTOS et al., 2016). Além disso, esse sistema é caracterizado por um terço da costa ocupada por praias arenosas e o restante dominado pela vegetação de mangue, principalmente por árvores de *Rhizophora mangle, Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* sob efeito constante das ondas com marés variando de 4 a 6 m e fortes correntes de maré (MENEZES et al., 2008; PEREIRA et al., 2016).

#### Estuário do Rio Caeté

O estuário do Rio Caeté está localizado a oeste do Pará (FIGURA 2), na costa norte brasileira. Este rio apresenta uma extensão aproximada de 100 km desde a Ponta do Maiaú à foz, onde encontra o oceano Atlântico, com aproximadamente 11,5 km de largura, sendo classificado como permanentemente aberto (BARBOSA; PINTO, 1973; BARLETTA et al., 1998). As marés são semidiurnas, com amplitudes de 2,5 a 5,5 m, nas marés de quadratura e sizígia, respectivamente, além de apresentarem velocidades

médias de 1,5 m/s. Estas marés sofrem influência de ventos dominantes de nordeste para leste, com velocidades médias variando entre 6 a 8 m/s (COHEN et al., 1999). O clima é considerado quente-úmido, com temperaturas médias do ar em torno de 25,7 °C, sendo o período seco (salinidades > 35) de agosto a dezembro e o chuvoso (salinidade  $\leq$ 6) de janeiro a julho. Durante o período chuvoso a precipitação costuma exceder os 2.545 mm anuais (BARLETTA et al., 1998; BARLETTA et al., 2003). O entorno deste estuário apresenta amplas faixas de florestas de mangue, dominadas por árvores de *Rhizophora mangle, Avicennia germinans, Laguncularia racemosa* e pontuais manchas de marismas (*Spartina alterniflora*) (MENEZES et al., 2008; BRAGA et al., 2009).

#### Delta do Rio Parnaíba

O Delta do rio Parnaíba está localizado na costa nordeste brasileira, fazendo fronteira com os estados do Piauí e Maranhão (FIGURA 2). Este sistema estuarino abrange uma área de 2.750 km<sup>2</sup>, caracterizada por um complexo mosaico de ecossistemas entrecortados por baias e estuários em uma região bastante dinâmica devido às conformações climáticas de transição entre as zonas pré-Amazônia e o semiárido nordestino (ANDRADE JR et al., 2005; GUZZI, 2012).

A região está sujeita a ventos constantes de nordeste, com velocidades médias que variam entre 2 a 6 m/s que influenciam marés semidiurnas, com amplitudes de 3,3 a 1,7 m, na maré de sizígia e quadratura, respectivamente (BITTENCOURT et al., 2005; HASTENRATH, 2006; SILVA et al., 2015). Nesta região, podem-se encontrar áreas com elevada deposição sedimentar na foz (e.g., Baía das Canárias) em relação a outras (e.g., Baía do Caju), caracterizando áreas com diferentes hidrodinâmicas. A temperatura superficial da água é elevada, com média de 29°C, com pequenas precipitações, não ultrapassando os 1.210 mm anuais, sendo os meses mais chuvosos de janeiro a maio (média de 312 mm) e uma estação seca de junho a dezembro (SILVA et al., 2015). A vegetação predominante é formada principalmente por árvores de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* e *Copernicia prunifera* (GUZZI, 2012).

### Zona Costeira Paraense

A zona costeira é dominada pela circulação superficial das águas do oceano Atlântico e a influencia das mudanças sazonais dos ventos. Esta área é regida pela forte conexão da corrente Norte do Brasil (NBC) e a noroeste pela corrente da Guiana (GC) (GOUVEIA et al., 2019). Mais de um terço de água doce do mundo deságua no oceano e a magnitude desta contribuição para a plataforma continental varia de acordo com o regime de precipitação, contribuindo significativamente para a variabilidade da salinidade (FFIELD, 2007; GOUVEIA et al., 2019). Adicionalmente, a alta carga de nutrientes e sedimentos do rio Amazonas, favorece a ocorrência de abundantes estoques pesqueiros, principalmente de camarão (Penaeidae) e várias espécies de peixes (ISAAC; BRAGA, 1999; MARCENIUK et al., 2019).



**FIGURA 2:** Localização geográfica das áreas de estudo identificadas por capítulos, onde: o capítulo 2 indicado por C2) compreende a baia do Marajó, o estuário do Rio Caeté e o Delta do Rio Parnaíba-MA/PI, o capítulo 3 (C3) compreende a Baia do Marajó e estuário do Rio Caeté, e o capitulo 4 (C4) costa norte do Brasil. Fonte: GoogleEarth; Imagens de paisagens características do(a): a) Delta do Parnaíba, b) estuário do rio Caeté, c) ilha do Marajó e d) zona costeira Paraense.

#### 4.2. Desenho amostral

As amostragens foram concentradas nas áreas de entremarés que são caracterizadas por extensas praias arenosas e planícies lamosas, assim como densas áreas com vegetação de mangue. Amostras das principais fontes primárias (e.g., *Rhizophora mangle, Avicennia germinans* e *Spartina alterniflora*) e macroalgas epífitas (e.g., *Bostrychia* sp. e *Enteromorpha* sp.) presentes nas áreas do entremarés, foram retiradas durante a maré vazante. Em laboratório, essas amostras foram limpas com água destilada a fim de eliminar possíveis fontes de contaminação (e.g., detritos).

Os invertebrados bentônicos, especificamente caranguejos (e.g., *Uca* spp., *Ucides cordatus* e *Callinectes* spp.), e moluscos (e.g., *Littorina* spp. e *Neritina* spp.) foram selecionados como potenciais presas para os consumidores superiores. Estes organismos foram coletados manualmente nas áreas de entremarés sobre ou sob o substrato. Amostras de 1000 g de sedimento foram coletadas e lavadas com auxílio de uma peneira de malha 0,3 mm. As espécies retidas neste processo foram separadas em morfoespécies (e.g., poliquetas e bivalves).

A matéria orgânica particulada em suspensão (POM) foi coletada durante a maré vazante. Um total de aproximadamente 200 litros de água foi filtrado, com auxílio de um balde de 10 l, em duas redes cônicas de 200 µm e 120 µm, uma contida dentro da outra, desta forma as partículas grandes e o zooplâncton foram retidos na primeira rede enquanto a POM na segunda, em seguida os líquidos foram filtrados em filtros de fibra de vidro Whatmann GF/F pré-calcinados (500°C). Cada filtro foi armazenado em sacos plásticos e conservado congelado para posterior processamento.

A ictiofauna foi coletada durante a maré vazante, com a utilização de diferentes amostradores a fim de aumentar a captura de indivíduos em diferentes estágios de desenvolvimento. Foram utilizados como amostradores: uma rede de arrasto manual do tipo picaré (9 m de comprimento, com saco tipo "trawl", malha 13 mm nas mangas e 5 mm no saco; FIGURA 3a); e uma rede de tapagem 10 x 3 m (12 mm entre nós opostos), ambas dispostas nos canais de maré (FIGURA 3b). As espécies de peixes foram escolhidas em virtude da sua abundância no sistema e por sua importância ecológica e econômica (ROSA et al., 2003; GUZZI, 2012), a fim de totalizarem oito indivíduos para cada espécie de peixe. Este mesmo delineamento amostral foi replicado em todos os estuários.



**FIGURA 3:** Apetrechos de pesca utilizados para a captura da ictiofauna nos diferentes sistemas estuarinos: a) rede de arrasto manual do tipo picaré e b) rede de tapagem em canal de mangue.

Para o capítulo 2 (C2), foram amostrados os estuários da Baia do Marajó, Caeté e Delta do Parnaíba durante o período chuvoso. Para o capitulo 3 (C3), a Baia do Marajó e estuário do Caeté entre os períodos chuvoso e seco da região, enquanto para o capitulo 4 (C4) foram amostras do período seco disponibilizadas pela frota industrial camaroneira.

#### 4.5. Processamento das amostras

Os peixes foram identificados ao nível de espécie com a utilização de literatura apropriada, assim como as fontes e presas. Todos os peixes foram medidos [comprimento padrão (CP – precisão de 1 mm)] e pesados (PT – precisão 0,01 g). As espécies de peixes foram classificadas de acordo com suas guildas tróficas (ELLIOTT et al., 2007; GIARRIZZO; KRUMME, 2007), como segue:

i. Espécies bentófagas (B): alimentam-se predominantemente (acima de 50% de sua dieta) de invertebrados associados ao substrato (incluindo animais que vivem acima do sedimento, sobre o sedimento ou no sedimento);

ii. Ictiófagas (I): alimentam-se predominantemente de peixes ósseos, mas podem incluir grandes invertebrados;

iii. Bento-ictiófagas (B-I): alimentam-se predominantemente de invertebrados associados ao substrato (incluindo animais que vivem acima do sedimento, sobre o sedimento ou no sedimento) e/ou pequenos peixes de fundo;

iv. Herbívoras (H): alimentam-se predominantemente de macroalgas, macrófitas ou fitoplâncton;

v. Zooplanctívoras (Z): alimentação predominante de zooplâncton (e.g. hidrozoários, crustáceos planctônicos, ovos e larvas de peixes);

vi. Onívoros (O): alimentam-se de uma diversidade de alimentos que não podem ser facilmente atribuídos a uma das categorias acima. Basicamente trata-se de peixes com alimentação oportunista.

Para a análise de isótopos estáveis das presas, diferentes tecidos foram usados. Todas as amostras após a coleta foram lavadas com água destilada para retirada de resíduos. Para os peixes, foi retirada uma amostra de tecido muscular branco da região superior abaixo da margem anterior da barbatana dorsal (~ 5 g), uma vez que este tecido tende a ser menos variável em termos de <sup>13</sup>C e <sup>15</sup>N (PINNEGAR; POLUNIN, 1999). Para invertebrados, uma amostra de tecido muscular foi coletada após remoção de conchas e do trato digestivo. No caso de indivíduos com tamanho corporal muito pequeno foi utilizado o corpo todo. Sempre que necessário, as amostras replicadas foram reunidas a partir de vários indivíduos da mesma espécie para atingir o peso ideal de tecido para análise de isótopos. Dos crustáceos, foi utilizado somente o músculo abdominal e dos quelípodes, livres do trato digestivo e do exoesqueleto.

As amostras para análises isotópicas seguiram o preparo padrão de secagem em estufa a 60 °C por um período mínimo de 24 h e posterior maceração com auxílio de gral e pistilo até obtenção de um pó fino a ser pesado em balança analítica de alta precisão e encapsulados em cápsulas de estanho (tin caps 3 x 5mm, Costech Analytical) (FIGURA 4). As razões isotópicas de carbono ( $\delta^{13}$ C) e nitrogênio ( $\delta^{15}$ N) foram determinadas usando espectrômetro de massa de fluxo contínuo (EA-IRMS), em um sistema composto por uma interface Thermo Flash 2000 EA, interface ConFlo IV e Delta V Advantage IRMS, realizadas no Laboratório de Ecologia de Isótopos Estáveis da Universidade do Norte do Texas. Os resultados alcançados foram expressos na notação delta ( $\delta$ ), em partes por mil (‰), relativos aos padrões internacionais de referência conforme fórmula 1.

$$\delta^{13}$$
C ou  $\delta^{15}$ N = [(Ramostra/Rpadrão)-1]×1000 fórmula (1)  
Onde: R =  ${}^{13}$ C: ${}^{12}$ C e  ${}^{15}$ N: ${}^{14}$ N

Os padrões internacionalmente utilizados para o carbono são Vienna Peedee Belemnite limestone (V-PDB) e para nitrogênio o gás N<sup>2</sup> atmosférico (PETERSON; FRY, 1987; FRY, 2006).



**FIGURA 4:** Esquema ilustrativo da preparação das amostras para analises de isótopos estáveis. Fotos: Mário A. Z. Gomes.

As medidas morfoanatômicas foram estimadas para as 20 espécies de peixes com auxilio de paquímetro digital (precisão de 0,01 mm), exceto a posição da boca (variável categórica). Essas medidas consideraram 22 características ecomorfológicas (FIGURA 5) que descrevessem a aquisição de alimentos e a locomoção (COCHRAN-BIEDERMAN; WINEMILLER, 2010; MONTAÑA; WINEMILLER, 2010; MONTAÑA, WINEMILLER, 2013; VILLEGER et al., 2010). Apenas os jovens foram considerados para evitar diferenças causadas por alterações ontogenéticas no formato do corpo (C2).



**FIGURA 5:** Medidas morfológicas utilizadas nas análises com definição de medidas em três diferentes sistemas estuarinos, Brasil. Legenda: Comprimento da cabeça (Hl), Altura da cabeça (Hh), Comprimento

do focinho fechado (SI), Largura da boca (Gw), Posição dos olhos inferior (Epi), Posição dos olhos superior (Eps), Diâmetro dos olhos (Ed), Distância interorbital (Id), Comprimento padrão (SL), comprimento da nadadeira peitoral (Pfl), comprimento da nadadeira pélvica (Pl), altura da nadadeira dorsal (Dh), base da nadadeira dorsal (Db), profundidade do corpo (Bd), altura do corpo (Bd), largura do corpo (Bw), altura da nadadeira anal (Ah), Base da nadadeira anal (Ab), profundidade do pedúnculo caudal (Cd), comprimento do pedúnculo caudal (Cl), largura do pedúnculo caudal (Cgl), comprimento da nadadeira caudal (Cfl), profundidade da nadadeira caudal (Cfd).

Após as medidas morfológicas, os estômagos foram retirados e preservados em solução de etanol a 70%. Os estômagos foram cortados longitudinalmente com bisturi e o conteúdo armazenado em etanol filtrado. Os estômagos vazios foram excluídos da análise da dieta. Os itens alimentares foram classificados e identificados sob um microscópio binocular para o grupo taxonômico possível e, em seguida, pesados (precisão de 0,0001 g). Os grupos formados facilitaram a exploração das relações entre morfologia e dieta, reduzindo a frequência de zeros na matriz de dados (C2).

Em relação aos peixes oriundos da fauna acompanhante das pescarias industriais de camarão rosa (exclusivo do C4) foram extraídos os otólitos, através de uma incisão na parte inferior do crânio até a câmara no aparelho vestibular do ouvido interno do peixe. Os otólitos sagitta direito e esquerdo foram extraídos das principais espécies de peixes capturados acidentalmente pela frota camaroneira. Estes foram limpos e armazenados em microtubos. Cada otólito foi pesado (WO, precisão de 0,0001 g) com auxilio de balança analítica, medidos o comprimento máximo (OL, cm) – distancia horizontal entre a borda posterior e anterior, a largura máxima (OW, cm) – distancias entre a margem dorsal e ventral do otólito, ambas medidas com precisão de 0,001 cm (HARVEY et al., 2000; BATTAGLIA et al., 2010).

### 4.6. Análises estatísticas

C2 e C3

A contribuição das diferentes fontes basais de  $\delta^{13}$ C para os peixes e fontes de matéria orgânica foi avaliada por meio das análises de isótopos estáveis com o uso de modelos de mistura Bayesiano na plataforma R (PARNELL et al., 2010). O SIMMIR é um pacote utilizado na plataforma R baseada em uma abordagem bayesiana, cuja funcionalidade é estimar as distribuições de probabilidade das contribuições das fontes para a dieta dos consumidores, ainda, levando em considerando possíveis incertezas dos

dados de entrada (e.g., assinaturas isotópicas das fontes e consumidores) (PARNELL et al., 2010). Para todos os locais foi calculada a assinatura de  $\delta^{15}$ N a fim de indicar o posicionamento trófico para cada espécie de peixe através da fórmula (2) (POST, 2000):

 $PT = [(\delta^{15}N \text{ consumidor} - \delta^{15} N \text{ fonte})/3, 4] + 1 \qquad \text{formula (2)}$ 

Onde: PT: posição trófica do consumidor,  $\delta^{15}$ Nconsumidor: assinatura isotópica da espécie de peixe,  $\delta^{15}$ Nfonte: média de todas as fontes basais coletadas e 3,4 + 1 = é o fator de incremento por nível trófico.

Os resultados da composição isotópica foram representados através de gráficos de dispersão (bi-plots) dos valores de  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N para identificar padrões de distribuição isotópica entre os locais amostrados (PETERSON; FRY, 1987; FRANÇA et al., 2011). Adicionalmente os nichos isotópicos identificados a partir das espécies de peixes foram analisados seguindo o protocolo de Elipses Bayesianas de isótopos estáveis (JACKSON et al., 2011). A estrutura trófica foi descrita por meio de métricas propostas por Layman et al. (2007), através da análise das amplitudes de  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N. Estas métricas são definidas como segue:

dCR: Diversidade de nicho na base da cadeia alimentar, fornece uma estimativa da diversidade de recursos basais na cadeia.

A amplitude da contribuição isotópica de  $\delta$ 15N, onde:

dNR: Comprimento trófico, fornece informações sobre a estrutura vertical dentro de uma teia alimentar;

CD: média da distância do centroide (diversidade trófica média) fornece informações adicionais sobre a largura de nicho e diversidade, assim como o grau de espaçamento dentro da cadeia alimentar;

MNND: distância média do vizinho mais próximo (redundância trófica) fornece medidas da densidade e agrupamento dentro de uma cadeia alimentar;

SDNND: desvio padrão da distância média do vizinho mais próximo (mede a uniformidade dos grupos) fornece uma medida de uniformidade da densidade;

SEA (expressa em ‰<sup>2</sup>): áreas da elipse padrão, fornece uma descrição mais comparável do nicho isotópico de um grupo;

SEAc: corresponde ao ajuste com o menor tamanho da amostra, fornece uma descrição do nicho isotópico de um grupo. Adicionalmente foram calculadas as porcentagens de área de sobreposição de nicho isotópico assim como as áreas da elipse padrão, utilizando como correção o menor tamanho da amostra.

Para comparar e verificar o efeito nos valores isotópicos das fontes autotróficas entre os locais amostrados foram realizadas permutações multivariadas (PERMANOVA+ para PRIMER-E software; ANDERSON et al., 2008). Em todas as análises estatísticas o nível de significância adotado foi de p < 0,05.

*C*4

Potenciais diferenças entre as dimensões (OL, OW e WO) do otólito esquerdo e direito foram testadas usando o teste pareado T-Student (PARK et al., 2018). A relação comprimento-peso (RCP) foi determinada pela equação W = aSLb, após a linearização dos dados através da transformação dos dados por log<sub>10</sub>. Relações morfometricas entre o comprimento dos peixes e as dimensões dos otólitos foram calculadas usando regressões de modelos lineares (Y = a+bX) e linearizados (Y = aXb). *Outliers* foram removidos após a inspeção gráfica dos dados (FROESE et al. 2011). O coeficiente de determinação ( $r^2$ , r de Pearson) foi utilizado como indicador da qualidade das regressões.

## **5. REFERÊNCIAS**

- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA for PRIMER:** guide to software and statistical methods. **PRIMER-E**, Plymouth. UK, 2008, 24 p.
- ANDERSON, C.; CABANA, G. Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. Journal of the North American Benthological Society, v. 26, p. 273–285, 2007.
- ANDRADE-Jr., A. S. De; BASTOS, E. A.; BARROS, A. H. C.; SILVA, C. O. Da; GOMES, A. A. N. Classificação climática e regionalização do semi-árido do Estado do Piauí sob cenários pluviométricos distintos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 36, p. 143–151, 2005.
- ANDRADE-TUBINO, M. F.; AZEVEDO, M. C. C.; FRANCO, T. P.; ARAÚJO, F. G. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. Hydrobiologia, v. 847, p. 403–419, 2020.
- BARBOSA, G. V.; PINTO, M.N. Geomorfologia da Folha SA-23 (São Luis) e parte SA-24 (Fortaleza). In: BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto
  Radam Brasil. Folha SA-23 São Luís e parte da Folha SA-24 Fortaleza: geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencia. Rio de Janeiro, p. 3–37, 1973.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U. Description of the fisheries structure in the mangrove-dominated region of Bragança (State of Para, North Brazil). Ecotropica, v, 4, p, 41–53, 1998.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). Mar Ecol Prog Ser, v. 256, p. 217–228, 2003.
- BARTHEM, R. B. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da baía de Marajó.Boletim Do Museu Paraense Emilio Goeldi Zoologia, v. 2, p. 49–69, 1985.
- BATTAGLIA, P.; MALARA, D.; ROMEO, T.; ANDALORO, F. Relationships between otolith size and fish size in some mesopelagic and bathypelagic species from the Mediterranean Sea (Strait of Messina, Italy). Scientia Marina, v. 74, p. 605–612, 2010.

- BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; WEINSTEIN, M. P. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. BioScience, v. 51, p. 633–641, 2001.
- BITTENCOURT, A. C. D. S. P.; DOMINGUEZ, J. M. L.; MARTIN, L.; SILVA, I. R. Longshore transport on the northeastern Brazilian coast and implications to the location of large scale accumulative and erosive zones: An overview. Marine Geology, v. 219, p. 219–234, 2005.
- BLABER, S. 'Fish in hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. Journal of Fish Biology, v. 61, p. 1–20, 2002.
- BLABER, S. J. M. Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years.Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 135, p. 57–65, 2013.
- BLABER, S. J. M.; BARLETTA, M. A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation? **Journal of Fish Biology**, v. 89, p. 537–568, 2016.
- BLOOMFIELD, A. L.; GILLANDERS, B. M. Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. Estuaries, v. 28, p. 63–77, 2005.
- BRAGA, C. F.; BEASLEY, C. R.; ISAAC, V. J. Effects of plant cover on the macrofauna of Spartina marshes in northern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 52, p. 1409–1420, 2009.
- BRENNAN, S.R.; ZIMMERMAN, C.E.; FERNANDEZ, D.P.; CERLING, T.E.; McPHEE, V.; WOOLLER, M. Strontium isotopes delineate fine-scale natal origins and migration histories of Pacific salmon. Science Advances, v. 1, 2015.
- BRENNER, M.; KRUMME, U. Tidal migration and patterns in feeding of the four-eyed fish *Anableps anableps* L. in a north Brazilian mangrove. Journal of Fish Biology, v. 70, p. 406–427, 2007.
- BROSE, U.; ARCHAMBAULT, P.; BARNES, A. D.; BERSIER, L. F.; BOY, T.; CANNING-CLODE, J.; CONTI, E.; DIAS, M.; DIGEL, C.; DISSANAYAKE, A.; FLORES, A. A. V.; FUSSMANN, K.; GAUZENS, B.; GRAY, C.; HÄUSSLER, J.; HIRT, M. R.; JACOB, U.; JOCHUM, M.; KÉFI, S.; et al. Predator traits determine food-web architecture across ecosystems. Nature Ecology and Evolution, v. 3, p. 919–927, 2019.
- CALDERON, E. A.; HANSEN, P.; RODRÍGUEZ, A.; BLETTLER, M. C. M.; SYBERG, K.; KHAN, F. R. Microplastics in the Digestive Tracts of Four Fish Species from the Ciénaga Grande de Santa Marta Estuary in Colombia. Water Air Soil Pollut, v. 230, p. 1–9, 2019.
- CAMARGO, M.; ISAAC, V. Food categories reconstruction and feeding consumption estimates for the Sciaenid *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider), and the congeneric fishes *Stellifer rastrifer* (Jordan) and *Stellifer naso* (Jordan) (Pisces, Perciformes) in the Caeté Estuary, Northern Coast of Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, p. 85–89, 2004.
- CAMPANA, S.E. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. **Mar Ecol Prog Ser**, v. 188, p. 263–297, 1999.
- CAMPANA, S.E. Photographic atlas of fish otoliths of the Northwest Atlantic Ocean. NRC Research Press, Ottawa, 2004, 284 p.
- CARDOSO, D. C.; SOUZA, F. K. S.; FREITAS, C. E. C. A ecomorfologia como ferramenta em estudos que abordam a alimentação e o uso de habitats por assembleias de peixes. **ScientiaAmazonia**, v. 4, p. 85–91, 2015.
- CIANCIARUSO, M. V.; Silva, I. A.; Batalha, M. A. Diversidades filogenética e functional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. Biota Neotropica, v. 9, p. 1–12, 2009.
- CLAUDINO, M. C.; PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; GARCIA, A. M. Trophic connectivity and basal food sources sustaining tropical aquatic consumers along a mangrove to ocean gradient. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 167, p. 45– 55, 2015.
- COCHERET de la MORINIÈRE, E.; POLLUX, B.J.A.; NAGELKERKEN, I.; van der VELDE, G. Post-settlement Life Cycle Migration Patterns and Habitat Preference of Coral Reef Fish that use Seagrass and Mangrove Habitats as Nurseries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 55, p. 309–321, 2002.
- COCHERET de la MORINIÈRE, E.; POLLUX, B.; NAGELKERKEN, I.; HEMMINGA, M.; HUISKES, A.; van der VELDE, G. Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangrove-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gutcontent analysis. Marine Ecology Progress Series, v. 246, p. 279–289, 2003.

- COCHRAN-BIEDERMAN, J. L.; WINEMILLER, K. O. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. Environmental Biology of Fishes, v. 88, p. 143–152, 2010.
- COHEN, M. C. L.; LARA, R. J.; RAMOS, J. F. F.; DITTMAR, T. Factors influencing the variability of magnesium, calcium and potassium in waters of a mangrove creek in Bragança, North Brazil. **Mangrove and Salt Marshes**, v. 3, p. 9–15, 1999.
- CORBISIER, T. N.; SOARES, L. S. H.; PETTI, M. A. V.; MUTO, E. Y., SILVA, M. H. C.; MCCLELLAND, J.; VALIELA, I. Use of isotopic signatures to assess the food web in a tropical shallow marine ecosystem of Southeastern Brazil. Aquatic Ecology, v. 40, p. 381–390, 2006.
- COSTANZA, R.; ARGE, R.; GROOT, R. De; FARBERK, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; SUTTONKK, P. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, 2007.
- COX, C. B.; MOORE, P. D. Biogeography an ecological and evolutionary approach. Eighth edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ. 2013, 398 p.
- DUARTE, L.; GARCÍA, C. Diet of the mutton snapper Lutjanus analis (Cuvier) from the Gulf of Salamanca, Colombia. **Bulletin of Marine Science**, v. 65, p. 453–465, 1999.
- EDSON, J. B.; DEGRANDPRE, M. D.; FREW, N.; MCGILLIS, W. R. Investigations of air-sea gas exchange in the CoOP coastal air-sea chemical flux program. **Oceanography**, v. 21, p. 34–45, 2008.
- ELLIOTT, M.; HEMINGWAY, K. L.; COSTELLO, M. J.; DUHAMEL, S.; HOSTENS, K.; LABROPOULOU, M.; MARSHALL, S.; WINKLER, H. Links between fish and other trophic levels. In: ELLIOTT, M., HEMINGWAY, K. L. (Eds.), Fishes in Estuaries. Blackwell Science, Oxford, p. 124–216, 2002.
- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. K.; BLADER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild apprach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, p. 241–268, 2007.
- ELLIOTT, M. Introduction. In: ELLIOTT, M., HEMINGWAY, K. L. (Eds). Fishes in Estuaries. Blackwell Science, Iowa. p. 1–9, 2002.
- ELLIOTT, M.; DEWAILLY, F. The structure and components of European estuarine fish assemblages. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, v. 29, p. 397–417, 1995.

- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 94, p. 306–314, 2011.
- ERICSON, J. P.; VÖRÖSMARTY, C. J.; DINGMAN, S. L.; WARD, L. G.; MEYBECK, M. Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications. Global and Planetary Change, v. 50, p. 63–82, 2006.
- FFIELD, A. Amazon and Orinoco River Plumes and NBC Rings: Bystanders or Participants in Hurricane Events? Journal of Climate, v. 20, p. 316–333, 2007.
- FRANÇA, S.; VASCONCELOS, R. P.; TANNER, S.; MÁGUAS, C.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Assessing food web dynamics and relative importance of organic matter sources for fish species in two Portuguese estuaries: a stable isotope approach. Marine Environmental Research, v. 72, p. 204–15, 2011.
- FROESE, R.; TSIKLIRAS, A. C.; STERGIOU, K. I. Editorial Note on Weight–Length Relations of Fishes. Acta Ichthyologica Et Piscatoria, v. 41, p. 261–263, 2011.
- FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. Department of Oceanography and Coastal Sciences Coastal Ecology Institute School of the Coast and Environment, 2005, 361 p.
- FRY, B. Stable Isotope Ecology (3rd ed.). Springer Science+Business Media, LLC, 2006, 316 p.
- GARCIA, A. M.; HOEINGHAUS, D. J.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 73, p. 399–408, 2007.
- GARCIA, A. F. S.; GARCIA, A. M.; VOLLRATH, S. R.; SCHNECK, F.; SILVA, C. F.
  M.; MARCHETTI, Í. J.; VIEIRA, J. P. Spatial diet overlap and food resource in two congeneric mullet species revealed by stable isotopes and stomach content analyses.
  Community Ecology, v. 19, p. 116–124, 2018.
- GATZ JR., A. J. Morphologically inferred niche differentiation in stream fishes. American Midland Naturalist, v. 106, p. 10–21, 1981.
- GIARRIZZO, T.; SCHWAMBORN, R.; SAINT-PAUL, U. Utilization of carbon sources in a northern Brazilian mangrove ecosystem. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 95, p. 447–457, 2011.
- GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, north Brazil. Bulletin of Marine Science, v. 80, p. 739–754, 2007.

- GIARRIZZO, T.; SAINT-PAUL, U. Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal mangrove creek in the Curuçá estuary, northern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 56, p. 861–873, 2008.
- GIBSON, R. N. Behaviour and the distribution of flatfishes. Journal of Sea Research, v. 37, p. 241-256, 1997.
- GIDMARK, N. J.; POS, K.; MATHESON, B.; PONCE, E.; WESTNEAT, M. W. Functional Morphology and Biomechanics of Feeding in Fishes. In: Feeding in Vertebrates, pp. 297-332, 2019. Springer, Cham.
- GILLANDERS, B. M.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.; RAMOS-ESPLA, A. Trace elements in otoliths of the two-banded bream from a coastal region in the south-west Mediteranean: are there differences among locations? Journal Fish Biology, v. 59, p. 350-363, 2001.
- GILLANDERS, B. M. Using elemental chemistry of fish otoliths to determine connectivity between estuarine and coastal habitats. Estuarine, Coastal Shelf Science, v. 64, p. 47-57, 2005.
- GILLANDERS, B. M. Connectivity between juvenile and adult fish populations: Do adults remain near their recruitment estuaries? Marine Ecology Progress Series, v. 240, p. 215–223, 2002.
- GOLVEIA, N. A.; GHERARDI, D. F. M.; WAGNER, F. H.; PAES, E. T.; COLES, V. J.; ARAGÃO, L. E. O. C. The Salinity Structure of the Amazon River Plume Drives Spatiotemporal Variation of Oceanic Primary Productivity. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, v. 124, p. 147–165, 2019.
- GUZZI, A. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba Litoral piauiense**. Parnaíba: EDUFPI, 2012, 466 p.
- HARVEY, J.T.; LOUGHLIN, T.R.; PEREZ, M.C.; OXMAN, D.S. Relationship between fish size and otolith length for 63 species of fishes from the Eastern North Pacific Ocean. NOAA Technical Report nr. 150, NOAA/National Marine Fisheries Service, Seattle, p. 36, 2000.
- HASTENRATH, S. Circulation and teleconnection mechanisms of Northeast Brazil droughts. **Progress in Oceanography**, v. 70, p. 407–415, 2006.
- HECK, K. L. J. Critical evaluation of nursery hypothesis for seagrasses. Marine Ecology Progress Series, v. 253, p. 123–136, 2003.

- HOBSON, K. A., WASSENAAR, L. I. Stable isotope ecology: an introduction. **Oecologia**, v. 120, p. 312-313, 1999.
- HUIJBERS, C. M.; NAGELKERKEN, I.; LÖSSBROEK, P. A. C.; SCHULTEN, I. E.; SIEGENTHALER, A.; HOLDERIED, M. W.; SIMPSON, S. D. A test of the senses: Fish select novel habitats by responding to multiple cues. Ecology, v. 93, p. 46-55, 2012.
- ISAAC, V. J.; BRAGA, T. M. P. Rejeição de pescado nas pescarias da Região Norte do Brasil. Arquivos de Ciências Do Mar, v. 32, p. 39–54, 1999.
- JACKSON, A. L.; INGER, R.; PARNELL, A. C.; BEARHOP, S. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. Journal of Animal Ecology, v. 80, p. 595–602, 2011.
- KIMIREI, I. A.; NAGELKERKEN, I.; MGAYA, Y. D.; HUIJBERS, C. M. The Mangrove Nursery Paradigm Revisited: Otolith Stable Isotopes Support Nursery-to-Reef Movements by Indo-Pacific Fishes. PLoS ONE, v. 8, 2013.
- KRUMME, U.; KEUTHEN, H.; BARLETTA, M.; VILLWOCK, W.; SAINT-PAUL, U. Contribution to the feeding ecology of the predatory wingfin anchovy *Pterengraulis atherinoides* (L.) in north Brazilian mangrove creeks. Journal of Applied Ichthyology, v. 21, p. 469–477, 2005.
- KRUMME, U.; KEUTHEN, H.; SAINT-PAUL, U.; VILLWOCK, W. Contribution to the feeding ecology of the banded puffer fish *Colomesus psittacus* (Tetraodontidae) in north Brazilian mangrove creeks. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 383– 392, 2007.
- KRUMME, U.; KEUTHEN, H.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U.; VILLWOCK, W. Resuspended intertidal microphytobenthos as major diet component of planktivorous Atlantic anchoveta *Cetengraulis edentulus* (Engraulidae) from equatorial mangrove creeks. **Ecotropica**, v. 14, p. 121–128, 2008a.
- KRUMME, U.; BRENNER, M.; SAINTPAUL, U. Spring-neap cycle as a major driver of temporal variations in feeding of intertidal fishes: Evidence from the sea catfish *Sciades herzbergii* (Ariidae) of equatorial west Atlantic mangrove creeks. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 367, p. 91–99, 2008b.
- LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; MONTAÑA, C. G.; POST, D. M. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? Ecology, v. 88, p. 42–48, 2007.

- LIRA, A. S., FRÉDOU, F. L., VIANA, A. P., EDUARDO, L. N., FRÉDOU, T. Feeding ecology of *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) and *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) in two tropical estuaries in Northeastern Brazil. **Pan-American** Journal of Aquatic Sciences, v. 12, p. 123–135, 2017.
- LOPEZ, S., ZAPATA-HERNÁNDEZ, G., BUSTAMANTE, C., SELLANES, J., MELÉNDEZ, R. Trophic ecology of the dusky catshark *Bythaelurus canescens* (Günther, 1878) (Chondrychthyes: Scyliorhinidae) in the southeast Pacific Ocean. Journal of Applied Ichthyology, v. 29, p. 751–756, 2013.
- LÓPEZ-PERALTA, R. H., ARCILA, C. Diet Composition of Fish Species from the Southern Continental Shelf of Colombia. Naga, WorldFish Center Quarterly, v. 25, p. 23–29, 2002.
- MANICKCHAND-HEILEMAN, S., MENDOZA-HILL, J., LUM, A., AROCHA, F. A trophic model for exploring possible ecosystem impacts of fishing in the Gulf of Paria, between Venezuela and Trinidad. **Ecological Modelling**, v. 172, p. 307–322, 2004.
- MARCENIUK, A. P.; ROTUNDO, M. M.; CAIRES, R. A.; CORDEIRO, A. P. B.; WOSIACKI, W. B.; OLIVEIRA, C.; SOUZA-SERRA, R. R. M. DE; ROMÃO-JÚNIOR, J. G.; SANTOS, W. C. R. DOS; REIS, T. DA S.; MUNIZ, M. R.; CARDOSO, G. S.; FERRARI, S.; KLAUTAU, A. G. C. DE M.; MONTAG, L. The bony fishes (Teleostei) caught by industrial trawlers of the Brazilian North coast, with insights into its conservation. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, p. 1–28, 2019.
- MARTINELLI, L.A., OMETTO, J.P.H.B., FERRAZ, E.S., VICTORIA, R.L., CAMARGO, P.B. de, MOREIRA, M.Z. Desvendando questões ambientais com Isótopos Estáveis. Oficina de Textos, São Paulo, 2009, 144p.
- MATHIESON, S., CATTRIJSSE, A., COSTA, M., DRAKE, P., ELLIOTT, M., GARDNER, J., MARCHAND, J. Fish assemblages of European tidal marshes: a comparison based on species, families and functional guilds. Marine Ecology Progress Series, v. 204, p. 225–242, 2000.
- McLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 71, p. 359–363, 2007.
- MEISE, C. J., STEHLIK, L.L. Habitat use, temporal abundance variability, and diet of blue crabs from a New Jersey estuarine system. **Estuaries**, v. 26, p. 731-745, 2003.

- MENDOZA-CARRANZA, M.; HOEINGHAUS, D. J.; GARCIA, A. M.; ROMERO-RODRIGUEZ, Á. Aquatic food webs in mangrove and seagrass habitats of Centla Wetland, a Biosphere reserve in Southeastern Mexico. Neotropical Ichthyology, v. 8, p. 171–178, 2010.
- MENEZES, M.; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. Acta Amazonica, v. 38, p. 403–420, 2008.
- MÉRIGOUX, S.; PONTON, D. Body shape, diet and ontogenetic diet shifts in young fish of the Sinnamary River, French Guiana, South America. Journal of Fish Biology, v. 52, p. 556–569, 1998.
- MICHENER, R., LAJTHA, K., (eds). Stable isotopes in ecology and environmental science (3 ed.). Ecological Methods and Concepts Series. Malden, MA: Wiley/ Blackwell, 2007, 592 p.
- MILLER, S. J.; SKILLETER, G. A. Temporal variation in habitat use by nekton in a subtropical estuarine system. J. Exp. Biol. Ecol., v. 337, p. 82-95, 2006.
- MINELLO, T. J.; ABLE, K. W.; WEINSTEIN, M. P.; HAYS, C. G. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through meta-analysis. Mar. Ecol. Progr. Ser., v. 246, p. 39-59, 2003.
- MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Evolutionary convergence in Neotropical cichlids and Nearctic centrarchids: Evidence from morphology, diet, and stable isotope analysis. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 109, p. 146–164, 2013.
- MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. Ecology of Freshwater Fish, v. 19, p. 216–227, 2010.
- MONTEIRO, D. P.; GIARRIZZO, T.; ISAAC, V. Feeding Ecology of Juvenile Dog Snapper Lutjanus jocu (Bloch and Shneider, 1801) (Lutjanidae) in Intertidal Mangrove Creeks in Curuçá Estuary (Northern Brazil). Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 52, p. 1421–1430, 2009.
- MUMBY, P. J. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. **Biological Conservation**, v. 128, p. 215–222, 2006.

- NAGELKERKEN, I.; van der VELDE, G. Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao (Netherlands Antilles)? Marine Ecology Progress Series, v. 245, p. 191– 204, 2002.
- NAGELKERKEN, I.; VELDE, G. Van Der; GORISSEN, M. W.; MEIJER, G. J.; HOF, T. Van. Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique.
  Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 51, p. 31–44, 2000.
- OCHOA-MUÑOZ, M. J., VALENZUELA, C. P., TOLEDO, S., BUSTOS, C. A., LANDAETA, M. F. Feeding of a larval clinid fish in a microtidal estuary from southern Chile. Revista de Biologia Marina y Oceanografia, v. 48, p. 45–57, 2013.
- PARK, J. M.; GASTON, T. F.; RIEDEL, R.; WILLIAMSON, J. E. Biometric relationships between body and otolith measurements in nine demersal fishes from north-eastern Tasmanian waters, Australia. Journal of Applied Ichthyology, v. 34, p. 801–805, 2018.
- PARNELL, A. C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L. Source Partitioning Using Stable Isotopes : Coping with Too Much Variation. PLoS ONE, v. 5, p. 1–5, 2010.
- PARRISH, J. D. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. Marine Ecology Progress Series, v. 58, p. 143-160, 1989.
- PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries : Effect of global vs. local factors. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 154, p. 122–128, 2015.
- PEREIRA, L. C. C.; VILA-CONCEJO, A.; SHORT, A. D. Coastal Morphodynamic Processes on the Macro-Tidal Beaches of Pará State Under Tidally-Modulated Wave Conditions. In: A. Short & A. Klein (Eds.), Brazilian Beach Systems. Coastal Research Library, v. 17, p. 95–124, 2016.
- PERILLO, G. M. Definitions and geomorphologic classifications of estuaries. In: PERILLO, G. M. (Ed.), Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Developments in Sedimentology, Elsevier Science, pp. 17–47, 1995.
- PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology Systems, v. 18, p. 293-320, 1987.

- PILHL, L.; WENNHAGE, H. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. Journal of Fish Biology, v. 61, p. 148-166, 2002.
- PINEDA, J. E. M. The contribution of mangrove outwelling to coastal food webs as a function of environmental settings. Thesis for University of Louisiana at Lafayette, EUA, 2003, 191 p.
- PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. Differential fractionation of δ<sup>13</sup>C and δ<sup>15</sup>N among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. Functional Ecology, v. 13, p. 225–231, 1999.
- POSSATTO, F. E.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; DO SUL, J. A. I.; DANTAS, D.
  V. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. Marine
  Pollution Bulletin, v. 62, p. 1098–1102, 2011.
- POST, D.M., Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, v. 83 p. 703e718, 2002.
- POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. Fish and Fisheries, v. 16, p. 230–239, 2015.
- PRITCHARD, D. W. What is an estuary: physical viewpoint, In: LAUFF, G. H. (Ed.), Estuaries. American Association for the Advancement of Science, Washington DC, v. 83, p. 3–5, 1967.
- RAMIREZ-MARTÍNEZ, G. A., CASTELLANOS-GALINDO, G. A., KRUMME, U.
  Tidal and Diel Patterns in Abundance and Feeding of a Marine-Estuarine-Dependent
  Fish from Macrotidal Mangrove Creeks in the Tropical Eastern Pacific (Colombia).
  Estuaries and Coasts, v. 39, p. 1249–1261, 2016.
- ROHLF, F. J. Morphometrics. Annual Review of ecology and Systematics, v. 21, p. 299–316, 1990.
- ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, H. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da caatinga. Journal of Biomedicine Biotechnology, v. 2009, p. 135–181, 2003.
- ROZAS, L. P.; MINELLO, T. J. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: A review of sampling design with focus on gear selection. Estuaries, v. 20, p. 199–213, 1997.

- SALGADO-NEGRET, B. La eccología functional como aproximación al studio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt - Colombia, 2015, 236 p.
- SANTOS, V. F.; SHORT, A. D.; MENDES, A. C. Beaches of the Amazon Coast: Amapá and West Pará. In Short, A.; Klein, A. (Eds.) Brazilian Beach Systems. Coastal Research Library, Springer, Cham, v. 17, p. 63–93, 2016.
- SCHIRMER, A., HOFFMANN, J., ECCARD, J. A., DAMMHAHN, M. My niche: individual spatial niche specialization affects within-and between-species interactions. Proceedings of the Royal Society B, v. 287, p. 20192211, 2020.
- SCHOENER, T. W. Food webs from the small to the large. Ecology, v. 70, p. 1559–1589, 1989.
- SHEAVES, M. Scale-dependent variation in composition of fish fauna among Sandy tropical estuarine embayments. Marine Ecology Progress Series, v. 310, p. 173– 184, 2006.
- SILVA, A. G. A. DA; STATTEGGER, K.; SCHWARZER, K.; VITAL, H.; HEISE, B. The Influence of Climatic Variations on River Delta Hydrodynamics and Morphodynamics in the Parnaíba Delta, Brazil. Journal of Coastal Research, v. 31, p. 930–940, 2015.
- SILVA, J. D. B.; BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; FERREIRA, G. V. B. Use of Resources and Microplastic Contamination throughout the Life Cycle of Grunts (Haemulidae) in a Tropical Estuary. Environmental Pollution. v. 242, p. 1010– 1021, 2018.
- SOGARD, S. M.; ABLE, K. W. A comparison of eelgrass, sea lettuce macroalgae, and marsh creeks as habitats for epibenthic fishes and decapods. Estuarine, Coastal Shelf Scince, v. 33, p. 501–519, 1991.
- STUTHMANN, L. E.; CASTELLANOS-GALINDO, G. A. Trophic position and isotopic niche of mangrove fish assemblages at both sides of the Isthmus of Panama. Bulletin of Marine Science, 2019.
- VASLET, A., PHILLIPS, D. L., FRANCE, C., FELLER, I. C., BALDWIN, C. C. The relative importance of mangroves and seagrass beds as feeding areas for resident and transient fishes among different mangrove habitats in Florida and Belize: Evidence

from dietary and stable-isotope analyses. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, v. 434–435, p. 81–93, 2012.

- VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomie vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. Ecological Applications, v. 20, p. 1512–1522, 2010.
- VILLÉGER, S., BROSSE, S., MOUCHET, M., MOUILLOT, D., VANNI, M. J. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. Aquatic Sciences, v. 79, p. 783–801, 2017.
- VINAGRE, C.; MADEIRA, C.; DIAS, M.; NARCISO, L.; MENDONC, V. Can stable isotopes be used to infer site fidelity of nekton in open coastal areas? Ecological Indicators, v.71, p. 175–180, 2016.
- WAGNER, F. H.; PAES, E. T.; COLES, V. J.; GHERARDI, D. F. M.; ARAGÃO, L. E.
  O. C.; GOUVEIA, N. A. The Salinity Structure of the Amazon River Plume Drives Spatiotemporal Variation of Oceanic Primary Productivity. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2019.
- WALKER, B. H. Biodiversity and Ecological Redundancy. Conservation Biology, v. 6, p. 18-23, 1992.
- WERNER, E.E.; GILLIAM, J.F. The ontogenetic niche and species interactions in size structured populations. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 15, p. 393– 425, 1984.
- WOLANSKI, E., DAY, J., ELLIOTT, M., RAMACHANDRAN, R. Coasts and Estuaries. The Future. 2019, 726 p.
- ZAGARS, M., IKEJIMA, K., KASAI, A., ARAI, N., TONGNUNUI, P. Trophic characteristics of a mangrove fish community in Southwest Thailand: Important mangrove contribution and intraspecies feeding variability. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 119, p. 145–152, 2013.

Título:

ECOLOGIA TRÓFICA E RELAÇÕES MORFOLÓGICAS DE PEIXES DE TRÊS DIFERENTES SISTEMAS ESTUARINOS DO NORTE DO BRASIL

Capítulo em elaboração em forma de manuscrito de acordo com o periódico "Marine Environmental Research", Qualis CAPES 2016 para área de Biodiversidade A2.

# Ecologia trófica e relações morfológicas de peixes de três diferentes sistemas estuarinos do norte do Brasil

#### Resumo

Os sistemas estuarinos tropicais são amplamente reconhecidos como ecossistemas complexos, onde as interações abioticas e bioticas têm implicações estruturantes importantes em toda teia trófica. Desta forma, 20 espécies de peixes distribuídas em seis diferentes guildas tróficas foram analisadas para os estuários da Baia do Marajó, Caeté e Delta do Parnaíba, norte-nordeste do Brasil, com o objetivo de verificar o efeito de diferentes estuários nas características morfológicas, dietas e métricas de nicho isotópico. Os itens alimentares foram fortemente correlacionados na CCA com várias características morfológicas, confirmando padrões observados de acordo com a guilda trófica. As larguras de nicho isotópico foram muito amplas na Baía de Marajó e de menor amplitude para os estuários do Caeté e Delta do Parnaíba. Além disso, as métricas isotópicas foram menores no Caeté do que nos demais estuários, exceto na variação do nitrogênio (NR). Todas as métricas mostraram diferenças entre os estuários (P < 0.01). Nossos achados sugerem que padrões morfológicos, alimentares e isotópicos estão associados ao tipo de estuário, devido a processos hidrológicos e/ou de circulação (não medidos neste estudo, mas amplamente conhecidos em outros trabalhos), levando à modificação da estrutura trófica nesses estuários do norte do Brasil.

Palavras-chave: métricas isotópicas, efeitos-peixe, ecologia populacional, tipo de estuário

# **INTRODUÇÃO**

Os estuários são ecossistemas complexos de mistura de nutrientes de origem continental e marinha (Whitfield and Elliott, 2012; Wilson and Delvin, 2013), onde o efeito é pronunciado na produtividade primária, contribuindo com nutrientes para os níveis tróficos subsequentes (Day et al. 1989; Park et al. 2019). Ainda, considerando que a variabilidade ambiental é reflexo das diferentes configurações fisiograficas (i.e., geomorfologia e hidrologia) dos estuários (Boyd et al. 1992; Livingston et al. 1997; Whitfield and Elliott, 2012), podemos sugerir que o efeito resultante sobre a biota não será apenas estruturante, mas pode afetar também hábitos (e.g., alimentares) e preferencias (e.g., habitats), assim como influenciar características morfológicas funcionais (Bolnick et al. 2003; Stirling, 2018).

Adicionalmente, em estuários influenciados pelo forte escoamento de rios, a variação na salinidade pode ser drástica, reduzindo incursões alimentares de predadores marinhos que não são tolerantes a essa flutuação, favorecendo consequentemente o crescimento de populações estuarino-dependentes (Livingston et al. 1997). Desta forma, é essencial entender a funcionalidade dos ecossistemas estuarinos para os organismos e como eles estão estruturados nas teias tróficas, até então consideradas complexas (Werner and Gillian, 1984; Garcia et al. 2007; Abrantes et al. 2013).

A compreensão da ecologia trófica dos organismos tem sido amplamente utilizada para avaliar a integridade do ecossistema estuarino (Livingston, 2003; Pease et al. 2019). Adicionalmente, as métricas isotópicas de nicho foram propostas para descrever padrões da estrutura trófica em nível de espécie ou comunidade, com base na quantificação dos dados de isótopos estáveis, mas essa abordagem ainda é pouco usada em estudos tróficos (Layman et al. 2007; Jackson et al. 2012; Abrantes et al. 2013). Nesse contexto, diferentes estudos descreveram e/ou qualificaram as relações tróficas na cadeia alimentar estuarina a partir da análise de isótopos estáveis, para o melhor entendimento em relação à conectividade com outros habitats (e.g., Garcia et al. 2007; Leakey et al. 2008; Akin and Winemiller, 2008; Pasquaud et al. 2008; Giarrizzo et al. 2011; França et al. 2011; Garcia et al. 2018; Stuthmann and Castellanos-Galindo, 2019). Vale ressaltar que os serviços ecológicos oferecidos pelos estuários são complexos e ainda são objeto de debate, sugerindo uma variedade de fatores (e.g., tipo de habitat, recursos alimentares, variações físico-químicas, ação de predadores, etc.) responsáveis pelo particionamento de nicho, especialmente para os peixes (Vaslet et al. 2012; Sheaves et al. 2015; Marley et al. 2019).

Considerando que a diversidade de espécies presentes em um sistema não contribui igualmente para sua funcionalidade (Stuart-Smith et al. 2013; Dolbeth et al. 2016), quaisquer atributos biológicos mensuráveis capazes de esclarecer o desempenho ecológico das espécies devem ser levados em consideração, a fim de elucidar as relações tróficas como um todo (Silva-Júnior et al. 2017; Villéger et al. 2017; Manna et al. 2019). Por exemplo, a forma corporal dos organismos e os nichos ecológicos ocupados estão intimamente relacionados ao comportamento alimentar (Osborn, 1902; Gatz Jr., 1979; Sidlauskas, 2008; Thacker, 2014), assim como uma única espécie pode modificar e/ou comprometer as principais vias energéticas em uma teia (Day et al. 1989; Park et al. 2019).

A costa norte-nordeste brasileira é caracterizada por apresentar a segunda maior faixa continua de manguezais do mundo, correspondendo a ~ 85% de todo os manguezais brasileiros, com relevante papel à manutenção e subsistência de várias espécies de peixes (Menezes et al. 2008; Vale and Schaeffer-Novelli, 2018; Barletta and Lima, 2019). Apesar dessa costa ser representada pelos sistemas estuarinos mais complexos da América do Sul (Barletta et al., 2010; Barletta and Lima, 2019), pouco se sabe sobre o efeito de diferentes estuários na estrutura trófica da ictiofauna. Neste sentido, foram amostrados três estuários substancialmente distintos tanto geomorfologia quanto na hidrologia, assim como seus possíveis efeitos sobre 20 espécies de peixes distribuídos em seis diferentes guildas tróficas e comumente encontrados em elevadas abundâncias nesses sistemas. Especificamente, nosso objetivo foi avaliar divergências ou convergências intraespecíficas na morfologia, na dieta e nas métricas isotópicas entre os diferentes estuarinos. Considerando que os peixes mostram extraordinária diversidade morfológica em função do nicho trófico ocupado ou na magnitude da variação ambiental (Gidmark et al., 2019; Garcia et al., 2020), nossa hipótese é de que em função do sistema estuarino, as espécies apresentarão divergências morfológicas e alimentares, assim como às métricas de nichos tróficos serão variáveis.

**MATERIAL E MÉTODOS** 

Área de estudo

Três sistemas estuarinos diferentes localizados na maior faixa contínua de manguezais do Brasil (Menezes et al. 2008), foram amostrados (Fig. 1): Baia do Marajó e estuário do rio Caeté durante janeiro de 2018, e o Delta do rio Parnaíba em abril de 2015 (todas as amostragens realizadas na estação chuvosa). Esses sistemas diferem consideravelmente tanto na geomorfologia de suas fozes quanto hidrologicamente.

A Baia do Marajó é um estuário complexo localizado ao sul da Ilha do Marajó, norte do Brasil, influenciado pelo rio Tocantins e vazão parcial do rio Amazonas (Pereira et al. 2016; Wagner et al. 2019). Esta baia drena uma área aproximada de 6,1 x  $10^6$  km<sup>2</sup> com um fluxo de água máxima de aproximadamente 2,5 x  $10^5$  m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> que contribuem para o maior escoamento de água doce (~ 16%), sedimentos, nutrientes dissolvidos e matéria orgânica particulada do mundo (Santos et al. 2016; Gouveia et al. 2019). Além disso, esse sistema é caracterizado por um terço da costa ocupada por praias arenosas e o restante dominado por vegetação de mangue, principalmente por árvores de *Rhizophora mangle, Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* sob efeito constante de ondas com amplitudes de maré entre 4 a 6 m e fortes correntes de maré (Menezes et al. 2008; Pereira et al. 2016).

O Caeté é um estuário em forma de funil, também localizado no litoral norte do Brasil, possui uma extensão de 100 km da Ponta do Maiaú até encontrar o oceano, cuja foz é considerada permanentemente aberta com aproximadamente 11,5 km de largura (Barbosa and Pinto, 1973; Barletta et al. 1998). As marés são semi-diurnas, com amplitudes de 2,5 a 5,5 m nas marés de quadratura e sizígia, respectivamente, além de apresentar velocidades médias de 1,5 m/s. Essas marés são influenciadas por ventos dominantes de nordeste para leste, com velocidades médias variando de 6 a 8 m/s (Cohen et al. 1999). Os arredores deste estuário mostram grandes extensões de florestas de mangue, dominadas por *R. mangle, A. germinans, L. racemosa* e pontuais manchas de marismas (*Spartina alterniflora*) (Menezes et al. 2008; Braga et al. 2009). A Baia do Marajó e o estuário do Caeté possuem clima quente-úmido, com temperaturas médias do ar em torno de 25,7 ° C, períodos de seca (salinidade > 35) entre agosto e dezembro e períodos de chuvas (salinidade  $\leq$  6) de janeiro a julho. Durante a estação chuvosa, a precipitação geralmente excede os 2.545 mm por ano (Barletta et al. 1998; 2003).

O Delta do rio Parnaíba está localizado no litoral nordeste do Brasil, fazendo fronteira entre os estados do Piauí e Maranhão (Fig. 1). Este sistema estuarino cobre uma área de aproximadamente 2.750 km<sup>2</sup>, caracterizado por um complexo mosaico de

ecossistemas entrecruzados por baías e estuários em uma região muito dinâmica devido às conformações climáticas de transição entre os biomas do cerrado e da caatinga (Andrade Jr. et al. 2005; Guzzi, 2012). A região está sujeita a ventos constantes do nordeste, com velocidades médias variando de 2 a 6 m/s que influenciam marés semidiurnas, com amplitudes de 1,7 a 3,3 m, na maré de quadratura e sizígia, respectivamente (Bittencourt et al. 2005; Hastenrath, 2006; Silva et al. 2015). Neste Delta, áreas com alta deposição sedimentar podem ser encontradas na foz (e.g., Baia das Canárias) em relação a outras (e.g., Baia do Caju) que caracterizam este sistema como deltaico. A temperatura da superfície da água é elevada, com média de 29 °C, com pequenas precipitações, não excedendo 1.210 mm anuais, com os meses mais chuvosos de janeiro a maio (média de 312 mm) e períodos de seca entre junho a dezembro (Silva et al. 2015). A vegetação predominante é composta, principalmente de *R. mangle*, *A. germinans* e *Copernicia prunifera* (Guzzi, 2012).



**Fig. 1.** Locais de amostragem nos três sistemas estuarinos brasileiros, Baía do Marajó, Rio Caeté e Delta do Parnaíba (locais em círculo preto).

Amostragem de campo

Vinte espécies-chave foram escolhidas devido à sua elevada abundância e biomassa como juvenis nos três sistemas, ainda por sua importância ecológica e/ou econômica. Adicionalmente, distribuídas em seis guildas tróficas, como: B - bentofagas, BI – bento-ictiofagas, H - herbívoras, I - ictiófagas, O - onívoras e Z – zooplanctivoras (Elliott et al. 2007; Giarrizzo and Krumme, 2007). Estes espécimes de peixes foram capturados em áreas de entremarés não vegetadas, com redes de arrasto manual (3 x 1,3 m, com um saco de 3 m, e 10 mm entré nós opostos), em canais de maré com redes de tapagem (10 x 3 m, 12 mm entre nós opostos), pequenas redes de mão (50 cm de diâmetro, 2 mm entre nós opostos) em diferentes habitats (e.g., raízes de mangue e marismas), e através de pescadores locais visando maximizar as amostragens. Até oito indivíduos por espécie de peixe, apenas juvenis, em cada local foram utilizados para todas as análises. Este tratamento foi considerado para evitar diferenças causadas por alterações ontogenéticas na forma do corpo e no comportamento alimentar.

### Dados morfológicos

As características funcionais, com base nas medidas morfológicas ponto a ponto, foram calculadas com paquímetros digitais (precisão de 0,01 mm). Essas medidas consideraram estimativas de 22 características ecomorfológicas (Tabela 1 e Fig. 2) para descrever as funções relacionadas à aquisição e locomoção de alimentos. Ainda, para remover o efeito das diferenças alometricas do tamanho corporal, usamos o comprimento corporal padrão (SL) como o denominador das outras estimativas (Cochran-Biederman and Winemiller, 2010; Montaña and Winemiller, 2013; Villeger et al. 2010).



**Fig. 2.** Medidas morfológicas utilizadas como definição para as espécies de peixes dos três diferentes sistemas estuarinos, Brasil. Veja a Tabela 1 para acrônimos das características morfológicas.

	Traço funcional	Definição
	Comprimento da cabeça (Hl)	Distância da ponta da mandíbula à extensão mais externa do opérculo
mento	Altura da cabeça (Hh)	Distância vertical do dorso ao ventre passando pelo centro do olho Distância horizontal entre uma linha vertical imaginária que passa pela borda anterior da órbita e uma linha vertical imaginária que passa pela
e ali		
ío d	Largura da boca (Gw)	Distância horizontal dentro da boca totalmente aberta no ponto mais largo
isiç	Posição dos olhos (Epi)	Distância vertical da parte inferior do olho ao ventre
aqui	Posição dos olhos (Eps)	Distância vertical da parte superior do olho ao dorso
Α	Diâmetro dos olhos (Ed)	Distância horizontal da margem ocular à margem oposta
	Distância interorbital (Id)	Distância horizontal máxima entre as margens dorsais de ambas as órbitas
	Comprimento padrão (SL)	Distância da ponta do focinho até a extremidade posterior da última vértebra
	Comprimento da nadadeira peitoral (Pfl)	Distância máxima da margem proximal à distal da nadadeira peitoral
	Comprimento da nadadeira pelvica (Pl)	A distância da base da nadadeira pélvica até a ponta do raio mais longo
	Altura da nadadeira dorsal (Dh)	Distância máxima da margem proximal à distal da barbatana dorsal
	Base da nadadeira dorsal (Db)	Distância da margem proximal anterior à margem proximal posterior da nadadeira dorsal
ão	Profundidade do corpo (Bd)	Distância vertical máxima do dorso ao ventre
moç	Largura do corpo (Bw)	Distância horizontal máxima de um lado ao outro
000	Altura da nadadeira anal (Ah)	Distância máxima da margem proximal à distal da nadadeira anal
П	Base da nadadeira anal (Ab)	Distância da margem proximal anterior à margem proximal posterior da base da nadadeira anal
	Profundidade do pedúnculo caudal (Cd)	Distância máxima da margem proximal à distal da nadadeira caudal
	Comprimento do pedúnculo caudal (Cl)	Comprimento do pedúnculo caudal no plano horizontal
	Largura do pedúnculo caudal (Cw)	Largura do pedúnculo caudal no plano horizontal
	Comprimento da nadadeira caudal (Cfl)	Distância horizontal máxima da nadadeira caudal
	Profundidade da nadadeira caudal (Cfd)	Distância vertical máxima através da nadadeira caudal totalmente espalhada

Tabela 1. Características morfológicas medidas em espécies de peixes individuais em três diferentes sistemas estuarinos, Brasil.

# Analises de dieta

Após as medidas morfológicas, os estômagos foram retirados e preservados em solução de etanol a 70%. Os estômagos foram cortados longitudinalmente com bisturi e o conteúdo armazenado em etanol filtrado. Estômagos vazios foram excluídos da análise da dieta. Os itens alimentares foram classificados e identificados sob um microscópio binocular para o grupo taxonômico possível e, em seguida, pesados para o valor mais próximo de 0,0001 g. Esses grupos taxonômicos dos itens facilitam a exploração das relações entre morfologia e dieta, reduzindo a frequência de zeros na matriz de dados.

#### Analises de isótopos estáveis

Amostras de tecidos das espécies de peixes foram coletadas após a eutanásia por choque frio letal e o tecido muscular branco (~ 5 g) foi extraído da região superior abaixo da margem anterior da barbatana dorsal. O músculo branco foi selecionado para reduzir a variabilidade baseada na quantificação do conteúdo lipídico  $\delta^{13}$ C (Pinnegar and Polunin, 1999). Essas amostras de tecido foram armazenadas em gelo no campo e posteriormente colocadas em um freezer em laboratório, onde foram mantidas até o processamento. Em laboratório, essas amostras foram lavadas com água destilada para remover detritos, secas a peso constante em estufa a 60 ° C por 24 h e pulverizadas até obtenção de um pó fino e homogêneo.

As razões isotópicas de carbono ( $\delta^{13}$ C) e nitrogênio ( $\delta^{15}$ N) foram determinadas usando um espectrômetro de massa da razão isotópica em um analisador elementar de fluxo contínuo (EA-IRMS), em um sistema composto por um Thermo Flash 2000 EA, ConFlo IV interface e Delta V Advantage IRMS, no Laboratório de Ecologia de Isótopos Estáveis da Universidade do Norte do Texas. As razões dos isótopos estáveis foram expressas em notação delta ( $\delta$ ; ‰) em relação a uma amostra padrão (i.e., Vienna Pee Dee Belemnite para carbono e N<sup>2</sup> atmosférico para nitrogênio), de acordo com a seguinte equação:  $\delta^{13}$ C ou  $\delta^{15}$ N = [(R<sub>amostra</sub>/R<sub>padrão</sub>) – 1] × 10<sup>3</sup>, onde R é a razão <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C ou <sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N.

#### Analises dos dados

A análise de componentes principais (PCA) foi usada para examinar os padrões de ordenação morfológica baseados nas características funcionais da fauna de peixes

entre os estuários a partir de uma matriz de correlação com os dados morfológicos transformados em log (x+1). A composição interespecífica da dieta foi avaliada usando o gráfico de sombra (mapa de calor) (Clarke et al. 2014), em que a importância relativa das categorias de alimentos baseia-se na frequência da ingestão em biomassa. Métodos baseados em medições de massa úmida ou seca dos itens do conteúdo estomacal podem ser considerados os mais precisos para a composição estimada da dieta (veja Amundsen and Sánchez-Hernández, 2019). As guildas tróficas dos peixes foram designadas usando a análise de agrupamento de Cluster com base na matriz da dieta com distância de Hellinger (Legendre and Legendre, 1998).

As características morfológicas com maiores cargas, indicadas pela PCA, foram selecionadas para serem utilizadas como variáveis associadas aos dados da dieta para realizar a análise de correspondência canônica (CCA). Uma análise de variância permutacional (PERMANOVA) baseada em 9999 permutações aleatórias foi usada para testar diferenças morfológicas e alimentares entre os estuários e comparações pareadas foram realizadas para comparar espécies dentro dos estuários.

A estrutura trófica, baseada nas assinaturas  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N das espécies de peixes, foi descrita para cada estuário utilizando as métricas de Layman et al. (2007). Essas métricas foram usadas para descrever as posições relativas da ictiofauna no espaço isotópico (Layman et al. 2007; Jackson et al. 2012): variação de  $\delta^{13}$ C - CR, variação de  $\delta^{15}$ N - NR, Área total - TA, distância média ao centróide - CD, distância do vizinho mais próximo - MNND, desvio padrão da distância do vizinho mais próximo - SDNND. O CR e o NR fornecem informações sobre diversificação de nicho na base e comprimento tróficos, respectivamente. O TA é estimado a partir de uma área convexa do casco desenhada como pontos de dados para todos os componentes no iso-espaço (i.e.,  $\delta^{13}C - \delta^{15}N$ ), que fornecem uma medida da extensão total da área de nicho isotópico e/ou diversidade trófica. O CD é calculado pela distância euclidiana média de cada componente da comunidade em relação ao centróide e é indicativo da largura do nicho e do espaçamento dos componentes. O MNND e o SDNND fornecem medidas de densidade do componente na comunidade e uniformidade da densidade espacial, respectivamente, e os valores mais baixos indicam aumento da redundância trófica por estratégias tróficas semelhantes de diferentes consumidores. Os espaços de nicho isotópico (<sup>2</sup>) baseados na área padrão da elipse (SEA) foram quantificados para comparar a estrutura dos peixes entre os estuários. Os espaços de nichos isotópicos foram calculados como áreas de elipse padrão bayesiana (SEA), expressas em ‰<sup>2</sup> para comparar a estrutura das espécies entre estuários (Layman et al. 2007). A correção para o tamanho pequeno da amostra (SEAc) foi usada para aumentar a precisão, assumindo que a área total depende de valores extremos e, portanto, sempre aumenta com o tamanho da amostra (Jackson et al. 2011). Além disso, essas métricas baseadas no modelo bayesiano são insensíveis a variações no número de grupos, o que significa que é possível fazer comparações entre diferentes comunidades e/ou sistemas sem grandes dificuldades (Recomendamos a leitura de Jackson et al. 2011 para mais detalhes). Todas as métricas foram calculadas usando pacote de computação estatística R, versão 3.6.2 (R Development Core Team, 2019). Os dados das métricas foram testados usando a análise de variância, devido sua normalidade e homocedasticidade (ANOVA).

#### RESULTADOS

Um total de 457 indivíduos foram amostrados, pertencentes a 20 espécies (15 famílias) distribuídas em cinco diferentes guildas tróficas (Tabela 2). Os dados morfológicos desta espécie foram avaliados nos dois primeiros eixos da ordenação PCA, revelando que a ictiofauna é semelhante morfologicamente entre os três sistemas estuarinos (Fig. 3), explicando 73,9% da variação total (eixo 1: 56,4%, eixo 2: 17,5%); corroborando com o teste de PERMANOVA (*Pseudo*-F = 0,8748, P = 0,5449). Os escores do primeiro eixo descreveram um gradiente influenciado pelas espécies com maior comprimento do pedúnculo caudal (Cl), base da nadadeira dorsal (Db), profundidade e comprimento da cabeça (Hh e Hl, respectivamente) correspondentes à espécie *S. timucu*, *A. anableps, C. spixii* e *S. herzbergii*.

O segundo eixo mostrou um gradiente influenciado pelos maiores comprimentos da nadadeira pélvica (Pl), nadadeira peitoral (Pfl), nadadeira caudal (Cfl) e nadadeira anal (Ab) correspondentes às espécies *C. acoupa*, *M. ancylodon*, *C. undecimalis* e *P. atherinoides*. O teste pareado entre as espécies de peixes dos diferentes estuários revelou que apenas *L. grossidens*, *B. surinamensis*, *M. curema*, *A. brasiliensis*, *S. timucu* e *L. jocu* foram morfologicamente semelhantes entre os estuários (P > 0,05, Tabela 3), as espécies restantes são morfologicamente diferentes entre os estuários, de acordo com o teste pareado (P < 0,05).



**Fig. 3.** Ordenação PCA produzida a partir de 23 descritores de características morfológicas, com base na aquisição de alimentos e locomoção da fauna de peixes de três sistemas estuarinos brasileiros. Acrônimos das espécies de peixes são mostrados na Tabela 1; Símbolos em cores vermelhas representam a Baía do Marajó, em verde o rio Caeté e em azul o Delta do Parnaíba.

Os itens alimentares foram classificados em peixes (pedaços de músculo, escamas e nadadeiras etc.); moluscos (conchas e carne de gastrópodes aquáticos); crustáceos (camarões, carapaças e pernas, principalmente de Penaeidae e caranguejos Portunidae, Ocypodidae e Grapsidae); plantas (incluindo fragmentos de folhas e caules, principalmente de mangues); algas (famílias Caulacanthaceae e Rhodomelaceae); macroinvertebrados aquáticos (larvas de insetos, principalmente Chironomidae e Simuliidae) e artrópodes terrestres. O gráfico de sombra revelou que as espécies apresentaram padrões de alimentação correspondentes às suas guildas tróficas, onde os bento-ictiófagos se alimentaram massivamente de peixes, crustáceos e pequenas proporções de moluscos (Fig. 4). As guildas tróficas restantes consumiram proporções massivas de algas e plantas e em menores proporções de macroinvertebrados. Diferenças foram observadas entre os estuários (*Pseudo*-F = 2,769, P = 0,007), guildas tróficas (*Pseudo*-F = 8,32, P = 0,0001), e espécies (*Pseudo*-F = 3,55, P = 0,0001). O teste pareado mostrou que apenas *C. undecimalis*, *D. auratus* e *S. naso* apresentaram diferenças em suas dietas entre os estuários (Tabela 3).



**Fig. 4.** Ordenação de Cluster e mapa de calor mostrando similaridade da dieta entre as 20 espécies de peixes da Baía do Marajó, rio Caeté e sistemas estuarinos do Delta do Parnaíba, Brasil. Acrônimos de taxa de peixes são mostrados na Tabela 2.

A ordenação CCA relacionando os itens alimentares e as principais características funcionais (indicadas pela PCA) das espécies de peixes, explicou 71,6% da variação total (Fig. 5). O primeiro eixo foi influenciado por uma associação entre comprimento da cabeça (HI), altura da cabeça (Hh), comprimento da nadadeira pélvica

(Pl), comprimento do pedúnculo caudal (Cl) relacionado ao consumo de artrópodes terrestres, macroinvertebrados e moluscos (relacionados as espécies *D. auratus*, *C. psittacus* e *A. clupeoides*). O segundo eixo da CCA foi influenciado por uma associação entre comprimento da nadadeira peitoral (Pfl), comprimento da nadadeira caudal (Cfl), base da nadadeira anal (Ab), base da nadadeira dorsal (Db) associados ao consumo de peixes e crustáceos (especificamente associados as espécies *C. undecimalis*, *S. timucu* e *C. acoupa*, por exemplo), algas (correlacionadas com *A. anableps*, *L. grossidens* e *A. brasiliensis*) e sedimentos (e.g., *G. luteus* e *M. curema*). Essa ordenação não mostrou diferenças nas relações entre morfologia e dieta (P = 0,22; teste de permutação de Monte Carlo).



**Fig. 5.** Ordenação CCA baseada nos caracteres morfológicos e itens alimentares. Acrônimos do taxa dos peixes são mostrados na Tabela 2; Símbolos nas cores vermelhas representam a Baía do Marajó, em verde o rio Caeté e em azul o Delta do Parnaíba.

As áreas de nicho isotópico baseadas em valores dos isótopos estáveis da fauna de peixes foram calculadas com o SEAc em cada sistema estuarino (Fig. 6). Essas elipses diferiram em tamanho, forma e posição nas relações  $\delta^{13}$ C *vs*  $\delta^{15}$ N. A área de sobreposição compreendeu Marajó 10,22 ‰<sup>2</sup>, Caeté 11,66 ‰<sup>2</sup> e Delta do Parnaíba 9,62

 $‰^2$  da área total (ou seja, SEA correspondente a 99,36%, 99,30% e 99,34% para Marajó, Caeté e Delta, respectivamente ) (Figura 6). Além disso, os resultados de todas as métricas da comunidade (CR, NR, CD, MNND e SDNND) foram claramente diferentes entre os estuários (Fig. 7). O CR foi muito menor no Caeté (3,08) do que nos outros estuários (4,44 e 5,71 para Delta e Marajó, respectivamente), assim como na redundância trófica SDNND (0,36). O CD, um indicador de diversidade trófica, também foi menor no Caeté (1,57) em relação aos demais (Fig. 7). Diferenças significativas foram encontradas em todas as métricas entre os estuários (teste post hoc de Tukey, P < 0,001).



**Fig. 6.** Áreas dos nichos isotópicos (‰<sup>2</sup>) baseadas na área de elipse padrão (SEAc) da ictiofauna nos três sistemas estuarinos (Baía do Marajó, Rio Caeté e Delta do Parnaíba).



**Fig. 7.** Informações sobre diversidade trófica a partir das métricas de diversidade isotópica (variação de  $\delta^{15}$ N, NR; variação de  $\delta^{13}$ C, CR; distância média ao centróide, CD) e redundância trófica (distância vizinha mais próxima média, MNND; desvio padrão da distância vizinha mais próxima, SDNND) calculado com base nas Elipses Bayesianas padrão para Baía do Marajó, Rio Caeté e Delta do Parnaíba. Os gráficos de caixa representam intervalos de credibilidade bayesiana de 50, 75 e 95%. Símbolos nas cores vermelhas representam a Baía do Marajó, em verde o rio Caeté e em azul o Delta do Parnaíba.

Família/Espécies	Acrônimo	Local	N	SL (mm)	GT	δ <sup>13</sup> C (‰)	$\delta^{15}$ N (‰)
Engraulidae							
Anchovia clupeiodes (Swainson, 1839)	Aclu	Marajó	8	64.98-112.44	Z	-20.5±1.7	10.0±0.5
		Caeté	8	68.12-107.8		-21.2±4.0	10.1±2.6
		Delta	8	50.73-119.66		-22.6±2.2	11.0±0.7
Lycengraulis grossidens (Spix & Agassiz, 1829)	Lgro	Marajó	8	45.19-83.94	Z	-21.6±1.7	10.5±0.2
		Caeté	8	33.86-88.4		-16.8±0.6	11.2±0.3
		Delta	6	41.65-65.33		-20.02±0.1	8.3±0.1
Pterengraulis atherinoides (Linnaeus, 1766)	Path	Marajó	8	51.38-152.92	BI	-21.8±3.4	10.5±0.3
		Caeté	8	52.92-173.85		-18.1±1.8	11.3±2.2
		Delta	8	46.18-155.08		-22.4±1.9	10.9±0.6
Clupeidae							
Rhinosardinia amazonica (Steindachner, 1879)	Rama	Marajó	8	60.57-81.12	Z	-19.9±4.3	9.4±1.5
		Caeté	8	64.69-82.26		-16.1±0.1	11.6±0.2

**Tabela 2**. Espécies de peixes coletadas nos três sistemas estuarinos amostrados ao longo da costa nordeste do Brasil: número de espécimes (N),

 comprimento padrão (SL, range), guilda trófica (GT), média e desvio padrão dos valores de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio.

		Delta	8	63.7-73.59		-23.8±0.9	11.2±0.7
Ariidae							
Cathorops spixii (Agassiz, 1829)	Cspi	Marajó	8	143.84-262	В	-17.9±1.6	11.3±0.3
		Caeté	8	127.08-181		-16.73-0.5	12.2±0.3
		Delta	8	114.24-186		-21.4±1.0	11.3±0.6
Sciades herzbergii (Bloch, 1794)	Sher	Marajó	8	38.36-122	BI	-19.8±2.5	10.8±0.9
		Caeté	8	55.21-204		-17.4±1.4	11.7±0.7
		Delta	8	46.24-76.91		-21.9±1.4	10.6±1.1
Batrachoididae							
Batrachoides surinamensis (Bloch & Schneider, 1801)	Bsur	Marajó	8	87.41-344	BI	-19.4±2.1	10.9±1.0
		Caeté	8	88.38-266.31		-17.9±0.7	11.2±1.3
		Delta	5	104.18-315.58		-23.4±2.1	10.0±1.4
Mugilidae							
Mugil curema Valenciennes, 1836	Mcur	Marajó	8	53.41-128.79	Н	-19.2±2.0	8.2±0.9
		Caeté	8	57.99-127.57		-18.8±0.5	8.5±0.9
		Delta	8	52.13-99.83		-17.8±0.9	6.7±1.7

Atherinopsidae

<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Abra	Marajó	7	39.55-91.21	Ζ	-14.2±0.6	10.4±0.3
		Caeté	8	37.51-90.34		-17.5±0.7	10.9±0.2
		Delta	8	29.37-81.38		-19.9±1.2	11.2±1
Belonidae							
Strongylura timucu (Walbaum, 1792)	Stim	Marajó	8	103.95-265.52	Ι	-17.2±0.3	10.5±0.3
		Caeté	8	93.3-353.73		-15.9±0.6	11.5±0.4
		Delta	8	99.6-333.87		-18.2±0.6	11.0±0.5
Anablepidae							
Anableps anableps (Linnaeus, 1758)	Aana	Marajó	7	98.08-150.99	0	-16.5±0.6	10.0±0.6
		Caeté	8	97.07-196.53		-17.2±2.3	8.3±1.1
		Delta	8	93.58-211.11		-23.2±0.3	11.1±0.4
Achiridae							
Achirus achirus (Linnaeus, 1758)	Aach	Marajó	8	50.32-113.15	BI	-20.4±1.5	9.2±0.7
		Caeté	8	47.61-121.15		-17.9±0.2	9.1±0.3
		Delta	8	51.54-119.45		-23.6±3.7	9.6±1.3
Centropomidae							
Centropomus undecimalis (Bloch, 1792)	Cund	Marajó	7	49.87-102.49	BI	-21.8±1.7	10.1±0.4

		Caeté	8	53.02-192.45		-19.4±2.3	10.9±1.1
		Delta	8	59.58-119.81		-18.4±2.4	9.9±1.0
Gerreidae							
Diapterus auratus Ranzani, 1842	Daur	Marajó	8	53.11-106.39	В	-23.4±2.1	10.7±0.7
		Caeté	8	52.38-105.07		-20.7±0.9	11.0±0.5
		Delta	8	59.15-107.44		-22.6±1.3	9.6±0.9
Haemulidae							
Genyatremus luteus (Bloch, 1790)	Glut	Marajó	8	69.28-181.4	В	-18.6±0.7	11.1±0.4
		Caeté	8	66.58-200.13		-17.4±1.4	12.7±1.1
		Delta	8	54.89-136.18		-21.1±1.5	11.6±0.5
Lutjanidae							
Lutjanus jocu (Bloch & Schneider, 1801)	Ljoc	Marajó	4	49.78-208.85	BI	-15.1±5.0	10.6±0.4
		Caeté	8	58.7-88.22		-17.8±0.9	9.9±0.4
		Delta	8	65.92-130.11		-18.1±1.0	10.0±0.9
Sciaenidae							
Cynoscion acoupa (Lacepède, 1801)	Caco	Marajó	8	47.99-239.89	BI	-21.0±4.8	10.7-1.2
		Caeté	8	46.8-226.48		-17.0±1.0	11.5-0.4
		Delta	3	47.99-170.65		-20.7±2.5	11.5-0.9

Macrodon ancylodon (Bloch & Schneider, 1801)	Manc	Marajó	8	107.77-172.34	BI	-17.2±1.0	11.1-0.8
		Caeté	8	147.39-178.53		-16.1±0.1	11.2-0.3
		Delta	1	166.47		-19.2	9.24
Stellifer naso (Jordan, 1889)	Snas	Marajó	8	46.92-111.32	В	-18.3±1.8	10.2±0.5
		Caeté	8	51.88-173.12		-18.5±2.0	11.8±0.9
		Delta	8	45.24-107.43		-25.7±0.4	12.4±0.5
Tetraodontidae							
Colomesus psittacus (Bloch & Schneider, 1801)	Cpsi	Marajó	8	121.43-205	В	-18.9±2.1	9.9±0.6
		Caeté	8	114.29-213		-18.5±2.8	10.6±1.5
		Delta	8	99.42-132.06		-21.0±1.6	9.0±0.5

B, bentofago; BI, bento-ictiofago; H, herbivoro; I, ictiofago; O, omnivoro; Z, zooplanctivoro. Ordem das famílias seguem NELSON et al. (2006).

**Tabela 3.** Resumo do teste PERMANOVA (*one-way*) sobre o efeito do estuário na assinatura isotópica, morfologia e dieta das espécies de peixes coletadas nos estuários do Marajó, Caeté e Delta do Parnaíba, Brasil. Pares significativamente diferentes são indicados pelo mesmo estilo de fonte.

		δ <sup>13</sup> C (‰)		δ <sup>15</sup> ]	N (‰)	Mo	rfologia	Dieta	
Família/Espécies	Acrônimo	Pseudo-F	Teste comparativo	Pseudo-F	Teste comparativo	Pseudo- F	Teste comparativo	Pseudo-F	Teste comparativo
Anchovia clupeiodes	Aclu	1.2		0.91		6.05**	MCD	0.64	
Lycengraulis grossidens Pterengraulis	Lgro	26.11***	MCD	21.82***	CDM	1.27		1.74	
atherinoides	Path	6.47**	M <u>CD</u>	1.58		8.56**	MCD	1.67	
Rhinosardinia amazonica	Rama	18.58***	MCD	12.21***	<b>C</b> D <b>M</b>	7.24**	MCD	0.92	
Cathorops spixii	Cspi	34.84***	M <u>CD</u>	10.45**	<u>CD</u> M	6.28**	MCD	1.38	
Sciades herzbergii	Sher	11.94***	M <u>CD</u>	3.94*	<u>CD</u> M	6.60**	MCD	1.57	
Batrachoides surinamensis	Bsur	16.52*	M <u>CD</u>	1.52		0.64		0.84	
Mugil curema Valenciennes	Mcur	2.33		5.12*	<u>CD</u> M	1.05		1.13	
Atherinella brasiliensis	Abra	77.67***	MCD	2.54		1.03		2.07	
Strongylura timucu	Stim	35.01***	MCD	10.96**	CDM	2.94		1.81	
Anableps anableps	Aana	52.33***	M <u>CD</u>	24.82***	CDM	4.57**	М <u>С</u>	1.49	
Achirus achirus	Aach	12.18***	M <u>CD</u>	0.75		10.72**	M <u>CD</u>	1.36	
Centropomus undecimalis	Cund	4.62*	MCD	2.51		4.76**	MCD	2.13*	<u>M</u> CD
Diapterus auratus	Daur	6.83*	MCD	8.6**	<u>CD</u> M	1.76*	<u>MC</u> D	1.70*	M <u>CD</u>
Genyatremus luteus	Glut	17.91***	M <u>CD</u>	2413.7***	CDM	2.02*	M <u>CD</u>	1.38	
Lutjanus jocu	Ljoc	2.51		1.48		0.58		0.87	
Cynoscion acoupa	Caco	3.07		1.54		47.24**	M <u>CD</u>	0.94	
Macrodon ancylodon	Manc	1.81		0.01		2.38		0.83	

Stellifer naso	Snas	57.7**	<u>MCD</u>	23.23***	CDM	2.27**	M <u>CD</u>	2.09*	M <u>CD</u>
Colomesus psittacus	Cpsi	2.88		4.74*	<u>CD</u> M	11.37**	MCD	1.68	

\**P*<0.05; \*\**P*<0.001, \*\*\**P*<0.0001.

# DISCUSSÃO

O estudo combinado de diferentes abordagens (como a morfologia, o conteúdo estomacal e a análise de isótopos estáveis levantados neste estudo) é uma ferramenta essencial para a compreensão de padrões ecológicos (Cocheret de la Morinière et al. 2003; Silva-Júnior. et al. 2016; Soria-Barreto et al. 2019). Muitas das espécies amostradas neste estudo são caracterizadas como dependentes do estuário e usam os habitats disponíveis para alimentação, proteção e crescimento (Giarrizzo and Krumme, 2007; Elliot et al. 2007). Das 20 espécies amostradas neste estudo, 15 apresentaram características morfológicas distintas entre os estuários (associadas ao modo de natação/desempenho, locomoção e aquisição de alimentos), indicando um efeito potencial dos diferentes sistemas estuarinos. Ou seja, a foz do Marajó recebe toda a descarga do rio Tocantins e descarga parcial do rio Amazonas, devido à sua baixa latitude, a aceleração de Coriolis é fraca e o efeito hidrodinâmico é diretamente afetado pela descarga do rio, pela ação dos ventos e das ondas, expondo a costa a fortes macromarés e alta sedimentação (França and Souza-Filho, 2003; Lentz, 1999; Pereira et al. 2016). Quando relacionado à ictiofauna dos outros dois estuários, os peixes demersais do Marajó (principalmente espécies de Ariidae) apresentaram diâmetro ocular menor, sugerindo que a alta turbidez causada pela carga de sedimentos acima mencionada é um fator relevante para a visibilidade das espécies, influenciando diretamente a visão.

O rio Caeté é um estuário em forma de funil, caracterizado por um relevo costeiro relativamente plano, onde fortes correntes de macro-maré, juntamente com a vazão local do rio, podem ter uma influência significativa sobre o transporte de sedimentos e matéria, ainda desenvolvendo uma zona de mistura costeira substancial (Kosuth et al. 2009; Cavalcante et al. 2010; Asp et al. 2016). Neste estuário, as espécies apresentaram corpos mais hidrodinâmicos (representados principalmente pelas famílias Scianidae, Cetropomidae e Belonidae), caracterizados pela maior largura e comprimento do pedúnculo caudal, sugerindo que o dinamismo hídrico desse estuário é um fator que favoreceu o alto desempenho destas características morfológicas dessas espécies em relação ao Marajó e Delta do Parnaíba (Webb, 1984; Silva-Júnior et al. 2016; Price et al. 2019).

O Delta do Parnaíba é o terceiro maior sistema fluvial brasileiro, depois dos rios Amazonas e São Francisco. Esse delta exibe uma geomorfologia bastante complexa, embora não tenha sofrido grandes alterações na morfologia da foz ao longo do tempo, devido à ação de ondas e ventos paralelos à costa e internamente mais lentico (Bittencourt et al. 2005; Szczygielski et al. 2014; Silva et al. 2015). Tais caracateristicas ambientais influenciaram morfologicamene as espécies, caracterizando-as com corpos mais largos, nadadeiras dorsal e anal mais curtas em virtude de um ambiente menos energético hidrologicamente. Este efeito é muito claro e estudado para espécies de salmão do Atlântico durante sua história de vida (Taylor, 1991; Fleming, 1996).

A maioria das espécies bentófagas e bento-ictiófagas exibiram diferenças intraespecíficas nas características morfológicas entre os estuários, espécies essas conhecidas pelo hábito predatório de emboscada (e.g., *A. achirus*) ou caçadores ativos (e.g., *S. timucu*), geralmente associados ao fundo (Cervigón, 1992; Carpenter, 2002). Essa tendência sugere que as características morfológicas são influenciadas pelo modo de forrageio e ingestão dos alimentos (Montaña and Winemiller, 2013; Soria-Barreto et al. 2019). Adicionalmente, a dieta das espécies estava de acordo com o relatado em outros estudos, como por exemplo, para o bentófago *C. psittacus* que alimentou-se principalmente de Cirripedios e caranguejos Brachyura (Krumme et al. 2007; Giarrizzo et al. 2010). Os bento-ictiófagos como *C. undecimalis, L. jocu, P. atherinoides* e *S. herzbergii* apresentaram preferências alimentares por pequenos peixes, camarões Penaeidae e caranguejos Grapsidae (Krumme et al. 2005; Krumme et al. 2008; Giarrizzo and Saint-Paul, 2008; Monteiro et al. 2009). O onívoro *A. anableps* caracteristicamente alimentou-se principalmente de itens como algas, insetos e caranguejos Grapsidae (Brenner and Krummer, 2007).

A profundidade corporal e o comprimento padrão foram características correlacionadas com o consumo de peixe. Essas características relacionadas a peixes carnívoros cujas táticas de captura envolvem a natação explosiva (e.g., *C. acoupa, C. undecimalis, L. jocu*, etc.) e de emboscadas por camuflagem, pois podem usar a altura do corpo para camuflar próximo ao substrato (e.g., *A. achirus, B. surinamensis*, etc) (Gatz Jr., 1979; Pease et al. 201). O comprimento da base das nadadeiras dorsal e anal mais curtas foram associadas ao consumo de algas, principalmente pelas espécies *A. anableps* e *L. grosssidens* (Barel, 1983). O comprimento e a altura do pedúnculo caudal foram relacionados ao consumo de crustáceos e peixes, cujas principais espécies envolvidas são os bagres *C. spixii* e *S. herzbergii*, por usarem a propulsão facilitada por
essas características para forragear próximo ao substrato (Pease et al. 2019). O diâmetro e a posição vertical dos olhos estavam relacionados ao consumo de itens geralmente pequenos e de difícil visualização na coluna d'água (e.g., pequenos moluscos, macroinvertebrados suspensos e insetos), ou encontrados em pequenas proporções como pedaços de plantas e sedimentos, cujas principais espécies associadas foram aquelas caracterizadas por cabeças relativamente curtas e focinhos contundentes, como os bentófagos *C. psittacus*, *G. luteus* e ainda os pelágicos *M. curema*, *D. auratus*, *R. amazonica*, *A. brasiliensis* e *A. clupeoides* (Barel, 1983). Essas espécies, especialmente as sardinhas, são comumente encontradas em áreas de entremarés próximas ao substrato, devido à maior agitação do material orgânico nessas áreas pelo efeito da quebra das ondas (Krumme and Linag, 2004; Krumme et al. 2008; Loureiro et al. 2016).

A eficiência na captura de presas foi correlacionada com o nado explosivo facilitado pelo tamanho do corpo e pelas características das estruturas caudais (e.g., pedúnculo caudal), comprovadas em estudos morfológicos funcionais para muitos teleósteos (Barel, 1983; Liem 1991; Silva-Júnior et al. 2016; Price et al. 2019). Hábitos alimentares semelhantes são observados neste estudo para *C. acoupa* e *M. ancylodon* (Sciaenidae), *C. spixii* e *S. herzberigii* (Ariidae), *C. undecimalis* (Cetropomidae) e *A. achirus* (Achiridae), todas essas espécies são caracterizadas por serem dependentes do estuário, associadas a canais de mangue, com ampla distribuição por todo o estuário e pela importância econômica (Krumme, 2009; Blaber and Barletta, 2016; Marceniuk et al. 2019). Tais preferências pelos habitats citados corroboram a ingestão de crustáceos e peixes pequenos (identificados neste estudo como caranguejos Grapsidae, juvenis do gênero *Callinectes* e peixes da família Mugilidae) comumente encontrados nos canais de mangue.

O estuário do rio Caeté apresentou os menores valores nas métricas estimadas neste estudo, exceto na faixa de nitrogênio (NR) em relação ao Marajó e Delta. Esses resultados indicam que o estuário do rio Caeté apresenta interações tróficas restritas, indicando maior uniformidade ou simplicidade na cadeia trófica do que os demais estuários e em relação à diversidade trófica e amplitude de nicho (Layman et al. 2007; Abrantes et al. 2013). A amplitude no espaço isotópico da icitofauna foi correlacionada com o tipo de estuário, onde os nichos isotópicos (SEAs) foram maiores nos estuários de Marajó e Delta em comparação com Caeté, corroborando com as demais métricas. Como esperado, a ictiofauna de Marajó ocupou um espaço isotópico maior, sugerindo um consumo de várias fontes nutricionais, por diferentes rotas energéticas, quando comparado aos demais estuários (Rigolet et al. 2015; Park et al. 2019; Marley et al. 2019). No entanto, houve considerável sobreposição no espaço isotópico entre os estuários, indicando que os descritores de nicho usados aqui são comparáveis aos estuários em questão. Ainda assim, os valores dos parâmetros isotópicos do nicho, caracterizados pelas assinaturas  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N da ictiofauna, diferiram entre os estuários. Vale ressaltar que este estudo avaliou dados apenas do período chuvoso nos três estuários, onde deduzimos que a drástica variabilidade ambiental, neste caso a salinidade, foi proporcional a uma diminuição de recursos, principalmente nos níveis basais (Abrantes et al. 2013; Park et al. 2019). No entanto, notamos pela variação no nitrogênio (NR) que a estrutura vertical da estrutura trófica é muito clara e ampla para o Marajó em relação aos demais. Segundo Hart e Marshall (2013), mudanças drásticas no ambiente tornam o ambiente estressante e favorecem a competição. Além disso, em estudos realizados em áreas estuarinas, os autores propuseram que, durante o período de baixa salinidade, os recursos se tornem limitantes, aumentando as interações biológicas (Cocheret de la Morinière et al. 2003; Park et al. 2019; Marley et al. 2019). É importante observar que todas as espécies de peixes incluídas neste estudo abrangem um amplo espectro de nichos tróficos, além de sua importância ecológica e/ou econômica, sugerindo que são espécies estruturalmente importantes para o sistema (Giarrizzo and Krumme, 2007; Giarrizzo et al. 2011).

Neste estudo as métricas isotópicas revelaram diferenças mais distintas entre os estuários do que os dados alimentares e morfológicos. Observou-se que independentemente do estuário amostrado, as espécies tendem a explorar os mesmos recursos e existem preferências alimentares interespecíficas. Essa coexistência de espécies com dietas semelhantes pode ser favorecida por diferentes práticas de compartilhamento, por exemplo, a rotatividade no uso do habitat (Pianka et al. 2017; Soria-Barreto et al. 2019). Adicionalmente, futuros estudos podem levar em consideração características funcionais adicionais, bem como dimensões de nicho, variações sazonais e conectividade entre habitats (Cocheret de la Morinière et al. 2003; Marley et al. 2019; Olivier et al. 2019), revelando questões como mudanças climáticas, interações antropogênicas e bióticas na estruturação trófica do sistema estuarino.

#### AGRADECIMENTOS

Este estudo foi parcialmente financiado pelo projeto intitulado: *Mangrove fringed estuaries and deltas in North Brazil: Differences and analogy of fish connectivity* (Edital-MEC/MCTI/CAPES/CNPQ/FAPS - 71/2013). Agradecemos aos membros do GEA-UFPA, que foram essenciais para a condução adequada desta pesquisa. RRSO é financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). MCA é financiado pela Bolsa Nacional de Pós-Doutorado dirigida ao PPGEAP/UFPA (PNPD/CAPES # 06/2017). TG recebe uma concessão de produtividade do CNPq (310299/2016-0).

# REFERÊNCIAS

- Abrantes, K.G., Barnett, A., Bouillon, S., 2013. Stable isotope-based community metrics as a tool to identify patterns in food web structure in east African estuaries. Functional Ecology 28, 270–282.
- Akin, S., Winemiller, K.O., 2008. Body size and trophic position in a temperate estuarine food web. Acta Oecologica 33, 144–153.
- Amundsen, P., Sánchez-Hernández, J., 2019. Feeding studies take guts critical review and recommendations of methods for stomach contents analysis in fish. Journal of Fish Biology 95, 1364–1373.
- Andrade Junior, A.D., Bastos, E.A., Barros, A.H.C., Silva, C.D., Gomes, A.A.N., 2005. Classificação climática e regionalização do semi-árido do Estado do Piauí sob cenários pluviométricos distintos. Revista Ciência Agronômica 36, 143–151.
- Asp, N.E., Gomes, V.J.C., Ogston, A., Borges, J.C.C., Nittrouer, C.A., 2016. Sediment source, turbidity maximum, and implications for mud exchange between channel and mangroves in an Amazonian estuary. Ocean Dynamics 66, 285–297.
- Barbosa, G.V., Pinto, M.N., 1973. Geomorfologia da Folha SA-23 (São Luis) e parte
  SA-24 (Fortaleza). In: BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral.
  Projeto Radam Brasil. Folha SA-23 São Luís e parte da Folha SA-24 Fortaleza:
  geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencia. Rio de Janeiro, pp. 3–37.
- Barel C.D.N., 1983. Towards a constructional morphology of cichlid fishes (Teleostei, Perciforms). Netherlands Journal of Zoology 33, 357–424.

- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., 1998. Description of the fisheries structure in the mangrove-dominated region of Bragança (State of Para, North Brazil). Ecotropica 4, 41–53.
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-paul, U., Hubold, G., 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). Marine Ecology Progress Series 256, 217–228.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.B., Eggleston, B. M., Gillanders,
  B.H., Cynthia, G.H., Kaho, H., Thomas, J.M., Robert, J.O., Peter, F.S., Michael,
  P.W., 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and
  Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. Bioscience 51, 633–641.
- Bittencourt, A.C.D.S.P., Dominguez, J.M.L., Martin, L., Silva, I. R., 2005. Longshore transport on the northeastern Brazilian coast and implications to the location of large scale accumulative and erosive zones: An overview. Marine Geology 219, 219–234.
- Blaber, S.J.M., Barletta, M., 2016. A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation? Journal of Fish Biology 89, 537–568.
- Bolnick, D.I., Svanbäck, R., Fordyce, J.A., Yang, L.H., Davis, J.M., Hulsey, C.D., Forister, M.L., 2003. The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. American Naturalist 161, 1–28.
- Boyd, R., Dalrymple, R., Zaitlin, B.A., 1992. Classification of clastic coastal depositional environments. Sedimentary Geology 80, 139–150.
- Braga, C.F., Beasley, C.R., Isaac, V.J., 2009. Effects of plant cover on the macrofauna of Spartina marshes in northern Brazil. Brazilian Arch Biol Technol 52, 1409– 1420.
- Brenner, M., Krumme, U., 2007. Tidal migration and patterns in feeding of the foureyed fish Anableps anableps L. in a north Brazilian mangrove. Journal of Fish Biology 70, 406–427.

- Carpenter, K. E., 2002. The living marine resources of the western central Atlantic. (Vol. 2). Rome: Food and agriculture organization of the United Nations, pp. 602-1373.
- Cavalcante, G.H., Kjerfve, B., Knoppers, B., Feary, D.A., 2010. Coastal currents adjacent to the Caeté Estuary, Pará Region, North Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science 88, 84–90.
- Cervigon, F., 1992. Los peces marinos de Venezuela Vol. II. Ex Libris, Caracas, Venezuela.
- Clarke, K.R., Tweedley, J.R., Valesini, F.J., 2014. Simple shade plots aid better longterm choices of data pre-treatment in multivariate assemblage studies. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 94, 1–16.
- Cocheret de la Morinière, E., Pollux, B., Nagelkerken, I., Hemminga, M., Huiskes, A., van der Velde, G. 2003. Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangrove-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gut-content analysis. Marine Ecology Progress Series 246, 279–289.
- Cochran-Biederman, J.L., Winemiller, K.O., 2010. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. Environmental Biology of Fishes 88, 143–152.
- Cohen, M.C.L.J.L.R., Ramos, J.F.F., Dittmar, T., 1999. Factors influencing the variability of magnesium, calcium and potassium in waters of a mangrove creek in Bragança, North Brazil. Mangrove Salt Marshes 3, 9–15.
- Day, J.W., et al., 1989. Estuarine ecology. New York: John Wiley and Sons.
- Dolbeth, M., Vendel, A.L., Pessanha, A., Patrício, J., 2016. Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. Mar Pollut Bull 112, 244–254.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.K., Blader, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D. 2007. The guild apprach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. Fish and Fisheries 8, 241–268.

- Elliott, M., McLusky, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. Estuar Coast Shelf Sci 55, 815–827.
- Fleming, I.A., 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. Reviews in Fish Biology and Fisheries 16, 379–416.
- França, C.F.De, Souza-Filho, P.W.M.E., 2003. Morfologia e Mudanças Costeiras Da Margem Leste Da Ilha De Marajó (PA). Revista Brasileira de Geociências 33, 17– 136.
- França, S., Vasconcelos, R.P., Tanner, S., Máguas, C., Costa, M. J., Cabral, H.N., 2011. Assessing food web dynamics and relative importance of organic matter sources for fish species in two Portuguese estuaries: a stable isotope approach. Marine environmental research 72, 204–15.
- Garcia, A.M., Hoeinghaus, D.J., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Marques, D.M., Bemvenuti, M.A., 2006. Scientific note Preliminary examination of food web structure of Nicola Lake (Taim Hydrological System, south Brazil) using dual C and N stable isotope analyses. Analytical Chemistry 4, 279–284.
- Garcia, A.M., Hoeinghaus, D.J., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science 73, 399–408.
- Garcia, A.F.S., Garcia, A.M., Vollrath, S.R., Schneck, F., Silva, C.F.M., Marchetti, Í.J., Vieira, J.P., 2018. Spatial diet overlap and food resource in two congeneric mullet species revealed by stable isotopes and stomach content analyses. Community Ecology 19, 116–124.
- Gatz Jr., A.J., 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. Tulane Studies in Zoology and Botany 21, 91–124.
- Giarrizzo, T., Krumme, U., 2007. Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove crreks in a salinity zone of the Curuçá Estuary, North Brazil. Bulletin of Marine Science 80, 739–754.
- Giarrizzo, T., Saint-Paul, U., 2008. Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal

mangrove creek in the Curuçá estuary, northern Brazil. Revista de Biología Tropical 56, 861–873.

- Giarrizzo, T., Krumme, U., Wosniok, W., 2010. Size-structured migration and feeding patterns in the banded puffer fish *Colomesus psittacus* (Tetraodontidae) from north Brazilian mangrove creeks. Marine Ecology Progress Series 419, 157–170.
- Giarrizzo, T., Schwamborn, R., Saint-Paul, U., 2011. Utilization of carbon sources in a northern Brazilian mangrove ecosystem. Estuarine, Coastal and Shelf Science 95, 447–457.
- Gidmark, N.J., Pos, K., Matheson, B., Ponce, E., Westneat, M.W., 2019. Functional Morphology and Biomechanics of Feeding in Fishes. In: Feeding in Vertebrates. Springer, Cham, 297–332.
- Gillanders, B., 2002. Connectivity between juvenile and adult fish populations: do adults remain near their recruitment estuaries? Mar Ecol Prog Ser 240, 215–223.
- Gouveia, N.A., Gherardi, D.F.M., Wagner, F.H., Paes, E.T., Coles, V.J., Aragão, L.E. O.C., 2019. The Salinity Structure of the Amazon River Plume Drives Spatiotemporal Variation of Oceanic Primary Productivity. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 124, 147–165.
- Guzzi, A., 2012. Biodiversidade do Delta do Parnaíba Litoral piauiense. Parnaíba: EDUFPI.
- Simon, P.H., Marshall, D.J., 2013. Environmental stress, facilitation, competition, and coexistence. Ecological Society of America 94, 2719-2731.
- Hastenrath, S., 2006. Circulation and teleconnection mechanisms of Northeast Brazil droughts. Progress in Oceanography 70, 407–415.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., Bearhop, S., 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. Journal of Animal Ecology 80, 595–602.
- Jackson, M.C., Donohue, I., Jackson, A.L., Britton, J. R., Harper, D. M., Grey, J., 2012. Population-level metrics of trophic structure based on stable isotopes and their

application to invasion ecology. PLoS ONE 7, e31757.

- Jackson, M.C., Britton, J.R., 2014. Divergence in the trophic niche of sympatric freshwater invaders. Biological Invasions 16, 1095–1103.
- Kosuth, P., Callède, J., Laraque, A., Filizola, N., Guyot, J.L., Seyler, P., Fritsch, J.M., Guimarães, V., 2009. Sea-tide effects on flows in the lower reaches of the Amazon River. Hydrological Processes: An International Journal 23, 3141–3150.
- Krumme, U., 2009. Diel and tidal movements by fish and decapods linking tropical coastal ecosystems. In: Nagelkerken, I. (ed) Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems. Springer, Dordrecht, 271–324.
- Krumme, U., Linag, T., 2004. Tidal-induced changes in a copepod-dominated zooplankton community in a macrotidal mangrove channel in Northern Brazil. Zoological Studies 43, 404–414.
- Krumme, U., Keuthen, H., Barletta, M., Villwock, W., Saint-paul, U., 2005. Contribution to the feeding ecology of the predatory wingfin anchovy *Pterengraulis atherinoides* (L.) in north Brazilian mangrove creeks. Journal of Applied Ichthyology 21, 469–477.
- Krumme, U., Keuthen, H., Saint-Paul, U., Villwock, W., 2007. Contribution to the feeding ecology of the banded puffer fish *Colomesus psittacus* (Tetraodontidae) in north Brazilian mangrove creeks. Brazilian Journal of Biology 67, 383–392.
- Krumme, U., Brenner, M., Saintpaul, U., 2008. Spring-neap cycle as a major driver of temporal variations in feeding of intertidal fishes: Evidence from the sea catfish *Sciades herzbergii* (Ariidae) of equatorial west Atlantic mangrove creeks. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 367, 91–99.
- Layman, C.A., 2007. What can stable isotope ratios reveal about mangroves as fish habitat? Bullein of Marine Science 80, 513–527.
- Leakey, C.D.B., Attrill, M.J., Jennings, S., Fitzsimons, M.F., 2008. Retrospective quantification of estuarine feeding activity by coastally caught marine fishes. Journal of Sea Research 60, 210–214.

- Lentz, S.J., 1999. The Amazon River Plume during AMASSEDS: Subtidal current variability and the importance of wind forcing. Journal of Geophysical Research 100, 2377–2390.
- Liem, K.F., 1991. Functional morphology. In: Keenleyside, M.H.A., ed. Cichlid fishes: behaviour, ecology and evolution. New York, NY: Chapman and Hall, pp. 129– 145.
- Livingston, R.J., Niu, X., Lewis III, G.F., Woodsum, G.C., 2019. Freshwater Input to a Gulf Estuary: Long-Term Control of Trophic Organization. Ecological Applications 7, 277–299.
- Livingston, R.J., 2003. Trophic organization in coastal systems. 1 ed, CRC Press, Washington, DC.
- Loureiro, S.N., Reis-Filho, J.A., Giarrizzo, T., 2016. Evidence for habitat-driven segregation of an estuarine fish assemblage. Journal of Fish Biology 89, 804–820.
- Manna, L.R., Villéger, S., Rezende, C.F., Mazzoni, R., 2019. High intraspecific variability in morphology and diet in tropical stream fish communities. Ecology of Freshwater Fish 28, 41–52.
- Marceniuk, A.P., Rotundo, M.M., Caires, R.A., Cordeiro, A.P.B., Wosiacki, W.B., Oliveira, C., Souza-Serra, R.R.M. de, Romão-Júnior, J.G., Santos, W.C.R. dos, Reis, T. da S., Muniz, M.R., Cardoso, G.S., Ferrari, S., Klautau, A.G.C. de M., Montag, L., 2019. The bony fishes (Teleostei) caught by industrial trawlers off the Brazilian North coast, with insights into its conservation. Neotropical Ichthyology 17, 1–28.
- Marley, G., Lawrence, A.J., Phillip, D.A.T., Hayden, B., 2019. Mangrove and mudflat food webs are segregated across four trophic levels, yet connected by highly mobile top predators. Marine Ecology Progress Series 632, 13–25.
- Menezes, M., Berger, U., Mehlig, U., 2008. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. Acta Amaz 38, 403–420.
- Montaña, C.G., Winemiller, K.O., 2013. Evolutionary convergence in Neotropical

cichlids and Nearctic centrarchids: Evidence from morphology, diet, and stable isotope analysis. Biological Journal of the Linnean Society 109, 146–164.

- Montaña, C.G., Winemiller, K.O., 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. Ecology of Freshwater Fish 19, 216–227.
- Monteiro, D. P., Giarrizzo, T., Isaac, V., 2009. Feeding ecology of juvenile dog snapper Lutjanus jocu (Bloch and Shneider, 1801) (Lutjanidae) in intertidal mangrove creeks in Curuçá estuary (Northern Brazil). Brazilian Archives of Biology and Technology 52, 1421–1430.
- Olivier, D., Lepoint, G., Aguilar-medrano, R., Sa, A., Humberto, A., Díaz, R., Sánchez-Gonzáles, A., Sturaro, N., 2019. Ecomorphology, trophic niche, and distribution divergences of two common damselfishes in the Gulf of California. Comptes Rendus Biologies 342, 309–321.
- Osborn, H.F., 1902. The law of adaptative radiation. The American Naturalist 36, 353–363.
- Park, H.J., Kwak, J.H., Lee, Y.J., Kang, H.Y., Choy, E.J., Kang, C.K., 2019. Trophic Structures of Two Contrasting Estuarine Ecosystems With and without a Dike on the Temperate Coast of Korea as Determined by Stable Isotopes. Estuaries and Coasts 1–18.
- Pasquaud, S., Elie, P., Jeantet, C., Billy, I., Martinez, P., Girardin, M., 2008. A preliminary investigation of the fish foodweb in the Gironde estuary, France, using dietary and stable isotope analyses. Estuarine, Coastal and Shelf Science 78, 267– 279.
- Pease, A.A., Capps, K.A., Rodiles-Hernández, R., Castillo, M.M., Mendoza-Carranza, M., Soria-Barreto, M., González-Díaz, A.A., 2019. Trophic structure of fish assemblages varies across a Mesoamerican river network with contrasting climate and flow conditions. Food Webs 18.
- Pereira L.C.C., Vila-Concejo, A., Short, A.D., 2016. Coastal Morphodynamic Processes on the Macro-Tidal Beaches of Pará State Under Tidally-Modulated Wave

Conditions. In: Short A, Klein A (eds) Brazilian Beach Systems, Coastal Re. Springer, Cham, 95–124.

- Pianka, E.R., Vitt, L.J., Pelegrin, N., Fitzgerald, D.B., Winemiller, K.O., 2017. Toward a periodic table of niches, or exploring the lizard niche hypervolume. American Naturalist 190, 601–616.
- Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., 1999. Differential fractionation of  $\delta^{13}$ C and  $\delta^{15}$ N among fish tissues: Implications for the study of trophic interactions. Functional Ecology 13, 225–231.
- Price, S.A., Friedman, S.T., Corn, K.A., Martinez, C.M., Larouche, O., Wainwright, P.C., 2019. Building a Body Shape Morphospace of Teleostean Fishes. Integrative and Comparative Biology 59, 716–730.
- Rigolet, C., Thiébaut, E., Brind'Amour, A., Dubois, S.F., 2015. Investigating isotopic functional indices to reveal changes in the structure and functioning of benthic communities. Functional Ecology 29, 1350–1360.
- Santos, V.F., Short, A.D., Mendes, A.C., 2016. Beaches of the Amazon Coast: Amapá and West Pará. In: SHORT, A.; A, K. (Eds.). Brazilian Beach Systems. Coastal Research Library, Springer, Cham.
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., Connolly, R.M., 2014. True Value of Estuarine and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics. Estuaries and Coasts 38, 401–414.
- Sidlauskas, B., 2008. Continuous and arrested morphological diversification in sister clades of characiform fishes: A phylomorphospace approach. Evolution (N Y) 62, 3135–3156.
- Silva, A.G.A. da, Stattegger, K., Schwarzer, K., Vital, H., Heise, B., 2015. The Influence of Climatic Variations on River Delta Hydrodynamics and Morphodynamics in the Parnaíba Delta, Brazil. Journal of Coastal Research 31, 930–940.
- Silva-Júnior, C.A.B., Mérigot, B., Lucena-Frédou, F., Ferreira, B.P., Coxey, M.S., Rezende, S.M., Frédou, T., 2017. Functional diversity of fish in tropical estuaries:

A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science 198, 413–420.

- Soria-Barreto, M., Rodiles-Hernández, R., Winemiller, K.O., 2019. Trophic ecomorphology of cichlid fishes of Selva Lacandona, Usumacinta, Mexico. Environmental Biology of Fishes 102, 985–996.
- Stirling, B.S., 2018. A large-scale study of diet and morphology of black perch (*Embiotoca jacksoni*): comparing stomach content and stable isotope analyses. California State University, Long Beach.
- Stuart-Smith, R.D., Bates, A.E., Lefcheck, J.S., Duffy, J.E., Baker, S.C., Thomson, R. J., Stuart-Smith, J.F., Hill, N.A., Kininmonth, S.J., Airoldi, L., Becerro, M.A., Campbell, S.J., Dawson, T.P., Navarrete, S.A., Soler, G.A., Strain, E.M.A., Willis, T.J., Edgar, G.J., 2013. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. Nature 501, 539–542.
- Stuthmann, L. E., Castellanos-galindo, G.A. 2019. Trophic position and isotopic niche of mangrove fish assemblages at both sides of the Isthmus of Panama. Bulletin of Marine Science.
- Szczygielski, A., Stattegger, K., Schwarzer, K., da Silva, A.G.A., Vital, H., Koenig, J., 2015. Evolution of the Parnaíba Delta (NE Brazil) during the late Holocene. Geo-Marine Letters 35, 105–117.
- Taylor, E. B., 1991. A review of local adaptation in Saimonidac. with particular reference to Pacific and Atlahc. Aquacuture 98, 185–207.
- Thacker, C.E., 2014. Species and shape diversification are inversely correlated among gobies and cardinalfishes (Teleostei: Gobiiformes). Organisms Diversity & Evolution 14, 419–436.
- Vaslet, A., Phillips, D.L., France, C., Feller, I. C., Baldwin, C.C., 2012. The relative importance of mangroves and seagrass beds as feeding areas for resident and transient fishes among different mangrove habitats in Florida and Belize: Evidence from dietary and stable-isotope analyses. J Exp Mar Bio Ecol 434, 81–93.

Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D., 2010. Contrasting changes in

taxonomie vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. Ecological Applications 20, 1512–1522.

- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M. J., 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. Aquatic Sciences 79, 783–801.
- Wagner, F.H., Paes, E.T., Coles, V.J., Aragão, L.E.O.C., 2019. The Salinity Structure of the Amazon River Plume Drives Spatiotemporal Variation of Oceanic Primary Productivity. J Geophys Res Biogeosciences 124, 147–165.
- Webb, P.W., 1984. Form and function in fish swimming. Scientific America 251, 72– 82.
- Werner, E.E., Gilliam, J.F., 1984. The Ontogenetic Niche. Annual Review of Ecology and Systematics 15, 393–425.
- Whitfield, A., Elliott, M., 2012. Ecosystem and Biotic Classifications of Estuaries and Coasts. Elsevier Inc., 1.
- Wilson, J.G., Devlin, M., 2013. Nutrients, food web and tropho-dynamic processes. Estuarine, Coastal and Shelf Science 135, 1–4.

Título:

# SAZONALIDADE NO PARTICIONAMENTO DE NICHOS EM COMUNIDADES DE PEIXES DE ESTUÁRIOS MACROTIDAIS DA AMAZÔNIA

Capítulo em elaboração em forma de manuscrito de acordo com o periódico "Hydrobiologia", QualisCAPES2016paraáreadeBiodiversidadeA1.

Sazonalidade no particionamento de nichos em comunidades de peixes de estuários macrotidais da Amazônia

#### Resumo

Isótopos estáveis de carbono e nitrogênio apoiados por análise de conteúdo estomacal foram utilizados para verificar as relações da cadeia alimentar entre as presas e 20 espécies de peixes em dois dos principais estuários da costa norte do Brasil durante os períodos de seca e chuva. A análise do conteúdo estomacal não revelou diferenças entre os estuários (p > 0,05). Além disso, peixes e crustáceos apresentaram maior importância na dieta das espécies bento-ictiofagas, corroborando com suas guildas tróficas. A assinatura isotópica das espécies de peixes foi mais ampla em  $\delta^{13}$ C para o Marajó, enquanto o Caeté foi mais restrito. Já em  $\delta^{15}$ N o Caeté apresentou maior amplitude do que o Marajó (entre as estações, respectivamente). Os posicionamentos tróficos para as 20 espécies foram estimados entre 0,96 (*Mugil curema*) a 4,24 (*Cathorops spixii*). Desta forma, sugerimos que as relações tróficas em ambos os estuários demonstraram que os hábitos de alimentação dos peixes e a variabilidade observada nos valores de  $\delta^{13}$ C foram reflexos das algas e dos pequenos crustáceos em maior ou menor grau entre os períodos sazonais. Isso mostra o efeito da sazonalidade, principalmente para o estuário do Caeté, sobre esses recursos e a flexibilidade dessas espécies em compartilhar recursos.

*Palavras-chave:* ecologia trófica, dieta, sobreposição de nicho, posição trófica, estuários Amazônicos.

# INTRODUÇÃO

Os estuários tropicais são caracterizados pela oferta de recursos e serviços que tornam esses sistemas extremamente piscosos, favorecendo o desenvolvimento e a sobrevivência de várias espécies de peixes com importância ecológica e/ou econômica (Beck et al. 2001; Hindell & Jenkins, 2004; Potter et al. 2015). Adicionalmente, a alta carga de nutrientes transportada pelos rios e provenientes dos habitats adjacentes (e.g., áreas de várzea, manguezais, costões rochosos, canais de maré, etc.) constitui um fator importante para o alto nível de produção primária (e.g., fitoplâncton, marismas, manguezais e algas marinhas etc.) e, consequentemente, disponibilizando alimentos para os peixes (Costanza et al. 1997; Livingston et al. 1997; Vinagre et al. 2019). No entanto, as preferências alimentares dos peixes são complexas e regidas pela ontogenia das espécies, fatores ambientais em especial a periodicidade climática (i.e., períodos chuvosos e menos chuvosos nas regiões equatoriais) dentre outros que ditam a dinâmica estrutural das redes alimentares (Barletta et al. 2010; Akin & Winemiller 2012; Albuquerque et al. 2019). Desta forma, estudos voltados apenas para o levantamento do número de espécies observadas ou estimadas em uma determinada área é uma visão simplista da real funcionalidade dos estuários (Pasquaud et al. 2015).

O efeito da heterogeneidade e/ou complexidade dos habitats disponíveis sobre a riqueza e estrutura das espécies nos estuários é bem conhecido (Rönnbäck, 1999; Beck et al. 2001; Laegdsgaard & Johnson, 2001; Griffiths, 2001; Kimirei et al. 2011; Loureiro et al. 2016). No entanto, para uma melhor compreensão das relações entre os serviços e a biota, uma das principais abordagens levadas em consideração visa entender a ecologia trófica das espécies (Nicolas et al. 2010; Livingston, 2003; Castro & Hube, 2012; Petta et al. 2020). Esse tipo de abordagem é importante para elucidar as interações e distribuições do fluxo de energia entre os diferentes componentes das redes alimentares (Sibbing & Nagelkerken, 2001; Mather et al. 2012; Medeiros et al. 2017).

A partir da avaliação do nicho trófico ocupado por cada organismo, através da análise de isótopos estáveis (e.g.,  $\delta^{15}$ N e  $\delta^{13}$ C), modelos tróficos podem ser gerados e aplicados ao sistema em questão, ainda auxiliando no gerenciamento e conservação do mesmo (Dantas et al. 2013; Campos et al. 2015). Ainda, essa abordagem acrescenta e valida a análise do conteúdo estomacal, cuja separação de itens alimentares raramente é realizada sem ambiguidades (Hyslop, 1980; Mather et al. 2012; Baker et al. 2014;

Amundsen et al. 2019; Petta et al. 2020). Outro importante descritor a ser levado em consideração é a posição trófica (TP) das espécies, onde uma pequena variação pode ser um indicador da qualidade do ecossistema (e.g., aumento na competição, perda de habitat, efeito de pesca, etc.) (Romanuk & Levings, 2005; Layman et al. 2006; Mather et al. 2012). Embora muitos estudos tenham sido realizados avaliando a estrutura trófica estuarina neotropical (Garcia et al. 2007; Bisi et al. 2012; Lira et al. 2018), poucos o fizeram em combinação com a análise do conteúdo estomacal (Cocheret de la Morinière et al. 2003; Garcia et al. 2018) ou avaliando a variação do posicionamento trófico (Stuthmann & Castellanos-Galindo, 2019; Du et al. 2020).

O litoral norte do Brasil está inserido na segunda maior faixa contínua de manguezais do mundo, caracterizada pelo efeito sazonal sobre a carga de nutrientes, sedimentos e drástica variabilidade salina nos mais de 30 estuários, cuja maior vazão deve-se ao rio Amazonas (Souza-Filho, 2005; Giarrizzo et al. 2007; Gouveia et al. 2019). Nesse sentido, o foco principal do nosso estudo foi analisar o efeito sazonal (período seco e chuvoso) na dieta de espécies de peixes comumente encontradas nos estuários da Baia do Marajó e do Rio Caeté (Atlântico Sul, Brasil), a partir do uso de análise de conteúdo estomacal, apoiadas por análises de isótopos estáveis (SIA) de carbono e nitrogênio. Baseado na hipótese de que os nichos tróficos ocupados pelas espécies são reflexos da disponibilidade dos recursos alimentares (Schoener, 1989; Schirmer et al. 2020), previmos que o estuário da Baía do Marajó apresentaria a maior disponibilidade de recursos, assim como a maior amplitude do nicho durante o período chuvoso, na qual durante este período a vazão do rio Amazonas é extremamente forte, em relação ao estuário do rio Caeté.

# **MATERIAL E MÉTODOS**

## Área de estudo

O trecho da zona costeira selecionado para este estudo está localizado no litoral norte do Brasil, a partir da Baía de Marajó (00°44'S, 48°30'W; Figure 01) e estuário do rio Caeté (00° 51'S, 46°35'W; Figura 01). A Baía do Marajó está localizada na porção oriental da ilha do Marajó, influenciada pela vazão do rio Tocantins e parcial do rio Amazonas (Pereira et al. 2016; Gouveia et al. 2019). Esta baía drena uma área com cerca de  $6,1\times10^6$  km<sup>2</sup> e um ciclo de vazão máxima aproximada de  $2,5 \times 10^5$  m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> que contribui

para a maior vazão de água doce (~ 16%), sedimentos, nutrientes dissolvidos e material orgânico do mundo (Santos et al. 2016; Golveia et al. 2019). Adicionalmente, este sistema está sob efeito constante das ondas que variam entre 4 a 6 m durante as marés de sizígia (Pereira et al. 2016). Caeté é um estuário em forma de funil com extensão de 100 km desde a Ponta do Maiaú até encontrar o oceano, cuja foz é considerada permanentemente aberta com aproximadamente 11,5 km de largura (Barbosa & Pinto, 1973; Barletta et al. 1998). As marés são semi-diurnas, com amplitudes de 2,5 a 5,5 m nas marés de quadratura e sizígia, respectivamente, além de apresentar velocidades médias de 1,5 m/s. Essas marés são influenciadas por ventos dominantes de nordeste para leste, com velocidades médias variando entre 6 a 8 m/s (Cohen et al. 1999).

Os estuários do Marajó e Caeté são caracterizados por um terço da costa ser ocupada por praias arenosas, planícies de maré, e o restante dominado por manguezais, principalmente por árvores de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, e pontuais manchas de marismas (*Spartina alterniflora*) (Menezes et al. 2008; Braga et al. 2009). O clima é considerado quente-úmido, com temperaturas médias do ar em torno de 25,7 °C, períodos de seca (salinidade > 35) entre agosto e dezembro e períodos chuvosos (salinidade  $\leq 6$ ) de janeiro a julho. Durante a estação chuvosa, a precipitação geralmente excede os 2.545 mm por ano (Barletta et al. 1998, 2003).



**Figura 01**. Locais de amostragens nos estuários de macromaré da Baia do Marajó e rio Caeté, Costa Norte do Brasil, 2018.

### Amostragem de campo

Os peixes foram amostrados durante os períodos chuvoso (janeiro) e seco (julho) de 2018. Em ambos os estuários, os peixes foram capturados com redes de arrasto manual (3m de largura, 1,3m de altura, com um saco de 3m e 10 mm), além do auxilio dos pescadores locais para maximizar as capturas. Até oito indivíduos por espécie de peixe, apenas juvenis, em cada local e período foram utilizados para as análises. Este tratamento foi considerado para evitar diferenças causadas por alterações ontogenéticas no comportamento alimentar. Somente o tecido muscular branco (aproximadamente 5 g) foi extraído da região dorsal, abaixo da barbatana dorsal para análise de isótopos estáveis. As diferentes espécies de peixes foram classificadas em guildas tróficas com base na similaridade da dieta, a partir do relatado em literatura como: ictiofagas – I, bento-ictiofagas –BI, bentofagas – B, omnívoras – O, herbívoras – H e zooplanctivoras – Z (Elliott et al. 2007; Giarrizzo & Krumme, 2007).

Amostras de potenciais fontes de produtores primários (foram consideradas três replicas por local e períodos climáticos), incluindo folhas de árvores de mangue representadas pelas duas espécies de mangue mais abundantes (i.e., Rhizophora mangle e Avicennia germinans) e pelo marisma (Spartina alterniflora). Amostras de macroalgas epífitas (Bostrychia sp., Catenella sp. e Enteromorpha sp.) foram coletadas durante a maré baixa raspando os troncos e raízes presentes nas áreas de entre marés. Adicionalmente, a matéria orgânica particulada em suspensão (POM) e o seston foram coletados durante a maré vazante, aproximadamente 200 l de água foram filtrados através de uma rede de 200 μm acondicionada dentro de outra de 120 μm, dessa forma as partículas grandes e o zooplâncton (ou seja, seston) foi retido na primeira rede e apenas a POM na segunda rede. Após esse procedimento o resíduo foi filtrado a vácuo através de filtros de fibra de vidro Whatman GF/F pré-calcinados. Os epibentos foram coletados manualmente em troncos de árvores ou sobre o sedimento, de acordo com as espécies em diferentes locais nas zonas de mangue e no entre marés durante a maré baixa (e.g., Ucides cordatus e Neritina sp.). Amostras de camarões (e.g., Penaeidae) e caranguejos (e.g., Callinectes spp.) foram coletadas nas armadilhas de pescadores locais.

## Analise da dieta

A dieta foi analisada diretamente do conteúdo estomacal. Itens alimentares retirados individualmente do estômago dos peixes foram classificados e identificados sob um microscópio estereoscópico, quando possível. No entanto, eles foram identificados para o menor nível taxonômico possível devido à digestão parcial. Cada táxon foi drenado brevemente em seguida pesado ( $\pm$  0,01 g). Os itens alimentares recuperados no conteúdo estomacal foram identificados no nível taxonômico mais baixo possível; no entanto, alguns deles ocorreram em frequências ou abundâncias muito baixas e, portanto, foram agrupados em categorias mais amplas como: peixes (pedaços de músculo, escamas e nadadeiras etc.); moluscos (conchas e fragmentos de gastrópodes aquáticos); Crustáceos (camarões, exoesqueleto, patas, principalmente de Penaeidae, Portunidae, Ocypodidae e Grapsidae); plantas (incluindo fragmentos de folhas e caules, principalmente de manguezais); algas (família: Caulacanthaceae e Rhodomelaceae); macroinvertebrados aquáticos (larvas de insetos, principalmente Chironomidae e Simuliidae); artrópodes terrestres (principalmente formigas e vespas); e sedimentos (caracterizados por partículas inorgânicas, principalmente lama e areia, considerados por ainda conterem partículas orgânicas em diferentes estágios de decomposição). Tais agrupamentos serviram para facilitar comparações interespecíficas e reduzir a frequência de zeros na matriz de dados. Estômagos vazios foram excluídos desta análise.

#### Analise de isótopos estáveis

As amostras do campo foram descongeladas e secas a 60 ° C até peso constante antes de serem moídas até a obtenção de um pó fino, pesadas e armazenadas em cápsulas de estanho antes da determinação de suas proporções isotópicas de carbono e nitrogênio. Esta determinação foi possível utilizando um espectrômetro de massa de razão isotópica acoplado a um analisador elementar de fluxo contínuo (EA-IRMS), através de um sistema composto por um Thermo Flash 2000 EA, ConFlo IV interface a um Delta V Advantage IRMS, no Laboratório de Ecologia de Isótopos Estáveis da Universidade do Norte do Texas. Os valores das razões isotópicas de carbono e nitrogênio foram expressos em notação delta ( $\delta$ ; ‰), em relação ao padrão para o carbono a partir do calcário Vienna Pee Dee Belemnite (V-PDB), e o nitrogênio a partir do nitrogênio atmosférico. Onde  $\delta^{12}$ C é um indicador da fonte de energia e  $\delta^{15}$ N é um indicador da posição trófica, estimado de acordo com a seguinte equação:  $\delta^{13}C$  ou  $\delta^{15}N = [(R_{amostra}/R_{amostrapadrão}) - 1] \times 10^3$ , onde R é a razão  ${}^{13}C/{}^{12}C$  ou  ${}^{15}N/{}^{14}N$ .

#### Analise dos dados

Análise de coordenadas principais (PCO) combinada com a transformação Hellinger a partir da transformação dos dados de dieta em  $\text{Log}_{(x+1)}$  (Legendre & Legendre, 1998; Clarke & Gorley, 2015) foi usado para avaliar os padrões de alimentação das espécies de peixes entre os estuários e os períodos climáticos. Essa análise foi baseada na frequência de biomassa ingerida e a distância de Hellinger foi utilizada devido ao melhor ajuste da matriz (Legendre & Legendre, 1998). Para examinar a importância alimentar das categorias de alimentos, utilizou-se o índice de importância alimentar (Ai) proposto por Kawakami e Vazzoler (1980):  $Ai = Fi \times Wi / \sum_{i=1}^{n} (Fi \times Wi)$ , onde Fi é a frequência relativa de ocorrência da categoria de presas i e Wi é o peso relativo da categoria de presas. A similaridade alimentar foi calculada como similaridade de Bray-Curtis com base nos valores de IAi (Clarke & Gorley, 2015). O teste permutacional de variância (PERMANOVA) foi usado para verificar os efeitos espaciais (entre estuários) e temporais (chuva e seca) da dieta dos peixes.

Gráficos de dispersão dos valores de  $\delta^{15}$ N e  $\delta^{13}$ C dos peixes foram utilizados para avaliar os padrões de variação isotópica entre os periodos de amostragem. As fontes de carbono assimilado pelos consumidores são indicadas por posições relativas aos táxons agrupados por suas respectivas guildas tróficas no eixo x (i.e.,  $\delta^{13}$ C), enquanto o nível trófico é indicado pela posição relativa no eixo y (i.e.,  $\delta^{15}$ N) (Peterson & Fry, 1987). Adicionalmente, estimamos a contribuição relativa das fontes alimentares à biomassa dos peixes relacionando as assinaturas de  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N dos peixes e fontes, a fim de averiguar possíveis mudanças na assimilação das fontes pelos peixo agrupados por suas guildas tróficas entre os estuários e períodos climáticos (chuvoso e seco) (Jackson et al. 2011; Stock & Semmens, 2016). A principal vantagem neste modelo de mistura bayesiano é a sensibilidade para incertezas e variações nas assinaturas dos consumidores e fontes alimentares para determinar a probabilidade de proporções das fontes à mistura observada enquanto incorpora as incertezas à correção (Parnell & Inger, 2016). Para realizar essas análises foi utilizado o pacote SIMMR (versão 0.4.2) que foi projetado como uma atualização para o pacote SIAR e contém muitos dos mesmos recursos (Parnell & Inger, 2016) no software R versão 4.0.1 (R Core Team 2020).

A posição trófica (TP) foi estimada de acordo com a equação:  $TP = (\delta^{15}N_{consumidor}-\delta^{15}N_{fontebasal})/3,4 + 1$ , onde 3,4‰ é o fator de enriquecimento trófico assumido para <sup>15</sup>N (Minagawa & Wada, 1984; Vander Zander & Ramussen, 1996). A contribuição média de  $\delta^{15}N$  das fontes foi ponderada de acordo com os diferentes estuários e períodos do ano para o cálculo do TP. Onde *R. mangle* (período seco) e *S. alterniflora* (chuvoso) foram selecionadas como fonte basal à Baía de Marajó, enquanto as algas *Catenella* sp. (seco) e *Bostrychia* sp. (chuvoso) foram escolhidas como fonte basal para o estuário do rio Caeté.

#### RESULTADOS

Um total de 20 espécies de peixes pertencentes a 15 famílias foram coletados entre os períodos chuvoso e seco da Baía do Marajó e do rio Caeté (Tabela 2). As famílias mais abundantes foram Sciaenidae (pescadas, três espécies), Engraulidae (sardinhas, três espécies) e Ariidae (bagres, duas espécies). Essas espécies foram selecionadas por serem comumente encontradas em elevadas abundancias nos dois estuários e caracterizarem diferentes guildas tróficas, como: bento-ictiofagas (BI) representando 45% das amostras de peixes coletados, zooplanctivoras (Z) 20%, bentofagas (B) 20%, ictiofagas (I) 5%, herbívoras (H) 5% e omnívoras (O) 5% (Tabela 2).

Os recursos alimentares mais importantes, que constituíram as maiores proporções de alimentos ingeridos, foram peixes (46,7%), crustáceos (35,1%) e moluscos (9,1%). Comparativamente, a dieta das espécies não apresentou diferenças estatísticas entre os estuários do Marajó e Caeté (*Pseudo*-F = 0,5909, p = 0,68), e entre os períodos chuvoso e seco (*Pseudo*-F = 1,0592, p = 0,35).

A ordenação PCO a partir dos dados alimentares não mostraram separação entre os estuários e períodos, onde os itens com maiores contribuições para o primeiro eixo foram insetos terrestres, peixes, crustáceos e moluscos. Estas presas foram relacionadas a espécies com hábitos bento-ictófagos como o *C. undecimallis* (Caeté-chuvoso), *Pterengraulis atherinoides* (Marajó-seco), *Genyatremus luteus* (Caeté-seco), *Diapterus auratus* (Marajó-chuvoso) e *Stellifer naso* (Marajó-chuvoso). Enquanto no segundo eixo, a maior contribuição correspondeu a plantas, algas, sedimentos e macroinvertebrados, principalmente relacionados a *Mugil curema* (Marajó-seco), *Lycengraulis grossidens* (Caeté-chuvoso), *Rhinosardinia amazonica* (Marajó-chuvoso) e *Anableps anableps* (Marajó-seco) (Figura 02).

As variações médias registradas de  $\delta^{13}$ C para as guildas tróficas dessas espécies ocorreram entre onívoros: -21.58‰ e os herbívoros: -15.38‰ (Marajó-seco e Caetéseco, respectivamente; Figura 4c e 4d). De acordo com o índice de importância alimentar, os itens identificados como peixes e crustáceos apresentaram maior importância na dieta das espécies classificadas como bento-ictiofagas nos dois estuários, por exemplo, *C. acoupa*, *A. achirus*, *S. herzbergii*, *C. undecimalis* e *L. jocu* (Ai > 0,5; Figuras 03a e 03b). O ictiófago *S. timucu*, alimentou-se exclusivamente de peixes durante o período seco no Marajó e Caeté (Ai = 0,9), enquanto durante o período chuvoso os crustáceos apresentaram uma pequena contribuição para essa espécie nos dois estuários (Ai > 0,01). Os camarões Penaeidae foram os mais enriquecidos em  $\delta^{13}$ C (-18,40 a -20,90‰; Caeté-chuvoso e Marajó-seco, respectivamente; Tabela 1), enquanto os juvenis do caranguejo *Ucides cordatus* foram os menos enriquecidos em  $\delta^{13}$ C (-26,08 a -25,94‰ ambos no Marajó-chuvoso).



**Figura 02.** Análise de coordenadas principais (PCO) com base nos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes durante o período seco e chuvoso nos estuários da Baía do Marajó e Caeté, Costa Norte do Brasil, 2018. Acrônimo de espécies de peixes na Tabela 01.

O herbívoro *M. curema*, apresentou presença mais frequente de sedimento no estomago (principalmente durante o período seco nos dois estuários). Os insetos terrestres, macroinvertebrados aquáticos e sedimentos (consumo acidental) foram importantes às espécies zooplactívoras (e.g., *A. clupeoides*, *L. grossidens* e *R. amazonica*), principalmente para as amostras de estuário do Caeté (Figura 03b). O seston variou em  $\delta^{13}$ C de -29,20 a -26,72‰ no Caeté-chuvoso. De maneira geral, o item peixe foi o recurso alimentar mais relevante para a dieta dos peixes tanto no Caeté quanto no Marajó entre os periodos (Ai > 0,9). Não houve diferenças nos dados do índice alimentar entre estuários (*pseudo*-F = 2,2579, *p* = 0,07) ou períodos climaticos (Marajó: *pseudo*-F = 0,569, *p* = 0,68 e Caeté: *pseudo*-F = 0,78, *p* = 0,54).



Figura 03. Índice de importância alimentar (Ai) dos itens alimentares consumidos por espécies de peixes coletadas durante o período seco e chuvoso nos estuários da Baía de Marajó e rio Caeté, Costa Norte do Brasil, 2018. O agrupamento de Cluster mostra a similaridade do consumo

com base na similaridade de Bray-Curtis da dieta. Acronimos: Aclu – Anchovia clupeiodes, Lgro – Lycengraulis grossidens, Path – Pterengraulis atherinoides, Rama – Rhinosardinia amazonica, Cspi – Cathorops spixii, Sher – Sciades herzbergii, Bsur – Batrachoides surinamensis, Mcur – Mugil curema, Abra – Atherinella brasiliensis, Stim – Strongylura timucu, Aana – Anableps anableps, Aach – Achirus achirus, Cund – Centropomus undecimalis, Daur – Diapterus auratus, Glut – Genyatremus luteus, Ljoc – Lutjanus jocu, Caco – Cynoscion acoupa, Manc – Macrodon ancylodon, Snas – Stellifer naso, Cpsi – Colomesus psittacus.

As razões isotópicas não apresentaram diferenças entre os estuários (valores de  $\delta^{13}$ C: F = 1,79, p = 0,18,  $\delta^{15}$ N: F = 1,97, p = 0,16) ou efeitos sazonais (F = 0,003, p = 0,98; F = 0,15, p = 0,69,  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N, respectivamente). Na Baía do Marajó, as espécies de peixes (principalmente bento-ictiófagas; Figura 04c) apresentaram uma ampla faixa de valores de  $\delta^{13}$ C no período chuvoso (e.g., -25,5 a -14,2‰) quando comparado ao período seco (-21,6 a -15,1%). Em relação ao enriquecimento em  $\delta^{15}$ N, a estação seca apresentou uma ampla faixa de valores (6,6 a 12,2‰) quando comparado ao período chuvoso (8,2 a 11,3%). As espécies S. herzbergii, A. achirus, S. naso e A. anableps apresentaram  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N na mesma faixa dos valores dos crustáceos Penaeidae e Callinectes sp. durante os períodos, enquanto M. curema, A. clupeoides, L. grossidens e *R. amazonica* apresentaram valores menos enriquecidos de  $\delta^{13}$ C, próximos dos produtores POM, Bostrychia sp. e Enteromorpha sp. (Figura 04a). O estuário do Caeté apresentou uma amplitude muito menor em relação às espécies de peixes  $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$ , quando comparado à Baía do Marajó (Figuras 04a e 04b). Neste estuário, os produtores primários R. mangle, A. germinans e POM apresentaram um padrão consistente em ambos os períodos, enquanto S. alternilfora, Bostrychia sp. e Enteromorpha sp. apresentaram valores de enriquecimento muito mais amplos entre os períodos (Tabela 1). As espécies de peixes apresentaram valores de  $\delta^{13}$ C mais restritos (variação de -21,2 para A. *clupeoides* durante o período chuvoso a -15.4 ‰ para M. *curema* no seco) assim como para  $\delta^{15}$ N (6,2 ‰ para *M. curema* período seco a 12,7 ‰ em *G. luteus* no período chuvoso).



**Figura 04.** *Biplot* das médias (desvio padrão) de  $\delta^{13}$ C (‰) e  $\delta^{15}$ N (‰) em fontes, presas e consumidores agrupados por suas guildas tróficas da a) Baía do Marajó e b) Rio Caeté dos peixes da Costa Norte do Brasil, período seco (barras vazias) e chuvoso (barras fechadas) 2018. Acrônimos: POM – matéria orgânica particulada, B - bentofago, B/I - bento-ictiofago, H - herbivorous, I - ictiofago, O: omnívoro, Z - zooplanctivoro.

Os modelos gerados pelo SIMMIR previram que os crustáceos apresentaram a maior contribuição à biomassa dos peixes bentófagos, especialmente para o Marajó durante o período chuvoso e seco, enquanto os gastrópodes foram os mais representativos para os peixes bentófagos, bento-ictiófagos e ictiófagos no estuário do rio Caeté (valores médios calculados com base entre as espécies representativas para

cada guilda com os quantis entre os intervalos de confiança de 2,5 a 97,5%; Figura 05 e 06). Estima-se que a matéria orgânica particulada (POM) contribuiu para as guildas Zoopalctivoras, herbívoras e omnívoras em ambos os estuários (Figura 05 e 06). As vegetações que mais contribuíram para a biomassa foi o mangue durante o período chuvoso no Marajó às espécies herbívoras, equanto para esta mesma guilda foram as algas no estuário do rio Caeté. Adicionalmente, os marismas apresentaram uma enorme contribuição, também, para os herbirvoros e ominivoros no Caeté (Figura 06). No geral, os crustáceos e gastrópodes apresentaram as maiores probabilidade de contribuição para os consumidores em ambos os estuários.



**Figura 05.** Assimilação relativa das principais fontes alimentares pelos peixes representados pelas guildas tróficas capturados nos estuários da Baía do Marajó, Costa Norte do Brasil. Modelos estimados usando SIMMIR, onde: Barras = mediana, caixas = intervalo interquartil (baixo = percentil 25, superior = percentil 75), "*whiskers*" = maior valor dentro do intervalo interquartil 1,5 vezes abaixo do percentil 25 ou acima do percentil 75. Box em cinza representam o período chuvoso e vazio o período seco.



**Figura 06.** Assimilação relativa das principais fontes alimentares pelos peixes representados pelas guildas tróficas capturados nos estuários do Rio Caeté, Costa Norte do Brasil. Modelos estimados usando SIMMIR, onde: Barras = mediana, caixas = intervalo interquartil (baixo = percentil 25, superior = percentil 75), "*whiskers*" = maior valor dentro do intervalo interquartil 1,5 vezes abaixo do percentil 25 ou acima do percentil 75. Box em cinza representam o período chuvoso e vazio o período seco.

A análise das relações isotópicas de nitrogênio produziu aproximadamente duas posições tróficas para os consumidores entre os estuários e períodos sazonais, variando de 0,96 para *M. curema* no estuário do rio Caeté período seco a 4,24 para *C. spixii* no Marajó, período seco (Figura 07). As espécies da Baía do Marajó apresentaram posições tróficas mais elevadas durante o período seco, enquanto no estuário do Caeté foram observados padrões inversos (Figura 07). Marajó e Caeté apresentaram posições tróficas significativamente diferentes (F = 39,54, p < 0,001), bem como entre os períodos (F = 33,93, p < 0,001 e F = 40,48, p < 0,001 para Marajó e Caeté, respectivamente).



**Figura 07.** Estimativas dos posicionamentos tróficos das espécies de peixes coletadas nos estuários da baía do Marajó e do rio Caeté durante os períodos seco e chuvoso, 2018. As linhas designam os níveis tróficos dos consumidores e caixas fechadas representam o período chuvoso e caixas abertas o período seco.

**Tabela 1.** Média e desvio padrão dos valores de isótopos estáveis ( $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N) dos produtores primários e organismos representativos dos sistemas estuarinos da Baía do Marajó e do rio Caeté entre os períodos seco e chuvoso do norte do Brasil ACR: acrônimo; n: número de amostras.

Easter/Darase		T 1	N	δ	5 <sup>13</sup> C	$\delta^{15}N$		
Fontes/Presas	ACK	Local	IN	Seca	Chuva	$\begin{array}{c} & & & & \\ \hline & & & \\ 8.09 \pm 0.11 \\ 8.42 \pm 0.09 \\ \hline \\ 2 & & & \\ 10.36 \pm 0.57 \\ & & & \\ 9.65 \pm 0.69 \\ \hline \\ 9 & & & \\ 9.75 \pm 0.75 \\ \hline \\ 8 & & & \\ 9.84 \pm 0.47 \\ \hline \\ 7 & & & \\ 6.44 \pm 0.55 \\ \hline \\ 1 & & & \\ 6.92 \pm 0.35 \\ \hline \\ 1 & & & \\ 10.42 \pm 1.71 \\ \hline \\ 1 & & & \\ 8.99 \pm 0.14 \\ \hline \\ 6.23 \pm 0.48 \\ \hline \\ 5 & & \\ 5.02 \pm 0.45 \\ \hline \\ 2 & & \\ 5.83 \pm 0.75 \\ \hline \\ 6.26 \pm 0.55 \\ \hline \\ 5 & & \\ 3.27 \pm 0.49 \\ \hline \\ 7 & & \\ 8.24 \pm 0.47 \end{array}$	Chuva	
Crustacean								
Balanidae	Bala	Marajó	6	$-17.03\pm0.83$	$-17.29\pm0.6$	$8.09\pm0.11$	$7.56\pm0.11$	
		Caeté	6	$-16.79\pm0.47$	$-16.64\pm0.48$	$8.42\pm0.09$	$7.09\pm0.54$	
Portunidae								
Callinectes sp.	Call	Marajó	6	$-21.83\pm0.07$	$-22.44\pm0.32$	$10.36\pm0.57$	$10.33\pm0.32$	
		Caeté	6	$-21.73 \pm 1.44$	$-22.10\pm0.8$	$9.65\pm0.69$	$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	
Penaeidae sp.	Pena	Marajó	6	$-21.63\pm0.89$	$-23.38 \pm 1.69$	$9.75\pm0.75$	$8.75 \pm 1.01$	
		Caeté	6	$-19.06\pm0.96$	$-19.15\pm0.98$	$9.84 \pm 0.47$	$9.75\pm0.55$	
Ucides cordatus (Linnaeus, 1763)	Ucor	Marajó	6	$-24.90\pm0.26$	$-25.93\pm0.17$	$6.44\pm0.55$	$5.49 \pm 0.46$	
		Caeté	6	$-23.63\pm0.09$	$-24.91\pm0.51$	$0.17$ $6.44 \pm 0.55$ $5.49 \pm$ $0.51$ $6.92 \pm 0.35$ $7.66 \pm$	$7.66\pm0.59$	
Gastropoda								
Neritina sp.	Neri	Marajó	6	$-15.44\pm0.3$	$-14.63 \pm 2.21$	$10.42 \pm 1.71$	$8.94\pm0.67$	
		Caeté	6	$-17.07\pm0.12$	$-17.23\pm0.81$	$8.99 \pm 0.14$	$8.8\pm0.49$	
Seston	Sest	Marajó	6	$-27.81\pm0.92$	$-28.2\pm1.27$	$6.23\pm0.48$	$4.78 \pm 1.71$	
		Caeté	6	$-27.57\pm0.06$	$-27.24\pm0.45$	$5.02\pm0.45$	$4.41 \pm 2.83$	
Particulate organic matter	POM	Marajó	6	$-24.90\pm0.76$	$-24.22\pm0.72$	$5.83\pm0.75$	$4.74\pm0.56$	
		Caeté	6	$-26.74\pm0.6$	$-27.3\pm0.56$	$6.26\pm0.55$	$5.40 \pm 1.43$	
Mangroves tree								
Avicennia germinans (L.)	Ager	Marajó	6	$-30.78\pm0.16$	$-30.41\pm0.95$	$3.27\pm0.49$	$4.23\pm0.99$	
		Caeté	6	$-27.38\pm0.26$	$-28.12\pm0.47$	$8.24\pm0.47$	$7.04 \pm 1.30$	
Rhizophora mangle (L.)	Rman	Marajó	6	$-30.96 \pm 1.27$	$-30.61\pm0.55$	$1.82\pm0.98$	$3.91\pm0.23$	
		Caeté	6	$-28.08 \pm 0.25$	$-28.25 \pm 0.18$	$6.55\pm0.73$	$7.10 \pm 1.02$	

Saltmarsh							
Spartina alterniflora Loisel	Salt	Marajó	6	$-12.80\pm0.25$	$-12.47\pm0.01$	$2.31 \pm 1.42$	$3.29\pm0.77$
		Caeté	6	$-13.44 \pm 0.11$	$-12.68\pm0.43$	$6.59\pm0.34$	$4.50\pm0.69$
Algae							
Bostrychia spp.	Bost	Marajó	6	$-21.20\pm3.06$	$-21.20\pm2.29$	$5.39 \pm 2.44$	$5.72\pm2.21$
		Caeté	6	$-17.66\pm0.86$	$-22.95\pm0.15$	$8.19\pm0.11$	$3.90\pm0.15$
Catenella spp.	Cat	Marajó	6	$-24.77 \pm 1.72$	$-24.43 \pm 2.41$	$5.19\pm0.13$	$6.02 \pm 1.09$
		Caeté	6	$-24.00\pm0.26$	$-24.16\pm0.19$	$6.36\pm0.23$	$6.25\pm0.26$
Enteromorpha spp.	Ente	Marajó	6	$-19.21 \pm 3.15$	$-17.90\pm0.18$	$7.35 \pm 2.55$	$8.81\pm0.04$
		Caeté	6	$-21.07 \pm 0.23$	$-22.55 \pm 1.87$	$7.76\pm0.37$	$5.13 \pm 1.3$

**Tabela 2.** Média e desvio padrão dos valores dos isótopos estáveis ( $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N) das espécies de peixes representativos dos sistemas estuarinos da Baía do Marajó e do rio Caeté entre os períodos seco e chuvoso do norte do Brasil. ACR: acrônimo; n: número de amostras; CP: comprimento padrão; GT - Guilda trófica: B - bentofago, B/I - bento-ictiófago, H - herbívoro, I - ictiófago, O: onívoro, Z - zooplanctívoro.

Fomílio/Fonéoiog		СТ	Local	N	CD (mm)	δ <sup>13</sup> C		$\delta^{15}N$	
Familia/Especies	ACK	GI	Local	IN	CP (IIIII)	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
Engraulidae									
Anchovia clupeiodes (Swainson, 1839)	Aclu	Ζ	Marajó	16	57.06-119.66	$-18.48 \pm 1.20$	$-20.46 \pm 1.65$	$8.92\pm0.65$	$10.02\pm0.50$
			Caeté	16	50.73-118.66	$-18.56 \pm 2.85$	$-21.21\pm4.00$	$10.46\pm0.79$	$10.06\pm2.63$
Lycengraulis grossidens (Spix & Agassiz, 1829)	Lgro	Ζ	Marajó	16	41.21-87.24	$-22.18 \pm 1.82$	$-21.55 \pm 1.67$	$10.31\pm0.17$	$10.48\pm0.18$
			Caeté	16	33.86-88.44	$-17.18 \pm 1.13$	$-16.81\pm0.64$	$11.66\pm0.48$	$11.19\pm0.32$
Pterengraulis atherinoides (Linnaeus, 1766)	Path	BI	Marajó	16	51.38-171.89	$-20.54\pm3.01$	$-21.27\pm3.41$	$10.2\pm2.42$	$9.82 \pm 1.86$
			Caeté	16	47.23-173.85	$-18.74 \pm 1.96$	$\textbf{-18.10} \pm 1.82$	$12.21\pm0.50$	$11.28\pm2.21$
Clupeidae									
Rhinosardinia amazonica (Steindachner, 1879)	Rama	Ζ	Marajó	16	40.57-81.12	$-16.04\pm0.15$	$\textbf{-19.98} \pm 4.28$	$11.33\pm0.13$	$9.39 \pm 1.48$

Caeté 16 40.53-82.26  $-16.01 \pm 0.25$   $-16.12 \pm 0.13$   $11.67 \pm 0.24$   $11.61 \pm 0.25$ 

Ariidae									
Cathorops spixii (Agassiz, 1829)	Cspi	В	Marajó	16	46.24-262.00	$-20.47\pm3.30$	$-17.94 \pm 1.65$	$12.17\pm0.75$	$11.32\pm0.31$
			Caeté	16	78.8-234.2	$\textbf{-20.10} \pm \textbf{2.40}$	$-16.73\pm0.50$	$10.54\pm0.65$	$12.19\pm0.27$
Sciades herzbergii (Bloch, 1794)	Sher	BI	Marajó	16	38.36-149.13	$-20.71\pm3.57$	$\textbf{-19.80} \pm 2.53$	$11.54 \pm 1.88$	$10.8\pm0.87$
			Caeté	16	36.66-204	$-17.47 \pm 1.22$	$-17.46 \pm 1.36$	$11.44\pm0.72$	$11.75\pm0.66$
Batrachoididae									
Batrachoides surinamensis (Bloch & Schneider, 1801)	Bsur	BI	Marajó	16	87.41-344.00	$-18.62 \pm 1.44$	$-19.42\pm2.09$	$10.86\pm0.92$	$10.87 \pm 1.03$
			Caeté	16	188.38-266.31	$-17.40 \pm 1.04$	$-17.94\pm0.68$	$11.29 \pm 1.00$	$11.24 \pm 1.28$
Mugilidae									
Mugil curema Valenciennes, 1836	Mcur	Η	Marajó	16	51.33-128.79	$-20.34\pm2.98$	$-19.21 \pm 1.96$	$6.68\pm0.90$	$8.23\pm0.90$
			Caeté	16	50.54-127.57	$-15.38\pm0.93$	$-18.81\pm0.53$	$6.24\pm0.88$	$8.47\pm0.86$
Atherinopsidae									
Atherinella brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1825)	Abra	Ζ	Marajó	14	39.55-91.21	$-15.33\pm2.29$	$-14.21\pm0.62$	$10.76\pm0.38$	$10.44\pm0.26$
			Caeté	16	61.02-90.34	$-15.59\pm0.80$	$-17.51\pm0.73$	$10.51\pm0.23$	$10.87\pm0.20$
Belonidae									
Strongylura timucu (Walbaum, 1792)	Stim	Ι	Marajó	16	203.95-265.52	$-16.01 \pm 1.20$	$-17.24\pm0.28$	$11.00\pm0.85$	$10.57\pm0.27$
			Caeté	16	90.16-353.73	$-17.40 \pm 1.99$	$-15.99\pm0.60$	$12.31 \pm 1.20$	$11.53 \pm 0.43$
Anablepidae									
Anableps anableps (Linnaeus, 1758)	Aana	0	Marajó	15	98.08-207.73	$-21.58\pm0.62$	$-16.49\pm0.61$	$7.56\pm0.68$	$9.97\pm0.64$
			Caeté	15	97.07-207.73	$-16.07\pm0.51$	$-17.20\pm2.33$	$8.00\pm0.98$	$8.30 \pm 1.14$
Achiridae									
Achirus achirus (Linnaeus, 1758)	Aach	BI	Marajó	16	49.08-118.34	$-22.12 \pm 2.10$	$-20.46 \pm 1.54$	$8.67\pm0.27$	$9.15\pm0.70$
			Caeté	16	47.61-103.12	$-18.81 \pm 3.17$	$-17.95\pm0.24$	$9.04\pm0.89$	$9.09\pm0.34$
Centropomidae									
Centropomus undecimalis (Bloch, 1792)	Cund	BI	Marajó	15	49.87-192.45	$-18.88\pm3.05$	$-21.79 \pm 1.68$	$10.61\pm0.33$	$10.07 \pm 0.43$
			Caeté	16	58.8-192.45	$-18.94 \pm 1.98$	$-19.47 \pm 2.33$	$11.29\pm0.48$	$10.92 \pm 1.08$
Gerreidae									

Diapterus auratus Ranzani, 1842	Daur	В	Marajó	16	39.11-106.39	$\textbf{-22.96} \pm 2.45$	$\textbf{-23.49} \pm 2.14$	$10.52\pm0.29$	$10.72\pm0.67$
			Caeté	16	52.38-106.41	$-17.27\pm3.57$	$-20.73\pm0.89$	$10.93\pm0.71$	$11.00\pm0.51$
Haemulidae									
Genyatremus luteus (Bloch, 1790)	Glut	В	Marajó	15	69.28-181.40	$\textbf{-17.44} \pm 2.40$	$\textbf{-18.62} \pm 0.69$	$11.28\pm0.63$	$11.08 \pm 0.44$
			Caeté	16	81.60-201.14	$\textbf{-16.63}{\pm}~1.80$	$\textbf{-17.49} \pm 1.40$	$11.03\pm0.65$	$12.74 \pm 1.07$
Lutjanidae									
Lutjanus jocu (Bloch & Schneider, 1801)	Ljoc	BI	Marajó	9	49.78-208.85	$-15.14\pm3.59$	$\textbf{-15.15} \pm \textbf{4.97}$	$10.82\pm0.49$	$10.58 \pm 0.41$
			Caeté	16	49.70-131.31	$\textbf{-19.38} \pm 0.76$	$\textbf{-17.82} \pm 0.89$	$11.52\pm0.49$	$9.92\pm0.36$
Sciaenidae									
Cynoscion acoupa (Lacepède, 1801)	Caco	BI	Marajó	16	47.99-239.89	$-16.15\pm0.39$	$-21.03 \pm 4.85$	$11.16\pm0.50$	$10.75 \pm 1.22$
			Caeté	16	46.59-236.87	$-20.48\pm0.37$	$-17.04 \pm 1.05$	$11.77\pm0.44$	$11.47 \pm 0.42$
Macrodon ancylodon (Bloch & Schneider, 1801)	Manc	BI	Marajó	16	56.98-172.34	$\textbf{-19.23} \pm 2.39$	$\textbf{-17.25} \pm 0.98$	$10.66\pm0.94$	$11.12\pm0.83$
			Caeté	16	57.58-178-53	$\textbf{-16.28} \pm 0.12$	$\textbf{-16.07} \pm 0.14$	$10.74\pm0.86$	$11.16\pm0.31$
Stellifer naso (Jordan, 1889)	Snas	В	Marajó	16	45.31-101.53	$-23.60 \pm 1.61$	$\textbf{-18.38} \pm 1.76$	$10.24\pm0.63$	$10.2\pm0.57$
			Caeté	16	49.88-113.12	$\textbf{-18.18} \pm \textbf{1.67}$	$\textbf{-18.54} \pm 1.99$	$10.69\pm0.52$	$11.77 \pm 0.89$
Tetraodontidae									
Colomesus psittacus (Bloch & Schneider, 1801)	Cpsi	В	Marajó	16	103.5-213.00	$\textbf{-18.87} \pm 1.73$	$\textbf{-18.86} \pm 2.06$	$9.95\pm0.59$	$9.91 \pm 0.63$
			Caeté	16	102.00-212.50	$-20.53 \pm 1.21$	$-18.49 \pm 2.82$	$9.50\pm0.38$	$10.59 \pm 1.54$

Guilda Trófica seguiu ELLIOT et al. (2007) e GIARRIZZO; KRUMME (2007). A ordem das famílias seguiu NELSON et al. (2016)

## DISCUSSÃO

Nos estuários tropicais onde o rio exerce influência predominante, a densidade e a biomassa dos organismos variam muito devido a mudanças físico-químicas em especial salinidade devido a mudanças climáticas (Costanza et al. 1997; Barletta et al. 2010; Blaber & Barletta, 2016). No entanto, a alta carga de detritos orgânicos continentais favorece consideravelmente a produtividade primária e, consequentemente, aumentam as interações biológicas, caracterizando essas áreas pela alta produção pesqueira, geralmente próximo a foz (Livingston et al. 1997; Livingston, 2003; Vinagre et al. 2019). Este estudo apresenta dados de dois estuários de macromarés no litoral norte do Brasil, indicando que a matéria orgânica continental é o fator mais importante para a nutrição dos peixes no Marajó, enquanto os manguezais é o principal contribuinte para a ictiofauna do Caeté.

Os resultados da análise do conteúdo estomacal indicam que a dieta dos peixes não mudou em função do estuário ou mesmo dos períodos climáticos. Porém, foi possível perceber certa generalidade na dieta das espécies de bento-ictiófagos, bentófagos e onívoros, onde o consumo de diferentes itens pode ser um fator vinculado à disponibilidade dos recursos devido a mudanças sazonais (Eyre & Balls, 1999; Costa et al. 2002; Abrantes et al. 2013). Essa hipótese é corroborada pelos valores de importância alimentar, por exemplo, os itens das espécies bento-ictiófagas, como peixes, crustáceos e moluscos, mostraram alta importância na dieta dessas espécies, principalmente durante o período chuvoso.

As diferenças no uso dos recursos da ictiofauna coletados no estuário da Baia do Marajó em relação ao estuário do rio Caeté se refletiram na composição dos isótopos estáveis dos tecidos desses peixes, assim como na assimilação das pricipais fontes alimentares. Para as espécies bento-ictiófagas do Marajó, por exemplo, houve uma grande contribuição de camarões Penaeideos e moluscos *Neritina* sp., enquanto as algas *Enteromorpha* sp. e *Bostrichia* sp. foram os itens que mais contribuíram às espécies herbívoras e onívoras (principalmente durante o período chuvoso). No Caeté, as espécies bento-ictiófagas apresentaram grande contribuição na dieta de pequenos caranguejos *Callinectes* e *Ucides cordatus*, moluscos *Neritina* sp. e camarões Penaeideos. Para as espécies herbívoras e onívoras que spécies herbívoras e onívoras, as algas *Bostrychia* sp. e *Enteromorpha* sp. foram as mais relevantes durante o período seco.
Para o nosso estudo, os períodos seco e chuvoso explicaram a variação para espécies e recursos alimentares, indicando que a variabilidade temporal é uma força motriz da variação isotópica em todas as posições tróficas. Essas variações nos valores tanto em  $\delta^{13}$ C quanto em  $\delta^{15}$ N seguio padrões sazonais relativamente semelhantes nos estuários, onde o efeito foi notório para os consumidores primários, cuja tendência foi influenciada pela variabilidade dos produtores primários do que pelas diferenças intraespecíficas das espécies. Esse resultado corrobora com outros estudos onde a variabilidade nas assinaturas de matéria orgânica particulada e do seston seguiram padores temporais (Abrantes et al. 2013; Park et al. 2019; Troina et al. 2020).

As proporções médias dos isótopos de carbono dos indivíduos capturados durante o período chuvoso foram inferiores à média dos indivíduos coletados durante o seco nos dois estuários. As espécies *S. timucu* e *P. atherinoides* apresentaram os maiores enriquecimentos em  $\delta^{15}$ N do que as demais espécies, geralmente no período seco, refletindo seu posicionamento trófico superior. Esse enriquecimento em  $\delta^{15}$ N pode ser atribuído a mudanças na dieta (Cocheret de la Morinière et al. 2003). Os valores de  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N para *C. psittacus* e *L. jocu*, tanto no período seco quanto no chuvoso foram semelhantes no Marajó, enquanto *B. surinamensis, S. herzbergii* e *R. amazonica* foram semelhantes em ambas as estações para o Caeté e na faixa de valores de *Neritina* sp., Penaeidae sp. e *Callinectes* sp. para ambos os estuários. Garcia et al. (2007), sugeriram que o aporte de água doce pode aumentar os valores de  $\delta^{15}$ N para a cadeia trófica mais próxima da entrada do rio em comparação com a foz estuarina.

Neste estudo, hipotetizamos que em sistemas mais produtivos a amplitude de nicho seria maior, bem como a presença de níveis tróficos mais elevados na cadeia (Schoener, 1989). Nossos resultados corroboram com essa hipótese, onde constatamos que a Baía do Marajó por estar diretamente ligada a vazão do rio Amazonas e, consequentemente, à maior carga de nutrientes (Santos et al. 2016; Golveia et al. 2019) apresentou maiores amplitudes nas assinaturas de carbono, assim como níveis tróficos mais elevados do que os observados para o Caeté. Além disso, foi observado inverção nos valores quanto ao posicionamento trófico entre os períodos climáticos, onde as posições foram maiores durante o período seco para Marajó e o contrário foi observado para o Caeté, sugerindo um reflexo direto da dieta. Em essência, esse resultado sugere que, mesmo sob o efeito hidrológico sazonal, a Baia do Marajó ainda recebe um

suprimento substancial de matéria orgânica continental durante o período seco, suportando altos níveis de nitrogênio na foz (Froelich et al. 1978; Weber et al. 2016; Gouveia et al. 2019).

Em resumo, os resultados aqui apresentados sugerem que as algas e os camarões Penaeidae, foram as fontes basais com variação nas assinaturas de carbono mais similares aos peixes juvenis nos estuários de Marajó e Caeté e que, mesmo sob o efeito da sazonalidade, ainda mantiveram tais representatividades. Essas descobertas têm implicações importantes para estuários de macromarés, onde o efeito das marés e a elevada vazão dos rios aparentemente afetam em menor grau a variabilidade das fontes basais, tornando-se importantes recursos durante todo o ano. Adicionalmente, influencias antrópicas contribuem para este efeito na contribuição de matéria orgânica para o sistema, como por exemplo a derrubada de árvores para o tursimo, construção de casas e abertura de estradas (Branoff, 2018; Almeida, 2020). A manutenção dos habitats adjacentes aos canais de maré provavelmente terão resultados ecológicos benéficos para a alta produção dos estuários. Estudos recentes indicaram que, apesar da proximidade entre os habitats, eles tendem a apresentar teias tróficas segregadas, ou seja, habitats específicos suportados por suas próprias cargas de carbono que sustentam suas próprias comunidades, onde o vínculo entre habitats é devido à migração de predadores dinâmicos (Marley et al. 2019). No entanto, esses achados descritos por Marley et al. (2019) refletem a dinâmica de sistemas limitados por micromarés, onde a ação da maré favorece essa segregação. Estudos futuros devem levar em consideração a conexão de diferentes habitats (e.g., lagoas costeiras, canais, ilhas etc.) para a estruturação das teias tróficas, ainda avaliar o papel de espécies controladoras (both up e top down) e esclarecer áreas de proteção específicas, bem como o efeito de perdas de habitat e mudanças climáticas.

#### AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos membros do GEA-UFPA, que foram essenciais para a condução adequada desta pesquisa. RRSO é financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). MCA é financiado pela Bolsa Nacional de Pós-Doutorado dirigida ao PPGEAP/UFPA (PNPD/CAPES # 06/2017). TG recebe uma concessão de produtividade do CNPq (310299/2016-0).

## REFERÊNCIAS

- Abrantes, K. G., A. Barnett & S. Bouillon, 2013. Stable isotope-based community metrics as a tool to identify patterns in food web structure in east African estuaries. Functional Ecology, 28(1), 270–282.
- Akin, S. & K. O. Winemiller, 2012. Habitat use and diets of juvenile spot (*Leiostomus xanthurus*) and Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*) in a small estuary at Mad Island Marsh, Texas. Texas Journal of Science 64: 3–31.
- Albuquerque, F. V., A. F. Navia, T. Vaske, O. Crespo & F. H. V. Hazin, 2019. Trophic ecology of large pelagic fish in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. Marine and Freshwater Research 70: 1402–1418.
- Almeida, A. F. 2020. Ecossistemas Costeiros Amazônicos: As transformações socioambientais do século XVII ao XXI. Revista Cadernos do Ceom, 33: 24-37.
- Amundsen, P. & J. Sánchez-Hernández, 2019. Feeding studies take guts critical review and recommendations of methods for stomach contents analysis in fish. Journal of Fish Biology 95: 1364–1373.
- Baker, R., A. Buckland & M. Sheaves, 2014. Fish gut content analysis: Robust measures of diet composition. Fish and Fisheries 15: 170–177.
- Barbosa, G. V. & M. N. Pinto, 1973. Geomorfologia da Folha SA-23 (São Luis) e parte
  SA-24 (Fortaleza). In *BRASIL*. Departamento Nacional de Produção Mineral.
  Projeto Radam Brasil. Folha SA-23 São Luís e parte da Folha SA-24 Fortaleza:
  geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencia (pp. 3–37).
- Barletta, M., A. Barletta-Bergan & U. Saint-Paul, 1998. Description of the fisheries structure in the mangrove-dominated region of Bragança (State of Para, North Brazil). Ecotropica 4: 41–53.
- Barletta, M., A. Barletta-bergan, U. Saint-paul & G. Hubold, 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the

lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). Marine Ecology Progress Series 256: 217–228.

- Barletta, M., A. J. Jaureguizar, C. Baigun, N. F. Fontoura, A. A. Agostinho, V. M. F. Almeida-Val, A. L. Val, R. A. Torres, L. F. Jimenes-Segura, T. Giarrizzo, N. N. Fabré, V. S. Batista, C. Lasso, D. C. Taphorn, M. F. Costa, P. T. Chaves, J. P. Vieira & M. F. M. Corrêa, 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. Journal of Fish Biology, 76: 2118–2176.
- Beck, M. W., K. L. Heck, K.W. Able, D. B. Childers, B. M. Eggleston, B. H. Gillanders, G. H. Cynthia, H. Kaho, J. M. Thomas, J. O. Robert, F. S. Peter & P. W. Michael, 2001. The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. Bioscience 51: 633–641.
- Bisi, T. L., G. Lepoint, A. D. F. Azevedo, P. R. Dorneles, L. Flach, K. Das, O. Malm & J. Lailson-Brito, 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. Ecological Indicators, 18, 291–302.
- Blaber, S. J. M. & M. Barletta, 2016. A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation? Journal of Fish Biology 89: 537–568.
- Braga, C. F., C. R. Beasley & V. J. Isaac, 2009. Effects of plant cover on the macrofauna of Spartina marshes in northern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology 52: 1409–1420.
- Branoff, B. 2018. Urban mangrove biology and ecology: emergent patterns and management implications. In: Threats to Mangrove Forests, Springer, Cham. p. 521-537.
- Campos, D. M. A. R., A. F. da Silva, N. dos S. Sales, R. E. M. C. C. Oliveira & A. L.M. Pessanha, 2015. Trophic relationships among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. Braz. J. Oceanogr. 63: 135-146.

Castro, P. & M. E. Hube, 2012. Marine Biology, AMGH publishing, 8th ed.

- Clarke, K. R. & R. N. Gorley, 2015. PRIMER v7: User Manual/Tutorial. Plymouth, 296.
- Cocheret de la Morinière, E., B. Pollux, I. Nagelkerken, M. Hemminga, A. Huiskes & G. van der Velde, 2003. Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangrove-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gut-content analysis. Marine Ecology Progress Series 246: 279–289.
- Cohen, M. C. L., J. F. F. Ramos & T. Dittmar, 1999. Factors influencing the variability of magnesium, calcium and potassium in waters of a mangrove creek in Bragança, North Brazil. Mangrove and Salt Marshes 3: 9–15.
- Costa, M. J., C. I. Santos & H. N. Cabral, 2002. Comparative analysis of a temperate and a tropical seagrass bed fish assemblages in two estuarine systems: The Mira estuary (Portugal) and the Mussulo lagoon (Angola). Cahiers de Biologie Marine 43: 73–81.
- Costanza, R., R. Arge, Groot, S. De Farberk, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O. Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin & P. Suttonkk, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253–260.
- Dantas, D. V. D., M. Barletta, J. A. A. Ramos, A.R.A. Lima & M. F. Costa, 2013. Seasonal diet shifts and overlap between two sympatric catfishes in an estuarine nursery. Estuaries and Coasts 36: 237–256.
- Du, J., P. C. Makatipu, L. S. Tao, D. Pauly, W. W. Cheung, T. Peristiwady, J. Liao & B. Chen, 2020. Comparing trophic levels estimated from a tropical marine food web using an ecosystem model and stable isotopes. Estuarine, Coastal and Shelf Science 233: 106518.
- Elliott, M., A. K. Whitfield, I. K. Potter, S. J. M. Blader, D. P. Cyrus, F. G. Nordlie & T. D. Harrison, 2007. The guild apprach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. Fish and Fisheries 8: 241–268.
- Eyre, B. & P. Balls, 1999. A comparative study of nutrient behavior along the salinity gradient of tropical and temperate estuaries. Estuaries 22: 313-326.

- Froelich, P. N., D. K. Atwood & G. S. Giese, 1978. Influence of Amazon River discharge on surface salinity and dissolved silicate concentration in the Caribbean Sea. Deep-Sea Res. 25: 735-744.
- Garcia, A. M., D. J. Hoeinghaus, J. P. Vieira & K. O. Winemiller, 2007. Isotopic variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science 73: 399–408.
- Garcia, A. F. S., A. M. Garcia, S. R. Vollrath, F. Schneck, C. F. M. Silva, Í. J. Marchetti & J. P. Vieira, 2018. Spatial diet overlap and food resource in two congeneric mullet species revealed by stable isotopes and stomach content analyses 19: 116– 124.
- Giarrizzo, T. & U. Krumme, 2007. Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, north Brazil. Bulletin of Marine Science 80: 739–754.
- Giarrizzo, T., R. Schwamborn & U. Saint-Paul, 2011. Utilization of carbon sources in a northern Brazilian mangrove ecosystem. Estuarine, Coastal and Shelf Science 95: 447–457.
- Gouveia, N. A., D. F. M. Gherardi, F. H. Wagner, E. T. Paes, V. J. Coles & L. E. O. C. Aragão, 2019. The salinity structure of the Amazon River plume drives spatiotemporal variation of oceanic primary productivity. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 124: 147-165.
- Griffiths, S. 2001. Factors Influencing Fish Composition in an Australian Intermittently Open Estuary. Is Stability Salinity-Dependent? Estuarine, Coastal and Shelf Science 52: 739–751.
- Hindell, J. S. & G. P. Jenkins, 2004. Spatial and temporal variability in the assemblage structure of fishes associated with mangroves (*Avicennia marina*) and intertidal mudflats in temperate Australian embayments. Marine Biology 144: 385-395.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. Journal of Fish Biology 17: 411–429.

- Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop, 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – stable isotope bayesian ellipses in R. Journal of Animal Ecology 80: 595–602.
- Kawakami, E. & G. Vazzoler, 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. Brazilian Journal of Oceanography 29: 205–207.
- Kimirei, I. A., I. Nagelkerken, B. Griffioen, C. Wagner & Y. Mgaya, 2011. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. Estuarine, Coastal and Shelf Science 92: 47–58.
- Laegdsgaard, P. & C. Johnson, 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 257: 229–253.
- Layman C. A., K. O. Winemiller & D. A. Arrington, 2006. Describing a Species-Rich River Food Web using Stable Isotopes, Stomach Contents, and Functional Experiments. Dynamic Food Webs 395–406.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. Numerical ecology. 2nd English Edition, Elsevier, Amsterdam.
- Lira, A., R. Angelini, F. Le Loc'h, F. Ménard, C. Lacerda, T. Frédou & F. L. Frédou, 2018. Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. Journal of Marine Systems, 182: 31-45.
- Livingston, R. J., X. Niu, F. G. Lewis & G. C. Woodsum, 2019. Freshwater Input to a Gulf Estuary: Long-Term Control of Trophic Organization. Ecological Applications 7: 277–299.
- Livingston, R. J., 2003. Trophic organization in coastal systems. 1 ed, CRC Press, Washington, DC, 408 p.
- Loureiro, S. N., J. A. Reis-Filho & T. Giarrizzo, 2016. Evidence for habitat-driven segregation of an estuarine fish assemblage. Journal of Fish Biology 89: 804–820.

Marley, G., A. J. Lawrence, D. A. T. Phillip & B. Hayden, 2019. Mangrove and mudflat

food webs are segregated across four trophic levels, yet connected by highly mobile top predators. Marine Ecology Progress Series 632: 13–25.

- Medeiros, A. P. M., J. H. de A. Xavier & I. M. de L. Rosa, 2017. Diet and trophic organization of the fish assemblage from the mamanguape river estuary, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Research 45: 879–890.
- Menezes, M., U. Berger & U. Mehlig, 2008. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. Acta Amazonica 38: 403–420.
- Minagawa, M. & E. Wada, 1984. Stepwise enrichment of <sup>15</sup>N along food chains: further evidence and the relation between <sup>15</sup>N and animal age. Geochimica et Cosmochimica Acta 48: 1135–1140
- Nelson, J. S., T. C. Grande & M. V. Wilson, 2016. Fishes of the World. John Wiley & Sons.
- Nicolas, D., J. Lobry, M. Lepage, B. Sautourc, O. Le Pape, H. Cabral, A. Uriarte & P. Boëta, 2010. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 86: 137–147.
- Parnell, A. & R. Inger, 2016. Stable isotope mixing models in R with simmr. URL https://cran. r-project. org/web/packages/simmr/vignettes/simmr. html.
- Park, H. J., J. H. Kwak, Y. J. Lee, H. Y. Kang, E. J. Choy & C. K. Kang, 2019. Trophic Structures of Two Contrasting Estuarine Ecosystems With and without a Dike on the Temperate Coast of Korea as Determined by Stable Isotopes. Estuaries and Coasts.
- Pasquaud, S., R. P. Vasconcelos, S. França, S. Henriques, M. J. Costa & H. Cabral, 2015. Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: Effect of global vs. local factors. Estuarine, Coastal and Shelf Science 154: 122–128.
- Pereira, L. C. C., A. Vila-Concejo & A. D. Short, 2016. Coastal Morphodynamic Processes on the Macro-Tidal Beaches of Pará State Under Tidally-Modulated

Wave Conditions. In A. Short & A. Klein (Eds.), Brazilian Beach Systems (Coastal Re, Issue 17, pp. 95–124). Springer, Cham.

- Peterson, B. J. & B. Fry, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 18: 293–320.
- Petta, J. C., O. N. Shipley, S. P. Wintner, G. Cliff, M. L. Dicken & N. E. Hussey, 2020. Are you really what you eat? Stomach content analysis and stable isotope ratios do not uniformly estimate dietary niche characteristics in three marine predators. Oecologia.
- Potter, I. C., J. R. Tweedley, M. Elliott & A. K. Whitfield, 2015. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. 230–239.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. https://www.Rproject.org
- Romanuk, T. N. & C. D. Levings, 2005. Stable isotope analysis of trophic position and terrestrial vs. marine carbon sources for juvenile Pacific salmonids in nearshore marine habitats. Fisheries Management and Ecology 12: 113-121.
- Rönnbäck, P. 1999. Distribution Pattern of Shrimps and Fish Among Avicennia and Rhizophora Microhabitats in the Pagbilao Mangroves, Philippines. Estuarine, Coastal and Shelf Science 48: 223–234.
- Santos, V. F., A. D. Short & A. C. Mendes, 2016. Beaches of the Amazon Coast: Amapá and West Pará. In: A. Short & K. A (Eds.), Brazilian Beach Systems (17: p. 624). Coastal Research Library, Springer, Cham.
- Schirmer, A., J. Hoffmann, J. A. Eccard & M. Dammhahn, 2020. My niche: individual spatial niche specialization affects within-and between-species interactions. Proceedings of the Royal Society B, 287(1918), 20192211.
- Schoener, T. W. 1989. Food webs from the small to the large. Ecology 70: 1559–1589.

- Sibbing, F. A. & L. A. J. Nagelkerke, 2000. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. Reviews in Fish Biology and Fisheries 10: 393–437.
- Souza-Filho, P. W. M. 2005. Costa de Manguezais de macromaré da Amazônia: Cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. Revista Brasileira de Geofísica 23: 427–435.
- Stock, B. C. & B. X. Semmens, 2016. MixSIAR GUI User Manual. Version 3.1. https://doi.org/10.5281/zenodo.47719.
- Stuthmann, L. E. & G. A. Castellanos-galindo, 2019. Trophic position and isotopic niche of mangrove fish assemblages at both sides of the Isthmus of Panama. Bulletin of Marine Science.
- Troina, G. C., F. Dehairs, S. Botta, J. Couto, D. I. Tullio, M. Elskens & E. R. Secchi, 2020. Zooplankton-based  $\delta^{13}$ C and  $\delta^{15}$ N isoscapes from the outer continental shelf and slope in the subtropical western South Atlantic. Deep-Sea Research Part I, 103235.
- Vander Zanden, M. J. & J. B. Rasmussen, 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. Ecological Monographs 66, 451–477
- Vinagre, C., C. Madeira, M. Dias, L. Narciso & V. Mendonça, 2019. Reliance of coastal intertidal food webs on river input – Current and future perspectives. Ecological Indicators 101: 632–639.
- Weber, S. C., E. J. Carpenter, V. J. Coles, P. L. Yager, J. Goes & J. P. Montoya, 2017. Amazon River influence on nitrogen fixation and export production in the western tropical North Atlantic. Limnology and Oceanography 62: 618–631.

Título:

RELAÇÕES BIOMÉTRICAS ENTRE TAMANHOS COPORAL E MEDIDAS DE OTÓLITOS PARA 15 ESPÉCIES DE PEIXES MARINHOS DEMERSAIS DA COSTA NORTE DO BRASIL

Capítulo elaborado em forma de manuscrito de acordo com o periódico "Acta Amazonica", Qualis CAPES 2016 para área de Biodiversidade B2. Situação atual: artigo aceito em 2019 e publicado em 2019 (Anexo 1).

# Biometric relationships between body size and otolith size in 15 demersal marine

fish species from the northern Brazilian coast

#### ABSTRACT

The relationships between fish size and sagitta otolith measurements were calculated for the first time for 12 species belonging to six families from the northern Brazilian coast. A total of 220 fish were sampled from the bycatch landed by the bottom-trawl industrial shrimp-fishing fleet between August and September 2016. All species had strong relationships between otolith measurements and fish total length with the coefficient of determination ( $r^2$ ) ranging between 0.71 and 0.99. The variable most strongly related to fish total length was found to be the sagittal otolith length (OL) with 98% of the variability. These relationships represent a useful tool for estimate length and mass of the preyed fish from otoliths found in stomach contents of marine predators.

KEYWORDS: Amazon delta, bycatch, sagitta, Netropics, Sciaenidae, stomach content.

Relação biométrica entre tamanho coporal e tamanho de otólito em 15 espécies de peixes marinhos demersais da costa norte do Brasil

#### RESUMO

As relações entre o tamanho corporal do peixe e as medidas do otólito sagitta foram calculadas pela primeira vez para 12 espécies pertencentes a seis famílias de peixes demersais da costa norte do Brasil. Um total de 220 peixes foi amostrado da captura acidental realizada pelo arrasto de fundo da frota pesqueira industrial de camarão entre agosto e setembro de 2016. Todas as espécies apresentaram fortes relações entre as medidas do otólito e o comprimento total do peixe, com o coeficiente de determinação (r2) variando entre 0,71 e 0,99. A variável mais fortemente relacionada ao comprimento

total dos peixes foi o comprimento do otólito sagital (OL) com 98% da variabilidade. Essas relações representam uma ferramenta útil para estimar o comprimento e a massa de peixes predados a partir dos otólitos encontrados no conteúdo estomacal de predadores marinhos.

PALAVRAS-CHAVE: Delta do Amazonas, captura acidental, sagitta, Neotrópico,

Scianidae, conteúdo estomacal

#### **INTRODUCTION**

Otoliths are structures composed mainly of calcium carbonate, located in the inner ear of Osteichthyes, which have body balancing and hearing as main functions (Campana 2004). These structures are arranged in pairs, called sagitta, asteriscus, and lapillus in bony fish, and vary widely in size and shape among species (Campana 2004; Popper *et al.* 2005). Due to its largest size in the majority of bone fishes, sagittae otoliths are the most suitable for systematic and ecological studies, for taxon identifcation, age estimation, and life history tracking (Harvey *et al.* 2000; De La Cruz-Agüero *et al.* 2016; Assis *et al.* 2018). Their nondigestible calcifed structure has allowed them to be widely used to identify fishes ingested by different predators such as aquatic mammals, seabirds and fishes (Battaglia *et al.* 2010; Tuset *et al.* 2010). Furthermore, relationships between fish size and otolith measures are useful to elucidate the feeding behavior of piscivorous fauna, providing subsidies for the management of these species (De Pierrepont *et al.* 2005; Lombarte *et al.* 2006; Battaglia *et al.* 2010).

Studies on otoliths in marine fish from the Western South Atlantic are poorly explored (Waessle *et al.* 2003; Assis *et al.* 2018; Souza *et al.* 2019). The high nutrient and sediment load from the Amazon River, near the Northern Coast of Brazil, is

highlighted by abundant fishery stocks, mainly shrimp (Penaeidae) and several fish species (Isaac and Braga 1999; Marceniuk *et al.* 2019). The ichthyofauna is functionally important as an intermediate trophic level for many consumers, however, its importance is not well understood (Barletta *et al.* 2010).

The present study aimed to determine the relationship between fish size (i.e. length and weight) and sagittae otolith measurements (i.e. length, width, and weight) for the 15 most abundant demersal species captured along the northern Brazilian coast.

#### **MATERIAL AND METHODS**

Fish were captured between August and September 2016 in an area characterized by the estuarization of inshore waters, due to the proximity to the Amazonas River (5°02'21.6"N, 47°49'33.9"W; 0°51'02.0"N, 47°50'30.0"W northern and southern limits of the sampling area, respectively; Figure 1), and is inserted in the world's second largest mangrove (~700 000 ha), which is an important fishery area (Isaac and Braga 1999; Giarrizzo and Krumne 2008).



**Figure 1.** Sampling locations of the study on the Northern Brazilian Coast. Samples of demersal fish were collected from bottom trawling of industrial shrimp trawlers along the coast of Pará and Amapá states in Brazil (grey dots).

Samples were randomly collected from the bottom trawl of industrial shrimp trawlers using a 30 x 21–mm mesh bottom trawl of 22.4 m length towed at velocity of ~2.5 knots at 35 – 49 m depth. Bycatch were taken to the laboratory and kept frozen until processing. Sampled fish were identified to species level, and measured (standard length SL, and total length TL, precision 0.01 cm) and weighed for total body weight (BW, 0.01 g). Sagittae otoliths were removed, cleaned and stored dry in coded microtubes. Each otolith was weighed (WO, 0.0001 g) using an analytical balance, and measured for maximum length (OL, 0.001 cm), as the horizontal distance between the anterior and posterior tips of the sagitta, and width (OW, 0.001 cm), as the greater distance between the dorsal and ventral margins of the otolith (Harvey *et al.* 2000; Battaglia *et al.* 2010).

Vouchers of each species were fixed in 10% formalin after processing, then preserved in 70% alcohol and deposited in the ichthyological collection of the Grupo de Ecologia

Aquática (GEA) at Universidade Federal do Pará (UFPA). Potential differences between the dimensions of the right and left sagittae otoliths were tested using a paired Student's t-test per species (Park *et al.* 2018). The length-length relationship (LLR) was determined by the method of least squares to fit a simple linear regression model: TL = a + bSL. The length–weight relationship (LWR) was determined as:  $W = aSL^b$ , and was fitted to the data using a linear regression of the log<sub>10</sub>-transformed data. Morphometric relationships between TL and otolith dimensions were calculated using linear (Y = a + bX) and linearizable ( $Y = aX^b$ ) regression models, which best fit the data. When present, outliers were removed by graphical inspection of the plot before performing the regression analyses (Froese *et al.* 2011). The coefficient of determination (Pearson *r*-squared,  $r^2$ ) was used as indicator of regression quality and to check if fish growth (*b*) was statistically different from isometric growth, a t-test ( $H_0$ : b = 3) (Froese *et al.* 2011). A significance level of a < 0.05 (confidence level  $\pm 95\%$ ) was routinely adopted.

#### RESULTS

The analyses were performed using 220 specimens from 15 species (see Figure 2 for otoliths) and six families. The most representative family was Sciaenidae with nine species, followed by Haemulidae, with two species, and the remaining four families, with only one species each (Table 1). Body weight ranged between 6.7 to 911.1 g, SL between 7.1 to 69.5 cm, and TL from 8.9 to 72.1 cm. Paired t-tests did not detect differences between left and right sagittae otoliths for OL, OW, and WO (p > 0.05 for all species). Hence, all further analyses were standardized by using only the left otolith measures.

Differences between the b values estimated by the different regression models were species specific. However, for species of the same family with similar body shape (e.g. Sciaenidae and Haemulidae), values were similar (Figure 3). Length-weight relationships (LWR) were highly significant (p < 0.001) only for six species: Ctenosciaena gracilicirrhus, Macrodon ancylodon, Menticirrhus americanus (all Sciaenidae), Haemulon steindachneri (Haemulidae), Pellona harroweri (Pristigasteridae), and *Polydactylus virginicus* (Polynemidae) (Table 2). However, all  $r^2$ values were greater than 0.91 in LWRs. The slope b of the LWR ranged from 2.75 for Notarius grandicassis to 3.54 for H. steindachneri. Otolith-fish body biometric relationships (i.e. BW-OL, BW-WO, BW-OW, TL-OL, TL-OW, WO-TL, WO-OL, and WO-OW) were highly correlated with  $r^2$ , ranging from 0.713 in TL-OW for Stellifer naso to 0.980 in TL-OL for Bairdella ronchus, and most of the relationships were significant (p < 0.01) (Table 2).



**Figure 2.** Left sagitta otolith morphology of the 15 fsh species captured by bottom trawling along the northern Brazilian coast. Phar: Pellona harroweri, Ngra: Notarius grandicassis, Tlep: Trichiurus lepturus, Hplu: Haemulon plumierii, Hste: Haemulon steindachneri, Bron: Bairdiella ronchus, Cgra: Ctenosciaena gracilicirrhus, Cjam: Cynoscion jamaicensis, Cmic: Cynoscion microlepidotus, Manc: Macrodon ancylodon, Mame: Menticirrhus americanus, Mfur: Micropogonias furnieri, Pbra: Paralonchurus brasiliensis, Snas: Stellifer naso, Pvir: Polydactylus virginicus, D: dorsal, V: ventral, A: anterior, P: posterior. Scale bars = 1 mm. This fgure is in color in the electronic version.

 Table 1. Sample size (N) and ranges of the standard length (SL), total length (TL), weight (W), otolith length (OL) and otolith width (OW),

 weight of the otolith (WO) of 15 demersal fish species captured by bottom trawl in the Northern Brazilian coast in 2016.

Family/Species	Voucher	Ν	SL (cm)	TL (cm)	W (g)	OL (cm)	OW (cm)	WO (g)
Pristigasteridae								
Pellona harroweri (Fowler, 1917)	GEA4157	9	10.5-13.2	13.8-14.6	23.98-28.35	0.131-0.445	0.079-0.271	0.0068-0.0099
Ariidae								
Notarius grandicassis (Valenciennes, 1840)	GEA4154	10	14.7-42.3	17.5-46.5	50.38-911.12	0.111-0.233	0.088-0.193	0.1242-1.2638
Trichiuridae								
Trichiurus lepturus Linnaeus, 1758		10	43.3-69-5	47.7-72.1	63.33-232.92	0.371-0.540	0.156-0.204	0.0035-0.0103
Haemulidae								
Haemulon plumierii (Lacepède, 1801)	GEA4164	14	14.5-19.0	17.5-20.9	94.75-159.98	0.097-0.170	0.080-0.125	0.0619-0.1715
Haemulon steindachneri (Jordan & Gilbert, 1882)	GEA4662	13	14.2-18.2	19.3-22.1	105.3-168.03	0.141-0.196	0.095-0.120	0.1041-0.1223
Sciaenidae								
Bairdiella ronchus (Cuvier, 1830)		8	19.2-31.4	23.4-37.6	207.76-756.00	0.145-0.254	0.095-0.210	0.0124-2.6202
Ctenosciaena gracilicirrhus (Metzelaar, 1919)	GEA4166	26	7.1-13.4	8.9-16.4	9.29-73.74	0.446-0.735	0.380-0.582	0.0242-0.1091
Cynoscion jamaicensis (Vaillant & Bocourt, 1883)		20	12.3-21.5	16.3-23.0	47.91-160.14	0.880-1.221	0.446-0.613	0.0613-0.2203
Cynoscion microlepidotus (Cuvier, 1830)		13	14.5-34.5	17.0-38.5	39.70-625.60	0.139-0.260	0.074-0.140	0.0747-0.3090
Macrodon ancylodon (Bloch & Schneider, 1801)	GEA3702	31	14.4-25.3	18.2-30.9	47.20-242.20	0.943-1.341	0.431-0.709	0.0618-0.1979
Menticirrhus americanus (Linnaeus, 1758)	GEA4311	16	9.5-14.0	12.0-17.0	22.73-82.02	0.088-0.120	0.075-0.092	0.0468-0.1079
Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823)	GEA4299	14	12.1-27.8	17.8-33.9	51.32-448.70	0.150-0.247	0.060-0.187	0.0518-0.7530
Paralonchurus brasiliensis (Steindachner, 1875)	GEA4914	10	11.0-18.5	15.6-22.0	38.20-129.00	0.140-0.193	0.067-0.093	0.0587-0.0913
Stellifer naso (Jordan, 1889)	GEA4715	15	7.7-8.1	9.4-11.2	6.70-13.12	0.386-0.433	0.243-0.296	0.0118-0.0133
Polynemidae								
Polydactylus virginicus (Linnaeus, 1758)	GEA4834	11	11.9-19.0	17.0-25.3	42.39-177.99	0.415-0.574	0.226-0.287	0.0052-0.0128

	SL-TL									BW	-TL				BW-OL								
Species	а	SE a	b	SE b	$r^2$	G	Model	а	SE a	b	SE b	$r^2$	G	Model	а	SE a	b	SE b	$r^2$	G	Model		
Pellona harroweri	0.2838	0.025	7.77	0.362	0.95	+	L	0.0104	1.0308	2.9513	0.0114	0.99	-	NL	-7.1025	0.7331	9.462	1.0914	0.93	+	NL		
Notarius grandicassis	1.03	0.032	2.81	0.899	0.99	I	L	2.2292	1.0617	0.6588	0.0596	0.96	-	NL	2228.98	2.664	4.9264	0.3438	0.89	+	NL		
Trichiurus lepturus	0.7969	0.023	16	1.281	0.99	+	L	0.0002	3.5751	3.209	0.3127	0.93	I	NL	1523.7	1.4599	3.2232	0.4627	0.86	Ι	NL		
Haemulon plumierii	0.6535	0.089	8.96	1.498	0.82	+	L	0.0176	1.4708	2.9973	0.129	0.98	Ι	NL	823.392	1.1803	0.942	0.087	0.91	-	NL		
Haemulon steindachneri	0.6209	0.022	10.1	0.365	0.99	+	L	0.0029	1.1984	3.5416	0.06	1	+	NL	0.0491	0.0095	0.0009	0.0001	0.93	-	L		
Bairdiella ronchus	1.142	0.144	1.28	3.778	0.91	I	L	0.0275	1.6226	2.8464	0.1412	0.99	Ι	NL	0.1077	0.0075	0.0002	1E-05	0.97	-	L		
Ctenosciaena gracilicirrhus	1.0738	0.044	1.77	0.475	0.96	-	L	0.0042	1.3198	3.4748	0.108	0.98	+	NL	0.2616	1.0262	0.2388	0.0074	0.98	-	NL		
Cynoscion jamaicensis	0.8012	0.041	6.11	0.722	0.96	+	L	0.0055	1.8035	3.2789	0.1965	0.94	Ι	NL	0.3527	1.0978	0.24	0.0201	0.89	-	NL		
Cynoscion microlepidotus	1.0567	0.034	2.48	0.697	0.99	I	L	0.0043	2.4226	3.2398	0.2833	0.92	I	NL	0.0712	1.1087	0.1972	0.0219	0.88	-	NL		
Macrodon ancylodon	1.0541	0.055	3.74	1.053	0.93	Ι	L	0.0026	1.5049	3.3368	0.1291	0.96	+	NL	0.4867	1.0457	0.1866	0.0097	0.93	-	NL		
Menticirrhus americanus	1.107	0.043	1.39	0.518	0.98	-	L	0.0038	1.5617	3.5124	0.166	0.97	+	NL	0.042	1.0605	0.2412	0.0152	0.95	-	NL		

**Table 2.** Estimated parameters of the relationship between measurements of fish and sagitta otoliths in 15 demersal fish species captured

 by bottom trawl along the northern Brazilian coast in 2016.

Micropogonias furnieri	0.7445	0.029	9.31	0.513	0.98	+	L	0.0041	2.5242	3.2587	0.3014	0.91	Ι	NL	4.5867	0.6869	5.3525	0.261	0.73	-	NL
Paralonchurus brasiliensis	0.8536	0.093	6.68	1.351	0.91	+	L	0.0067	2.5334	3.1352	0.3168	0.92	Ι	NL	0.1699	2.4426	3.3286	0.498	0.85	Ι	NL
Stellifer naso	0.2287	0.004	5.59	0.042	1	+	L	0.0038	1.8594	3.3745	0.2676	0.92	Ι	NL	0.2826	1.0533	0.1632	0.023	0.8	-	NL
Polydactylus virginicus	1.2467	0.081	1.39	1.277	0.96	Ι	L	0.0028	1.3329	3.4219	0.0949	0.99	+	NL	0.2068	1.043	0.1971	0.0094	0.98	-	NL
			BW-	OW						BW-	WO						TL-	OL			
	а	SE a	b	SE b	$r^2$	G	Model	а	SE a	b	SE b	$r^2$	G	Model	а	SE a	b	SE b	$r^2$	G	Model
Pellona harroweri	-0.1292	0.014	1.31	1E-04	0.92	-	NL	15.0327	1.9515	1364.5	227.826	0.84	+	L	-2.9696	0.5966	0.2196	0.0417	0.83	-	L
Notarius grandicassis	1571.8	2.748	5.11	0.396	0.87	+	NL	13.247	1.4257	2.8074	0.0945	0.87	+	NL	0.0044	0.0003	0.0356	0.0086	0.97	-	L
Trichiurus lepturus	0.0706	1.142	0.2	0.028	0.86	-	NL	0.0008	0.0006	4E-05	5E-06	0.89	Ι	NL	-0.0066	0.0695	0.0076	0.0012	0.95	-	L
Haemulon plumierii	2700.3	1.274	1.34	0.109	0.93	-	NL	426.234	1.0712	0.5443	0.0328	0.96	-	NL	12.8221	0.4434	46.972	2.9262	0.96	+	L
Haemulon steindachneri	0.0207	1.276	0.35	0.05	0.81	-	NL	0.0735	0.0055	0.0003	0.00004	0.82	-	L	-0.2395	0.0334	0.0196	0.0016	0.93	-	L
Bairdiella ronchus	0.0053	1.329	0.55	0.046	0.96	-	NL	3.00E-11	9.2668	3.789	0.3609	0.95	+	NL	-0.0397	0.0141	0.0078	0.0005	0.98	-	L
Ctenosciaena gracilicirrhus	0.2535	1.028	0.19	0.008	0.96	-	NL	0.0049	1.073	0.7016	0.0202	0.98	-	NL	0.082	0.0162	0.0394	0.0012	0.98	-	L
Cynoscion jamaicensis	0.1906	1.098	0.23	0.02	0.87	-	NL	0.0025	1.4058	0.8477	0.0732	0.88	-	NL	0.0941	0.0595	0.0487	0.0029	0.97	-	L
Cynoscion microlepidotus	0.0398	1.123	0.18	0.025	0.83	-	NL	0.016	1.3556	0.4604	0.0647	0.82	-	NL	0.0612	0.0077	0.0051	0.0003	0.96	-	L

Macrodon ancylodon	0.1662	1.089	0.26	0.018	0.87	-	NL	0.0052	1.1351	0.6595	0.0275	0.95	-	NL	0.4223	0.0288	0.0305	0.0012	0.96	-	L		
Menticirrhus americanus	0.0468	1.047	0.15	0.012	0.92	-	NL	0.006	1.1943	0.6593	0.046	0.94	-	NL	0.0103	1.1219	0.8692	0.0428	0.97	-	NL		
Micropogonias furnieri	1.9403	0.287	3.96	0.09	0.74	-	NL	0.8819	0.1071	2.7139	0.0096	0.82	-	NL	0.0623	0.0096	0.0055	0.0004	0.93	-	L		
Paralonchurus brasiliensis	0.257	1.166	0.28	0.037	0.88	-	NL	0.0439	0.0036	0.0004	0.00005	0.9	-	L	0.0148	0.0049	0.0062	0.0003	0.96	-	L		
Stellifer naso	0.1954	0.015	0.01	0.002	0.78	-	L	0.0089	1.0689	0.1532	0.0295	0.76	-	NL	0.1618	0.0247	0.0242	0.0024	0.89	-	L		
Polydactylus virginicus	0.1294	1.065	0.16	0.014	0.93	-	NL	0.0007	1.3338	0.5665	0.0642	0.9	-	NL	0.1634	0.0237	0.0162	0.0011	0.96	-	L		
			TL-	OW						WO-	TL				WO-OL								
	a	SE a	h	SE b	$r^2$	G	Model	а	SE a	h	SE b	$r^2$	G	Model	а	SE a	b	SE b	$r^2$	G	Model		
	ci (	5L u	υ	SL U		0				U	520	-	-							0	model		
Pellona harroweri	-0.2477	0.026	3.69	0.376	0.93	I	L	255.881	41.48	12.116	0.3553	0.85	+	L	-95.2863	20.063	1.0512	0.1719	0.76	-	L		
Pellona harroweri Notarius grandicassis	-0.2477 0.0037	0.026 3.00E-04	3.69 0.03	0.376	0.93	I -	L	255.881 2.5465	41.48	12.116 1.6438	0.3553	0.85	+	L L	-95.2863 677.397	20.063 1.9976	1.0512 1.7663	0.1719	0.76	-	L		
Pellona harroweri Notarius grandicassis Trichiurus lepturus	-0.2477 0.0037 0.0492	0.026 3.00E-04 0.0224	3.69 0.03 0.0022	0.376 0.008 0.0004	0.93 0.96 0.94	I - -	L L L	255.881 2.5465 0.8843	41.48 1.1177 1.0286	12.116 1.6438 0.0333	0.3553 0.0296 0.0069	0.85 0.9 0.74	+	L L NL	-95.2863 677.397 0.0444	20.063 1.9976 1.3164	1.0512 1.7663 2.6697	0.1719 0.2428 0.3361	0.76 0.92 0.89	- - I	L NL NL		
Pellona harroweri Notarius grandicassis Trichiurus lepturus Haemulon plumierii	-0.2477 0.0037 0.0492 -3.6941	0.026 3.00E-04 0.0224 0.221	3.69 0.03 0.0022 2.1	0.376 0.008 0.0004 0.17	0.93 0.96 0.94 0.93	I - -	L L L L	255.881 2.5465 0.8843 1.00E-08	41.48 1.1177 1.0286 2.1111	12.116 1.6438 0.0333 5.3811	0.3553 0.0296 0.0069 0.2499	0.85 0.9 0.74 0.98	+ - + +	L L NL NL	-95.2863 677.397 0.0444 3.3557	20.063 1.9976 1.3164 1.2519	<ol> <li>1.0512</li> <li>1.7663</li> <li>2.6697</li> <li>1.7313</li> </ol>	0.1719 0.2428 0.3361 0.1179	0.76 0.92 0.89 0.95	- - I	L NL NL NL		
Pellona harroweri Notarius grandicassis Trichiurus lepturus Haemulon plumierii Haemulon steindachneri	-0.2477 0.0037 0.0492 -3.6941 -0.0856	0.026 3.00E-04 0.0224 0.221 0.016	3.69 0.03 0.0022 2.1 0.01	0.376 0.008 0.0004 0.17 8E-04	0.93 0.96 0.94 0.93 0.93	I - - -	L L L L L	255.881 2.5465 0.8843 1.00E-08 -0.0284	41.48 1.1177 1.0286 2.1111 0.0191	12.116 1.6438 0.0333 5.3811 0.0069	0.3553 0.0296 0.0069 0.2499 0.0009	0.85 0.9 0.74 0.98 0.83	+ - + + -	L L NL NL L	-95.2863 677.397 0.0444 3.3557 0.0565	20.063 1.9976 1.3164 1.2519 0.0063	<ol> <li>1.0512</li> <li>1.7663</li> <li>2.6697</li> <li>1.7313</li> <li>0.3489</li> </ol>	0.1719 0.2428 0.3361 0.1179 0.0391	0.76 0.92 0.89 0.95 0.88	- - I -	L NL NL NL L		
Pellona harroweri Notarius grandicassis Trichiurus lepturus Haemulon plumierii Haemulon steindachneri Bairdiella ronchus	-0.2477 0.0037 0.0492 -3.6941 -0.0856 -0.0797	0.026 3.00E-04 0.0224 0.221 0.016 0.0151	3.69 0.03 0.0022 2.1 0.01 0.0076	0.376 0.008 0.0004 0.17 8E-04 0.0005	0.93 0.96 0.94 0.93 0.93 0.93	I - - -	L L L L L L	255.881 2.5465 0.8843 1.00E-08 -0.0284 3.61E-17	41.48 1.1177 1.0286 2.1111 0.0191 50.065	12.116 1.6438 0.0333 5.3811 0.0069 10.8	0.3553 0.0296 0.0069 0.2499 0.0009 1.1415	0.85 0.9 0.74 0.98 0.83 0.94	+ - + + + +	L L NL NL L NL	-95.2863 677.397 0.0444 3.3557 0.0565 617102	20.063 1.9976 1.3164 1.2519 0.0063 6.4754	<ol> <li>1.0512</li> <li>1.7663</li> <li>2.6697</li> <li>1.7313</li> <li>0.3489</li> <li>8.7848</li> </ol>	0.1719 0.2428 0.3361 0.1179 0.0391 1.1499	0.76 0.92 0.89 0.95 0.88 0.91	- - I - +	L NL NL L NL		

Cynoscion jamaicensis	0.1065	0.019	0.02	9E-04	0.97	-	L	0.00002	1.8332	2.9321	0.202	0.92	Ι	NL	0.1006	1.0254	3.4241	0.2167	0.93	+	NL
Cynoscion microlepidotus	0.0332	0.005	0.0026	0.0002	0.93	-	L	0.0009	1.7738	1.6016	0.1835	0.87	-	NL	7.6983	1.3784	2.3376	0.1851	0.94	-	NL
Macrodon ancylodon	0.048	0.0234	0.021	0.001	0.94	-	L	0.0001	1.3917	2.234	0.1044	0.94	-	NL	0.0675	1.0254	3.3869	0.1557	0.94	+	NL
Menticirrhus americanus	0.0376	0.0032	0.0032	0.0002	0.94	-	L	0.0001	1.5065	2.3625	0.1527	0.95	-	NL	33.7587	1.2794	2.7191	0.1097	0.98	-	NL
Micropogonias furnieri	-0.0915	0.0298	0.0088	0.0013	0.92	-	L	1E-06	2.4738	3.7761	0.2948	0.93	+	NL	727.085	2.1282	5.0159	0.441	0.92	+	NL
Paralonchurus brasiliensis	-0.002	0.0061	0.0043	0.0003	0.97	-	L	0.0022	2.0483	1.1875	0.2444	0.75	-	NL	-0.5903	0.0218	0.1707	0.1293	0.75	-	L
Stellifer naso	0.0075	0.046	0.03	0.005	0.71	-	L	0.0034	1.2313	0.5693	0.0898	0.76	-	NL	-1.5281	0.039	0.953	0.1002	0.87	-	L
Polydactylus virginicus	0.1197	0.0119	0.0069	0.0006	0.95	-	L	0.00002	2.002	1.9361	0.2292	0.89	-	NL	0.0616	1.2884	2.8049	0.3601	0.87	Ι	NL

BW: Body weight, TL: Total length, OL: otolith length, OW: otolith width, WO: weight of the otolith, SE: standard error, G: growth type = -: negative allometric, +: positive allometric, I: isometric, NL: Nonlinear equation, L: linear equation. b values in bold are significant (*t*-test; p < 0.05).



**Figure 3.** Relationship of otolith length (OL) and width (OW) with total length (TL) of 15 fish species captured by bottom trawling along the northern Brazilian coast.

## DISCUSSION

Body size and mass relationships are important tools for the functional understanding of particular species at specific locations (Froese *et al.* 2011). Generally the length–weight relationships (LWRs) are used for converting lengths into fish mass and vice versa (Froese 2006; Froese *et al.* 2011), as well as length–length relationships (LLRs) are used to convert one length into another (e.g. standard length to total length). Additionally, assuming that otolith size is closely correlated to fish size, and its shape to the specific fish species (Campana 2004), we suggest that otolith analysis is a feasible and reliable method to identify fish species as well as size and weight (Battaglia *et al.*  2010; Park *et al.* 2018). Froese (2006) suggests that the angular coefficient did not differ from the isometry when b = 3. Accordingly our b values of the BW-TL relationship were isometric for sciaenids, which, in addition, had coefcients of determination  $(r^2)$  higher than 0.90 (see Figure 3). However, despite the strong biometric relationships derived from our data, our estimated parameters should be used with caution, as our small sample sizes (mainly those  $\leq 10$  for *B. ronchus*, *P. harroweri*, *N. grandicassis*, *Trichiurus lepturus*, and *Paralonchurus brasiliensis*) and a selective effect of the mesh size used by the shrimp trawlers may have caused the size distributions in our samples to be underrepresented.

The lack of statistical differences between left and right sagitta indicates that otoliths on either body side are indistictively usable for fish-size estimations (Battaglia *et al.* 2010; Mehanna *et al.* 2016; Park *et al.* 2018; Yilmaz *et al.* 2015). Our results show that the relationships among the otolith measurements towards fish size showed high coefficients of determination  $(r^2)$  for all species, showing them as reliable for estimate length or weight of fish based on otoliths found in stomach content of predators. Our values of *b* varied considerably among the species, owing to the variable size and shape of the sagittae among the species. Yet, at the family level (e.g. Scianidae), the *b* values tended to negative allometry in most relationships, as species within families are relatively more similar in shape. Most studies providing relationships between otolith and fish size have used only the width and length of the otolith (Giménez *et al.* 2016; Assis *et al.* 2018; Park *et al.* 2018). Considering the high values of correlation in our analyses, the inclusion of otolith weight in our estimations contributed to strengthen the relationship models.

The relationship between otoliths and fish size has been estimated for species from different regions around the world, such as Mexico (De La Cruz-Agüero *et al.* 

2016), India (Aneesh Kumar *et al.* 2017), Turkey (Altin and Ayyildiz 2017), Montenegro (Kanjuh *et al.* 2018) and Australia (Park *et al.* 2018). However, studies on this subject are still incipient in the South Atlantic. An analysis of the otolith–fish size relationship for juveniles of four species of Scianidae in the De la Plata River estuary, in southern Uruguay (Waessle *et al.* 2003), including three of our species (*M. ancylodon*, *M. furnieri*, and *P. brasiliensis*), which showed similar parameters to ours. Assis *et al.* (2018) analyzed seven species of commercial importance from the coast of Bahia, in the northeastern Brazil, and Souza *et al.* (2019) studied *Pomatomus saltatrix* from the coast of Rio de Janeiro in the southeast. Besides their economic importance, some of these fish species, such as *M. ancylodon*, *M. americanus*, *M. furnieri*, *P. harrowerri*, and *T. lepturus*, are common prey of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1864), that occurs along the Brazilian coast (Vieira 2014), further highlighting the importance of our biometric estimators for ecological studies.

#### CONCLUSION

This study is a contribution to the knowledge about the relationships between otolith and fish size in 15 fish species from the northern Brazilian coast for the reliable estimation of species-specific fish length or weight from otolith size. Our results form a baseline for future studies on trophic ecology and fish distribution, and will enable a more accurate evaluation of length and/or biomass of demersal fishes consumed by predators.

#### ACKNOWLDGMENTS

This study was funded by the CEPNOR-ICMBio and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (n 71/2013). Thanks to Carson Jeffres (University of California, Davis) for English revision of final manuscript. RRSO is funded by CNPq. FSM is funded by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). MCA is funded by a PNPD postdoctoral fellowship at the Graduate Program in Aquatic Ecology and Fisheries (PPGEAP) of Universidade Federal do Pará - UFPA (PNPD/CAPES # 06/2017) and acknowledges support from the Biodiversity Conservation Organization IDEA WILD. TG receives a productivity grant from CNPq (310299/2016-0).

#### REFERENCES

- Altin, A.; Ayyildiz, H. 2017. Relationships between total length and otolith measurements for 36 fish species from Gökçeada Island, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology* 34: 136–141.y
- Aneesh Kumar, K.V.; Deepa, K.P.; Hashim, M.; Vasu, C.; Sudhakar, M. 2017. Relationships between fish size and otolith size of four bathydemersal fish species from the south eastern Arabian Sea, India. *Journal of Applied Ichthyology* 33: 102–107.
- Assis, D.A.S.; Santos, J.A.; Moraes, L.E.; Santos, A.C.A. 2018. Biometric relation between body size and otolith size of seven commercial fish species of the south-western Atlantic. *Journal of Applied Ichthyology* 34: 1176–1179.
- Barletta, M.; Jaureguizar, A.J.; Baigun, C.; Fontoura, N.F.; Agostinho, A.A.;
  Almeida-Val, V.M.F.; *et al.* 2010. Fish and aquatic habitat conservation in
  South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of fish biology* 76: 2118–76.

- Battaglia, P.; Malara, D.; Romeo, T.; Andaloro, F. 2010. Relationships between otolith size and fish size in some mesopelagic and bathypelagic species from the Mediterranean Sea (Strait of Messina, Italy). *Scientia Marina* 74: 605–612.
- Campana, S.E. 2004. *Photographic atlas of fish otoliths of the Northwest Atlantic Ocean*. NRC Research Press, Ottawa, Ontario, 284p.
- De La Cruz-Agüero, J.; Chollet-Villalpando, J.G.; Valle-López, F.L. 2016.
  Relationships between sagittal otolith length and fish size for 14 Mojarra species (Gerreidae: Perciformes) in Mexico. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 16: 651–657.
- De Pierrepont, J.F.; Dubois, B.; Desormonts, S.; Santos, M.B.; Robin, J.P. 2005. Stomach contents of English Channel cetaceans stranded on the coast of Normandy. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85: 1539–1546.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 241–253.
- Froese, R.; Tsikliras, A.C.; Stergiou, K.I. 2011. Editorial note on weight–length relations of fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41: 261–263.
- Giménez, J.; Manjabacas, A.; Tuset, V.M; Lombarte, A. 2016. Relationships between otolith and fish size from Mediterranean and north-eastern Atlantic species to be used in predator-prey studies. *Journal of Fish Biology* 89: 2195– 2202.
- Giarrizzo, T.; Krumme, U. 2008. Heterogeneity in intertidal fish fauna assemblages along the world's longest mangrove area in northern Brazil. *Journal of Fish Biology* 72: 773–779.

- Kanjuh, T.; Mrdak, D.; Piria, M.; Tomljanović, T.; Joksimović, A.; Talevski, T.;
  Milošević, D. 2018. Relationships of otolith dimension with body length of
  European eel Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758) from Adriatic catchment of
  Montenegro. Acta Adriaica 59: 91–96.
- Harvey, J.T.; Loughlin, T.R.; Perez, M.C.; Oxman, D.S. 2000. Relationship between fish size and otolith length for 63 species of fishes from the Eastern North Pacific Ocean. NOAA Technical Report nr. 150, NOAA/National Marine Fisheries Service, Seattle, 36p.
- Isaac, V.J.; Braga, T.M.P. 1999. Rejeição de pescado nas pescarias da Região Norte do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar* 32: 39–54.
- Lombarte, A.; Chic, O.; Parisi-Baradad, V.; Olivella, R.; Piera, J.; Garcia-Ladona,E. 2006. A web-based environment for shape analysis of fish otoliths. *The AFORO database. Scientia Marina* 70: 147–152.
- Marceniuk, A.P.; Rotundo, M.M.; Caires, R.A.; Cordeiro, A.P.B.; Wosiacki, W.B.; Oliveira, C.; *et al.* 2019. The bony fishes (Teleostei) caught by industrial trawlers off the Brazilian North coast, with insights into its conservation. *Neotropical Ichthyology* 17: 1–28.
- Mehanna, S.F.; Jawad, L.A.; Ahmed, Y.A.; Abu El-Regal, M.A.; Dawood, D. 2016. Relationships between fish size and otolith measurements for *Chlorurus sordidus* (Forsskål, 1775) and *Hipposcarus harid* (Forsskål, 1775) from the Red Sea coast of Egypt. *Journal of Applied Ichthyology* 32: 356–358.
- Park, J.M.; Gaston, T.F.; Riedel, R.; Williamson, J.E. 2018. Biometric relationships between body and otolith measurements in nine demersal fishes from northeastern Tasmanian waters, Australia. *Journal of Applied Ichthyology* 34: 801– 805.

- Popper, A.N.; Ramcharitar, J.; Campana, S.E. 2005. Why otoliths? Insights from inner ear physiology and fisheries biology. *Marine and Freshwater Research* 56: 497–504.
- Souza, G.M.; Tubino, R.A.; Monteiro-Neto, C.; Costa, M.R. 2019. Relationships between fish and otolith dimensions of Pomatomus saltatrix (Linnaeus, 1766) (Perciformes: Pomatomidae) in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 17.
- Tuset, V.M.; Piretti, S.; Lombarte, A.; González, J.A. 2010. Using sagittal otoliths and eye diameter for ecological characterization of deep-sea fish: Aphanopus carbo and A. intermedius from NE Atlantic waters. Scientia Marina 74: 807– 814.
- Vieira, J.O. 2014. Diferenças alimentares em populações de Boto-cinza Sotalia guianensis (Van Benédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) nas Costas Norte e Nordeste Brasileira. Master's dissertation, Universidade Federal do Pará and Museu Paraense Emílio Goeldi, Brazil, 49p.
- Waessle, J.A.; Lasta, C.A.; Favero, M. 2003. Otolith morphology and body size relationships for juvenile Sciaenidae in the Río de la Plata estuary (35-36° S). *Scientia Marina* 67: 233–240.
- Yilmaz, S.; Yazicioğlu, O.; Yazici, R.; Polat, N. 2015. Relationships between fish length and otolith size for five cyprinid species from Lake Ladik, Samsun, Turkey. Turkish Journal of Zoology 39: 438–446.

🔊 CAPÍTULO 5

Conclusões Gerais e Perspectivas

#### CONCLUSÕES GERAIS E PERSPECTIVAS

Os estuários, de maneira geral, estão sob pressão antrópica, como a exploração insustentável dos recursos pesqueiros, modificações das margens devido a supressão vegetal para fins turísticos ou obras de infraestrutura, todos estes efeitos agravados pelas mudanças climáticas que comprovadamente não apresentam efeito somente local. Tais fatores, consequentemente influenciarão a perda e/ou fragmentação dos habitats disponíveis ou mudanças nas características hídricas dos estuários, desta forma comprometendo toda a fauna dependente dos estuários. Uma das melhores formas de avaliar a funcionalidade do sistema são estuários auma única espécie ou a um único estuário e/ou habitat. Adicionalmente, os estuários são considerados como ecossistemas complexos e o levantamento de uma única espécie não necessariamente solucionará a funcionalidade do sistema. Na presente tese, a importância dos diferentes sistemas estuarinos para o uso das principais espécies de peixes foi avaliada através da ecologia trófica multiespecífica.

Neste estudo ficou evidente o efeito de diferentes sistemas estuarinos à morfologia de algumas espécies e mesmo que a dieta não tenha diferido, os valores das assinaturas isotópicas foram distintos (capítulo 2), assim como o efeito sazonal sobre as assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio (capítulo 3). Este efeito foi marcante para a Baia do Marajó, devido a elevada vazão do rio Amazonas que favorece a elevada carga de nutrientes e turbidez, explicando em grande parte a variabilidade dos recursos e diferenças morfológicas das espécies, principalmente para as espécies de bagre. Já o estuário do Rio Caeté é marcadamente caracterizado pelos bosques de mangue que favorecem as elevadas cargas de matéria orgânica para o estuário, esta presença foi marcante nas assinaturas de isótopos estáveis. Enquanto o Delta do Parnaíba é caracterizado pela homogeneidade de nutrientes continentais e costeiros, cujo principal responsável por tal característica é a própria configuração geomorfológica em Delta deste estuário, onde os inúmeros canais, ilhas e vegetação atenuam variações drásticas, geralmente ocasionadas pelos ventos alísios. Adicionalmente, as preferências por determinado recurso está intimamente ligado a guilda trófica das espécies amostradas, sugerindo que independente do tipo de estuário ou estação climática os hábitos alimentares tendem a permanecerem constantes. Tanto para o capítulo 2 quanto para o 3, a maioria das espécies amostradas foi classificada como bentófaga-ictiofaga. No

capítulo 3, em termos de plasticidade alimentícia, essas espécies mostraram-se melhores descritores do uso do estuário, pois em virtude do efeito sazonal estas tenderam a buscar diferentes recursos como forma de maximizar a alimentação.

As estimativas oriundas das relações morfometricas entre peixes e otólitos apresentadas no capítulo 4, representa um incremento valioso em estudos presapredador para a costa norte do Brasil, pois a maioria dos trabalhos realizados é em grande parte com mamíferos e em menor grau pássaros em sistemas marinhos temperados, já em regiões tropicais, principalmente nas regiões Neotropicais é uma tendência ainda a ser explorada.

Em termos gerais, os resultados aqui apresentados são, portanto, de relevância para o entendimento de questões sistêmicas para diferentes estuarinos. No entanto, futuramente outras questões devem ser levadas em consideração, como a complexidade estrutural dos habitats, o papel das variáveis ambientais na distribuição dos recursos e o efeito dos organismos topo de cadeia, a fim de avaliar melhor as ligações entre e interespecíficas nas estruturas tróficas estuarinas.

#### Anexo 1

#### ACTA AMAZONICA http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201900571

ORIGINAL ARTICLE

# Biometric relationships between body size and otolith size in 15 demersal marine fish species from the northern Brazilian coast

Rory Romero de Sena OLIVEIRA<sup>1</sup>\*<sup>®</sup>, Marcelo Costa ANDRADE<sup>1</sup>, Fabiola Seabra MACHADO<sup>1</sup>, Élida Jesana Santana CUNHA<sup>1</sup>, Flaviane Souto de FREITAS<sup>1</sup>, Alex Garcia Cavalleiro de Macedo KLAUTAU<sup>2</sup>, Tommaso GIARRIZZO<sup>1</sup>, Ulrich SAINT-PAUL<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Pará, Grupo de Ecologia Aquática, Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia, Belém, Pará, Brazil

<sup>2</sup> Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte, Belém, Pará, Brazil

<sup>3</sup> Leibniz-Zentrum für Marine Tropenforschung (ZMT), Bremen, Germany

\* Corresponding author: rorysena@ymail.com; D https://orcid.org/0000-0002-1411-9059

#### ABSTRACT

The relationships between fish size and sagitta otolith measurements were calculated for the first time for 15 species belonging to six families from the northern Brazilian coast. A total of 220 fish were sampled from the bycatch landed by the bottom-trawl industrial shrimp-fishing fleet between August and September 2016. All species had strong relationships between otolith measurements and fish total length with the coefficient of determination ( $r^2$ ) ranging between 0.71 and 0.99. The variable most strongly related to fish total length was found to be the sagittal otolith length (OL) with 98% of the variability. These relationships are a useful tool to estimate length and mass of preved fish from otoliths found in stomach contents of marine predators.

KEYWORDS: Amazon delta, bycatch, sagitta, Neotropics, Sciaenidae, stomach content

# Relação biométrica entre tamanho coporal e tamanho do otólito em 15 espécies de peixes marinhos demersais da costa norte do Brasil

#### RESUMO

As relações entre o tamanho corporal do peixe e as medidas do otólito sagitta foram calculadas pela primeira vez para 15 espécies pertencentes a seis famílias de peixes demersais da costa norte do Brasil. Um total de 220 peixes foi amostrado da captura acidental realizada pelo arrasto de fundo da frota pesqueira industrial de camarão entre agosto e setembro de 2016. Todas as espécies apresentaram fortes relações entre as medidas do otólito e o comprimento total do peixe, com o coeficiente de determinação (r<sup>2</sup>) variando entre 0,71 e 0,99. A variável mais fortemente relacionada ao comprimento total dos peixes foi o comprimento do otólito sagital (OL) com 98% da variabilidade. Essas relações representam uma ferramenta útil para estimar o comprimento e a massa de peixes predados a partir dos otólitos encontrados no conteúdo estomacal de predadores marinhos.

PALAVRAS-CHAVE: Delta do Amazonas, captura acidental, sagitta, Neotrópico, Scianidae, conteúdo estomacal

#### INTRODUCTION

Otoliths are structures composed mainly of calcium carbonate, located in the inner ear of Osteichthyes, which have body balancing and hearing as main functions (Campana 2004). These structures are arranged in pairs, called sagitta, asteriscus, and lapillus in bony fish, and vary widely in size and shape among species (Campana 2004; Popper *et al.* 2005). Due to its largest size in the majority of bone fishes, sagittae otoliths are the most suitable for systematic and ecological studies, for taxon identification, age estimation, and life history tracking (Harvey *et al.* 2000; De La Cruz-Agüero *et al.* 2016; Assis *et al.* 2018). Their nondigestible calcified structure has allowed them to be widely used to identify fishes ingested by different predators such as aquatic mammals, seabirds and fishes (Battaglia *et al.* 2010; Tuset *et al.* 2010). Furthermore, relationships between fish size and otolith measures are useful to elucidate the feeding behavior of piscivorous fauna, providing subsidies for the management of these species (De Pierrepont *et al.* 2005; Lombarte *et al.* 2006; Battaglia *et al.* 2010).

Studies on otoliths in marine fish from the Western South Atlantic are scarce (Waessle et al. 2003; Assis et al.

CITE AS: Oliveira, R.R.S.; Andrade, M.C.; Machado, F.S.; Cunha, E.J.S.; Freitas, F.S. de; Klatau, A.G.C. de M.; Giarrizzo, T.; Saint-Paul, U. 2019. Biometric relationships between body size and otolith size in 15 demersal marine fish species from the northern Brazilian coast. Acta Amazonica 49: 299-306.