

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

LUCIANA MULERO BELOTO

**Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da praia do Puruba
do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos
isótopos estáveis**

Piracicaba

2022

LUCIANA MULERO BELOTO

**Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da praia do Puruba
do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos
isótopos estáveis**

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

**Tese apresentada ao Centro de Energia
Nuclear na Agricultura da Universidade de
São Paulo para obtenção do título de
Doutor em Ciências**

**Área de Concentração: Química na
Agricultura e no Ambiente**

**Orientador: Prof. Dr. Plínio Barbosa de
Camargo**

**Coorientador: Prof. Dr. Thiago Simon
Marques**

Piracicaba

2022

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Beloto, Luciana Mulero

Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis / Luciana Mulero Beloto; orientador Plínio Barbosa de Camargo, coorientador Thiago Simon Marques. - - Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2022.

186 p.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.

1. Biodiversidade 2. Dieta animal 3. Ecologia aquática 4. Ecossistemas estuarinos
5. Estuários - Ubatuba (SP) 6. Isótopos estáveis 7. Peixes estuarinos I. Título

CDU 574.4 : 621.039.8

Elaborada por:

Rubenildo Oliveira da Costa

CRB-8/7946

Resolução CFB N° 184 de 29 de setembro de 2017

AGRADECIMENTOS

Ao meu Orientador Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo e Co-orientador Prof. Dr. Thiago Simon Marques pelas oportunidades, confiança e pela transmissão de conhecimentos e experiências que poderão perpetuar ao longo da minha carreira acadêmica.

A meu esposo Altair Heitor Beloto que esteve ao meu lado em todos os momentos, com amor, dedicação, admiração e incansável apoio desde a coleta em campo, processamento e paciência ao longo do período de elaboração do texto desse trabalho.

Ao Marco Souza (in memoriam) e Marcos Ballio Souza agradeço por todos os momentos que passamos juntos, todo ensinamento sobre a arte da pesca artesanal, conhecimento empírico extremamente importante sobre as espécies de peixes coletadas e com a pesca diretamente dos peixes durante a pandemia. Sem a presença deles esse trabalho não iria se concretizar.

Ao Laboratório de Ecologia Isotópico (CENA/USP) representado pelos professores doutores Luiz Antonio Martinelli, Marcelo Zacharias Moreira, Plínio Barbosa de Camargo, pelos técnicos Edmar Antonio Mazzi, Fabiana Cristina Fracassi Adorno, Geraldo de Arruda Junior e Maria Antonia Zambetta Perez pela ajuda com as análises isotópicas e aos alunos, alunas e estagiários pelo excelente convívio.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001, pela bolsa PROEX do Programa de Excelência Acadêmica.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura e ao programa de Pós-Graduação em Ciências pela oportunidade, qualidade e excelência acadêmica.

*“Para ser um bom observador é preciso ser um bom teórico”
Charles Darwin*

RESUMO

BELOTO, L. M. **Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis.** 2022. 186 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2022.

O estuário é conhecido como um ecossistema de extrema relevância, caracterizado por uma zona de transição entre a terra e o mar. Apresenta como principal característica, a complexidade dos processos físico, químico e biológico e a alta produtividade, que fornece recursos essenciais à biodiversidade aquática. O presente estudo foi realizado nos Rios Puruba e Quiririm situados no estuário da Praia do Puruba no litoral Norte de São Paulo. Foram realizadas quatro campanhas de coleta correspondentes ao verão, outono, inverno e primavera, e em três pontos de amostragem (Foz da Barra, Rios Puruba e Quiririm). A salinidade foi diferente nos três pontos de amostragem ao longo das estações, tanto na maré baixa quanto na alta. As fontes basais apresentaram diferença significativa entre as estações do ano sendo os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do material orgânico particulado (POM) no estuário empobrecido no verão e primavera, enquanto o material orgânico no sedimento (SOM) ocorreu no verão e outono. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram diferença nos sedimentos, tanto no ambiente estuarino quanto no costeiro ao longo do ano. Três invertebrados apresentaram diferenças entre as estações estudadas para os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Todavia, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos variaram conforme os indivíduos e estações. No Rio Puruba foi encontrado uma única espécie residente não tolerante a salinidade, os indivíduos foram do gênero *Astyanax* spp. e nenhuma transitória. Os únicos indivíduos de peixes residentes do Rio Quiririm que apresentaram diferença significativa nos valores isotópicos ao longo das estações foi da família Belontiidae. Os peixes transitórios apresentaram diferença no $\delta^{13}\text{C}$ para quatro espécies. As espécies de peixes apresentaram em sua maioria o nível primário e secundário em todas as estações com exceção de duas espécies *G. barbatus* e *A. lepidostole* que mostraram nível terciário provavelmente devido a influência da água marinha. O quarto capítulo investigou a ecologia isotópica de duas espécies de robalos. A contribuição das fontes de recursos alimentares para *C. undecimalis* foram *Uca* spp. com 43,6%, peixes residentes com 37,3%, POM costeiro 11,4%, peixes transitórios 6,7% e POM estuarino com 1,1%, mostrando uma forte tendência de hábito alimentar carcinófaga-piscívoro. Essas análises sugerem que mesmo ocorrendo a sobreposição provavelmente não houve competição e sim compartilhamento de fontes basais e presas em proporções diferentes. O quinto e último capítulo pesquisou a ecologia isotópica de duas espécies simpátricas *Mugil cephalus* e *Mugil curema* no Rio Quiririm do estuário da Praia do Puruba no Litoral Norte de São Paulo. *Mugil cephalus* segundo o modelo de mistura apresentou a dieta filtradora e *M. curema* a dieta bentônica proveniente do sedimento em todas as estações (verão, outono e primavera). Diante desse contexto, mesmo ocorrendo uma sobreposição do nicho não foi verificado uma possível competição entre as espécies provavelmente refletindo espaço temporal distintos. Compreender a assembleia de peixes e como utiliza os recursos

disponíveis é de extrema importância para a avaliação do seu papel ecológico nos estuários.

Palavras-chave: Biodiversidade. Dieta animal. Ecologia Aquática. Ecossistemas estuarinos. Estuários – Ubatuba (SP). Isótopos estáveis. Peixes estuarinos.

ABSTRACT

BELOTO, L. M. **Trophic ecology of the ichthyofauna of the estuary of the beach Puruba on the north coast of São Paulo using stable isotopes methodology.** 2022. 186 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2022.

The estuary is known as an extremely relevant ecosystem, characterized by a transition zone between land and sea. Its main feature is the complexity of physical, chemical, and biological processes and high productivity, which provides essential resources for aquatic biodiversity. The present study was carried out on the Puruba and Quiririm rivers located in the estuary of beach Puruba on the north coast of São Paulo. Four collection campaigns were carried out corresponding to summer, autumn, winter, and spring, and in three sampling points (Foz Barra, Puruba and Quiririm Rivers). Salinity was different at the three sampling points throughout the seasons, both at low and high tide. The basal sources showed a significant difference between the seasons, with the $\delta^{13}\text{C}$ values of particulate organic material (POM) in the depleted estuary in summer and spring, while the organic material in the sediment (SOM) occurred in summer and autumn. The $\delta^{15}\text{N}$ values showed difference in the sediments, both in the estuarine and coastal environment throughout the year. Three invertebrates showed differences between the seasons studied for $\delta^{13}\text{C}$ values. However, the $\delta^{15}\text{N}$ values of individuals had variation during time. In the Puruba River, a single resident species not tolerant to salinity was found, the individuals were of the genus *Astyanax* spp. and no transient. The only individuals of fish residing in the Quiririm River that showed a significant difference in isotopic values throughout the seasons were from the Belontiidae family. Transient fish showed difference in $\delta^{13}\text{C}$ for four species, *Mugil cephalus* and *Mugil curema* enriched in spring, *Centropomus parallelus*. Most of the fish species in this study showed primary and secondary levels in all seasons, except for two species, *G. barbatus* and *A. lepidentostole*, which showed tertiary levels, probably due to the influence of marine water. The fourth chapter investigated the isotopic ecology of two species of sea bass. Contributing sources of food resources for *C. undecimalis* were *Uca* spp. with 43.6%, resident fish with 37.3%, coastal POM with 11.4%, transient fish with 6.7% and estuarine POM with 1.1%. These analyzes suggest that even with overlap, there was probably no competition, but sharing of niches basal and prey sources in different proportions. The fifth and last chapter investigated the isotopic ecology of two sympatric species *Mugil cephalus* and *Mugil curema* in the Quiririm River in the estuary of Praia do Puruba on the North Coast of São Paulo. *Mugil cephalus* according to the mixture model presented the filtering diet and *M. curema* the benthic diet derived from the sediment in all seasons (summer, autumn and spring). Given this context, even with a niche overlap, a possible competition between species was not verified, probably reflecting different temporal spaces. Understanding fish assemblages and how they use available resources is extremely important for assessing their ecological role in estuaries. The data presented indicate an extremely important contribution for future comparisons in the same system and in other systems and future conservation strategies for species with great commercial value such as *C. undecimalis*, *C. parallelus* and *M. cephalus*.

Keywords: Biodiversity. Animal diet. Aquatic Ecology. Estuarine ecosystems. Estuaries – Ubatuba (SP). Stable isotopes. Estuarine fish.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
1.1 Objetivos	14
1.2 Hipóteses	15
2. APRESENTAÇÃO GERAL.....	16
REFERÊNCIAS.....	23
3. Ecologia isotópica da Ictiofauna dos Rios Puruba e Quiririm situado no estuário da Praia do Puruba no Litoral Norte de São Paulo.....	29
Resumo.....	29
Abstract.....	30
3.1 Introdução	31
3.2 Material e métodos.....	33
3.2.1 Área de estudo.....	33
3.2.2 Metodologia amostral	35
3.2.3 Metodologia analítica.....	38
3.2.4 Forma de análise dos resultados	38
3.3 Resultados	39
3.4 Discussão.....	59
3.5 Conclusão	72
Referências	73
4. Ecologia isotópica dos robalos <i>Centropomus undecimalis</i> e <i>Centropomus parallelus</i> no Rio Quiririm, estuário da Praia do Puruba em Ubatuba - Litoral Norte do Estado de São Paulo.....	82
Resumo.....	82
Abstract.....	83
4.1 Introdução	84
4.2 Material e métodos.....	86
4.2.1 Metodologia analítica.....	87
4.2.2 Forma de análise dos resultados	88
4.3 Resultados	89
4.3.1 Contribuição de fontes de recursos de <i>Centropomus undecimalis</i>	89
4.3.2 Contribuição de fontes de recursos de <i>Centropomus parallelus</i>	92
4.3.2.1 Verão.....	92
4.3.2.2 Outono.....	94
4.3.2.3 Inverno	96
4.3.2.4 Primavera	98
4.3.3 Nicho isotópico (SEA _B) entre <i>Centropomus undecimalis</i> e <i>Centropomus parallelus</i> no verão	100
4.4 Discussão.....	103
4.4.1 Contribuição de fontes de recursos de <i>Centropomus undecimalis</i>	103
4.4.2 Contribuição de fontes de recursos de <i>Centropomus parallelus</i>	104

4.4.3 Nicho isotópico (SEAB) entre <i>Centropomus undecimalis</i> e <i>Centropomus parallelus</i> no verão	107
4.5 Conclusão.....	108
Referências	109
5. Ecologia isotópica de duas espécies <i>Mugil cephalus</i> e <i>Mugil curema</i> no Rio Quiririm, estuário da Praia do Puruba, Litoral Norte do Estado de São Paulo..	115
Resumo	115
Abstract	116
5.1 Introdução.....	117
5.2 Material e métodos	119
5.2.1 Metodologia analítica.....	120
5.2.2 Forma de análise dos resultados.....	121
5.3 Resultados.....	122
5.3.1 Contribuição de fontes de recursos basais de <i>Mugil cephalus</i>	122
5.3.1.1 Verão	123
5.3.1.2 Outono.....	125
5.3.1.3 Primavera	128
5.3.2 Contribuição de fontes de recursos basais de <i>Mugil curema</i>	130
5.3.2.1 Verão	130
5.3.2.2 Outono.....	133
5.3.2.3 Inverno.....	135
5.3.2.4 Primavera	137
5.3.3 Nicho isotópico (SEAB) entre <i>Mugil cephalus</i> e <i>Mugil curema</i> no rio Quiririm no verão, outono e primavera.....	139
5.3.3.1 Verão	139
5.3.3.2 Outono.....	141
5.3.3.3 Primavera	143
5.4 Discussão	145
5.4.1 Contribuição de fontes de recursos basais de <i>Mugil cephalus</i>	145
5.4.2 Contribuição de fontes de recursos basais de <i>Mugil curema</i>	147
5.4.3 Nicho isotópico (SEAB) entre <i>Mugil cephalus</i> e <i>Mugil curema</i> no rio Quiririm no verão, outono e primavera.....	148
5.5 Conclusão.....	152
Referências	153
6. Considerações finais	159
Anexo A – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade	162
Anexo B – Carta de Aprovação do COTEC (Comissão Técnica Científica)	168
Anexo C – Cadastro do Conselho de Gestão do Patrimônio Genético	172
Anexo D – Processo 2019.5.19.64.7 – CEUA 001-2019 – Comitê de ética	174
Apêndice A – Razão de C:N das espécies de peixes capturadas no Rio Quiririm.....	180
Apêndice B – Relação do tamanho corpóreo com as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de peixes capturadas no rio Quiririm ao longo das estações do ano	181

1. INTRODUÇÃO

O estuário é conhecido como um ecossistema de extrema importância e, caracterizado por uma zona de transição entre a terra e o mar. Apresenta como principal característica a complexidade dos processos físico, químico e biológico e uma alta produtividade, que fornece recursos essenciais à biodiversidade aquática, às comunidades tradicionais e setores que dependem diretamente dele para sua sobrevivência (ODUM; HEALD, 1972). A ictiofauna dos estuários é composta por espécies de peixes residentes e migrantes marinhos e de água doce. Essas espécies, em algum momento da sua história de vida, utilizam o habitat como área de alimentação, berçário para larvas e juvenis ou para reprodução (BLABER, 2000).

A abundância da comunidade presente nos estuários está atrelada à disponibilidade de fonte de recursos e à complexidade estrutural dos manguezais, que propicia refúgio para os peixes jovens (ROBERTSON; BLABER, 1992; MULLIN, 1995). Desta forma, o conhecimento sobre a biodiversidade desse ecossistema, principalmente da ictiofauna, a sua variação espacial e temporal e as fontes de recursos, é importante para analisar a qualidade ambiental e a saúde dos estoques pesqueiros. Além destes, estudos que envolvem compreensão de como espécies simpátricas de valor comercial exploram o mesmo habitat foram até o presente momento são escassos.

Diante desse contexto, a partilha de recursos é uma estratégia comum utilizada por grupos de indivíduos da mesma população e entre espécies distintas, visando evitar a competição intra e interespecífica, maximizando a utilização dos recursos disponíveis. Assim sendo, o conhecimento dos mecanismos que permitem a coexistência de indivíduos de espécies simpátricas é essencial para a compreensão da dinâmica dessas populações e está diretamente ligado ao conceito de nicho ecológico (HUTCHINSON, 1957, 1978; CHEN et al., 2011). O estudo de nichos isotópicos é importante para o entendimento da ecologia, da utilização de recursos e das interações tróficas nos ecossistemas. Por muito tempo, estudos com comunidades estuarinas foram realizados com a metodologia da análise de conteúdo estomacal, todavia, depois que foi identificado que a matéria orgânica é a principal fonte de recurso primário, esse método não se mostrou eficiente (JEPSEN; WINEMILLER, 2002). A maior parte dos detritos são digeridos por bactérias e outros micro-organismos e muitas espécies detritívoras dependem de enzimas ou biomassa

produzida por esses micro-organismos para extrair a nutrição dos detritos. Por outro lado, a técnica de análise de isótopos estáveis é capaz de fornecer estimativas das fontes de recursos primários e a estrutura trófica, superando as limitações da análise tradicional do conteúdo estomacal (PETERSON; FRY, 1987).

A microbacia Quiririm – Puruba, está localizada no município de Ubatuba e a confluência desses rios formam um dos estuários mais conservados do litoral norte de São Paulo. Este estudo utilizou a metodologia de isótopos estáveis para definir uma base de dados isotópicos para futuras comparações com outros sistemas estuarinos, bem como comparações de alterações temporais ou espaciais ocorridas nesse mesmo ecossistema.

1.1 OBJETIVOS

Identificar as fontes primárias utilizadas como recurso alimentar basal e posicionamento do nível trófico da ictiofauna dos Rios Puruba e Quiririm no estuário da Praia do Puruba no Litoral Norte de São Paulo com o uso da metodologia dos isótopos estáveis do carbono e nitrogênio durante as estações: verão, outono, inverno e primavera. Nesse sentido, os objetivos específicos foram:

1. Determinar e avaliar como o fator abiótico salinidade nos pontos determinados para amostragem da ictiofauna dos Rios Puruba e Quiririm pode influenciar a ictiofauna;
2. Analisar uma possível relação entre o comprimento total e a massa corpórea de cada espécie de peixe com as suas composições isotópicas de carbono e nitrogênio nos respectivos pontos de amostragem dos Rios Puruba e Quiririm;
3. Estabelecer as principais fontes basais e presas, suas contribuições e o nível trófico para as espécies simpátricas de robalo flecha *Centropomus undecimalis* (BLOCH, 1792) e robalo peva *Centropomus parallelus* (POEY, 1980) nos pontos amostrados e nas estações;
4. Testar a possível variação interespecífica na amplitude de nicho isotópico dos robalos flecha e peva nos pontos amostrados e nas estações;

5. Demonstrar as principais fontes basais, suas contribuições e o nível trófico para as espécies simpátricas de tainha, *Mugil Cephalus* (LINNAEUS, 1758), e parati *Mugil curema* (VALENCIENNES, 1836), nos pontos amostrados e nas estações;
6. Averiguar uma possível variação interespecífica na amplitude de nicho isotópico das espécies de tainha e parati nos pontos amostrados e nas estações.

1.2 HIPÓTESES

Como a produtividade primária é mais baixa e a riqueza de espécies diminuem nos estuários no inverno e primavera, as espécies dependentes estuarinas, como o robalo flecha *C. undecimalis* (sub-adultos e adultos) que exploram um maior gradiente de salinidade, e podem explorar ambientes como o de água doce e salgada, poderão apresentar uma amplitude de nicho maior que a do robalo peva *C. parallelus* que apresenta gradiente de salinidade com uma faixa mais estreita. Nesse sentido, é provável que a espécie de robalo flecha apresente fontes primárias e recursos distintos do robalo peva que explora mais a região de manguezal e estuários.

Entretanto, no verão e outono a espécie robalo flecha (sub-adultos e adultos) apresentará dieta distinta do robalo peva em proporções, porém, com uma maior contribuição de fontes primária e de recursos presente no manguezal e estuário para ambas, portanto, não apresentarão diferenças significativas na amplitude de nicho isotópico e com sobreposição de nicho isotópico.

Espera-se que *M. cephalus* e *M. curema* (sub-adultos e adultos), apresentem fontes primárias de recursos semelhantes, mostrando pouca ou nenhuma variação espacial e temporal dentro do estuário. Esse comportamento alimentar provavelmente ocorrerá devido a abundância de detritos no ambiente e a saída dos adultos de *M. cephalus* para migração que ocorre de junho até aproximadamente final de setembro, quando a produtividade no estuário é menor. Essa migração pode propiciar menor competitividade para os juvenis e sub-adultos dessa espécie nesses três meses, sendo que indivíduos maiores que 25 mm já apresentam uma dieta semelhante aos adultos e para a espécie de *M. curema* juvenis, sub-adultos e adultos.

2. APRESENTAÇÃO GERAL

O estuário é conhecido como um ecossistema de extrema importância e caracterizado por uma zona de transição entre a terra e o mar (ODUM, 1968), apresentando como principal característica a complexidade de seus processos, físico, químico e biológico e a alta produtividade que fornece recursos essenciais a biodiversidade aquática, comunidades tradicionais e setores que dependem diretamente para sua sobrevivência (ODUM; HEALD, 1972). A ictiofauna dos estuários é composta por espécies de peixes residentes, migrantes marinhos e de água doce (BLABER, 2000). Essas espécies utilizam esse habitat como área de alimentação, berçário para larvas e juvenis ou para reprodução (BLABER, 2000). A abundância da comunidade presente nos estuários é resultado da farta disponibilidade de fonte primária e a complexidade estrutural dos manguezais, que propicia refúgio para os peixes jovens, apresentando elevada turbidez e um número reduzido de predadores de grande porte (ROBERTSON; BLABER, 1992; MULLIN, 1995). Desta forma, o conhecimento sobre a biodiversidade desse ecossistema, principalmente da ictiofauna, seu padrão de variação espacial e temporal e fontes de recursos é importante para analisar a qualidade ambiental e a saúde dos estoques pesqueiros (TEIXEIRA et al., 2005).

Para tanto, pesquisas que visam estudar assembleias de peixes estuarinos devem levar em consideração as condições físicas e químicas do ambiente. Os fatores abióticos devem ser os primeiros itens a serem considerados, uma vez que são determinantes para entender as condições de vida e movimentação das espécies que constituem o ambiente estudado (BASILE-MARTINS et al., 1975). Os fatores ambientais estudados em ambientes aquáticos importantes, que podem influenciar no comportamento alimentar e movimentações espaciais e temporais são: precipitação pluviométrica, temperatura da água, salinidade, pH, oxigênio dissolvido e profundidade (BASILE-MARTINS et al., 1975). Em vista disso, uma variação acentuada dos fatores abióticos dos complexos estuarinos, baías e manguezais, podem aumentar a competição por alimento bem como a extinção local das espécies devido a fatores fisiológicos intrínsecos, impactando na sustentabilidade e perda de biodiversidade (CAMPOS; BRIZ; LUZ, 2010).

Os robalos *Centropomus* sp. (Perciformes: Centropomidae) são predadores de alto valor econômico tanto para a pesca recreativa quanto comercial em estuários tropicais e subtropicais ao longo do continente americano (ORREL, 2002; MULLER; TROTTLER; SEEVENS, 2015). Segundo Figueiredo e Menezes (1980), as espécies maiores e mais abundantes nas áreas estuarinas da região sudeste do Brasil são o robalo flecha *Centropomus undecimalis* (BLOCH, 1792) e o robalo peva *Centropomus parallelus* (POEY, 1860). Essas espécies são estuarino - dependentes e apresentam um complexo uso de habitat abrangendo desde ambientes com baixa salinidade (e.g. água doce) a estuarinos e costeiros (BARBOUR; ADAM, 2012; BARBOUR; ADAMS; LORENZEN, 2014; DANTAS; BARLETTA, 2016; DAROS; SPACH; CORREA, 2016), com uma dieta em geral baseada em peixes e crustáceos, principalmente decápodes (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Estudos analisando conteúdos estomacais de robalos demonstraram similaridade no uso do habitat entre as espécies de robalos *C. undecimalis* e *C. parallelus* quando juvenis, e proporções diferentes dos recursos, sendo o robalo peva considerado mais generalista (ALIAUME; ZERBI; MILLER, 2005; BLEWETT; HENSLEY; STEVENS, 2006; CONTENTE; STEFANONI; GADIG, 2009). Rabelo et al. (2009), em seu estudo com conteúdo estomacal de indivíduos juvenis de *C. undecimalis* e *C. parallelus* no estuário de Caravelas, Bahia, encontraram particionamento de recursos alimentares entre as espécies, sendo que juvenis de robalo *C. undecimalis* apresentaram um volume maior de Teleostei e os juvenis de robalo *C. parallelus* apresentaram um conteúdo maior de Brachyura. Esses resultados sugerem que a diferença dos conteúdos estomacais esteja associada com a disponibilidade de recursos, sendo que nas áreas de manguezais os caranguejos são mais abundantes (RABELO et al., 2009). Blewett, Hensley e Stevens (2006), Contente, Stefanoni e Gadig (2009), Dutka-Gianelli (2014) e Lira et al. (2017) mostraram que tanto *C. undecimalis* como *C. parallelus* apresentam dieta composta principalmente de crustáceos e peixes (carcinófagos-piscívoros). Por outro lado, Della-Patrona (1984) indicou que juvenis de robalo apresentam preferência alimentar por dieta zooplânctívora e os adultos apresentaram uma dieta carcinófaga-piscívora em um estuário no litoral do Rio de Janeiro (Brasil). Estudos realizados através do método de conteúdo estomacal e análise com isótopos estáveis de carbono e nitrogênio mostraram diferenças no uso do habitat e no comportamento alimentar carcinófago-piscívoro para reduzir a competição (ARÁGON-FLORES et al., 2022).

No entanto, quando adulto o robalo flecha *C. undecimalis* apresenta um paradigma que indica que essa espécie pode explorar uma gama maior de ambientes principalmente em regiões de rio acima, devido a sua tolerância em diferentes gradientes de salinidade e em busca de temperaturas da água mais estáveis durante o inverno, concomitantemente à diminuição da produtividade primária no estuário (BLEWETT et al., 2009). Nesse sentido, Gilmore, Doahoe e Cooke (1983) correlacionaram diretamente os padrões mensais de chuva no verão com o aumento da produtividade primária nos estuários, proporcionando um número maior de presas consumidas pelos robalos adultos que migram dos rios para os estuários a fim de se reproduzirem. Sendo assim, esses trabalhos apresentaram a hipótese que na época em que a produtividade primária diminui devido ao reduzido volume de precipitação pluviométrica, esses animais podem apresentar uma partilha de recursos sazonais. Com a mudança de habitat para águas com menor salinidade nesses ambientes durante o inverno, a espécie *C. undecimalis* minimiza a competição com os juvenis e entre os próprios adultos de espécies simpátricas como o *C. parallelus*.

A partilha de recursos é uma estratégia comum utilizada por grupos de indivíduos da mesma população e entre espécies distintas visando evitar a competição intraespecífica e interespecífica, e maximizando a utilização dos recursos disponíveis (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; RICKLEFS, 2008). As variações interespecíficas no uso dos recursos podem apresentar implicações evolutivas relevantes nos atributos ecológicos das espécies (BOLNICK et al., 2011). Diante disso, o conhecimento dos mecanismos que permitem a coexistência de indivíduos de espécie simpátricas é essencial para a compreensão da dinâmica dessas populações e está diretamente ligado ao conceito de nicho ecológico. Esse conceito foi tradicionalmente definido como o espaço multidimensional de recursos explorados por um organismo (HUTCHINSON, 1957, 1978). O estudo de nichos tróficos é relevante para o entendimento da ecologia trófica, utilização de recursos e interações tróficas nos ecossistemas (CHEN et al., 2011).

Os robalos e as tainhas são de grande importância econômica e alta abundância nos ecossistemas aquáticos tropicais, subtropicais e de clima temperado mundialmente. Sua biomassa domina as comunidades em áreas entre marés, restingas, manguezais, estuários e lagoas (GONZALES-MURCIA; MARIN-MATINEZ; AYALA-BOCOS, 2012; GREEN et al., 2009; SUKARDJO, 2004; CARDONA, 2006; OKYERE; AHETO; AGGREY-FYNN, 2011). Análises de conteúdo estomacal mostram

que, i.e., tainhas e paratis (Mugiliformes: Mugilidae) juvenis e adultas apresentam uma dieta baseada em detritos (incluindo matéria orgânica particulada), microalgas bentônicas (especialmente diatomáceas), foraminíferos, algas filamentosas, protistas, e pequenos invertebrados (LAFFAILLE et al., 2002; ALMEIDA, 2003; ODUM, 1970; BRUSLE, 1981; WHIFIELD et al., 2012). Em todos os estudos com as análises de conteúdo estomacal foram evidenciados sobreposição nas dietas de juvenis (CARDONA, 2001). Entretanto, LOC´H et al. (2015) encontraram diferenças espacial e temporal na composição isotópica do carbono em duas espécies, *Mugil cephalus* (LINNAEUS, 1758) e *Mugil curema* (VALENCIENNES, 1836) no estuário hipersalino do Delta do Saloum no Senegal, levantando a hipótese de particionamento dos recursos. No entanto, o autor não conseguiu definir com precisão os diferentes recursos de carbono ingerido pelas duas espécies do estudo (LOC´H et al., 2015). Nesse sentido, para a diferença encontrada os autores levantaram duas hipóteses: a seleção do tamanho da partícula devido a diferença morfológica do órgão faringobraquial, que apresenta variação entre as espécies de mugilídeos (LOC´H et al., 2015; HARRISON; HOWES, 1991). Entretanto, o sistema digestório não foi totalmente explorado para as espécies de tainha (THOMSON, 1966; WHITFIELD; PANFILILI; DURAND, 2012).

Por muito tempo, estudos com comunidades estuarinas foram realizados com a metodologia da análise de conteúdo estomacal. Todavia, depois que foi identificado que a matéria orgânica é a principal fonte de recurso primário tal método não se mostrou eficiente (JEPSEN; WINEMILLER, 2002). A maior parte dos detritos são digeridos por bactérias e outros micro-organismos, e muitas espécies detritívoras dependem de enzimas ou biomassa produzida por esses micro-organismos para extrair a nutrição dos detritos (NYBAKKEN; BERTNESS, 2005). Não obstante, é quase impossível analisar e quantificar a proporção dos detritos orgânicos no trato digestório de um consumidor por tal método (JEPSEN; WINEMILLER, 2002). Por outro lado, as técnicas de marcadores naturais, como a análise de isótopos estáveis, são capazes de fornecer estimativas das fontes de recursos primários e a estrutura trófica superando as limitações da análise tradicional do conteúdo estomacal (PETERSON; FRY, 1987).

Recentes avanços conceituais e desenvolvimentos tecnológicos em ecologia isotópica ensejaram uma adaptação do conceito de nicho ecológico ampliando, assim, para o conceito de nicho isotópico que pode ser definido como a área ou hipervolume

no espaço isotópico (n-dimensional) onde os eixos são as composições isotópicas (NEWSOME et al., 2007; NEWSOME et al., 2012). A metodologia de isótopos estáveis é ainda uma ferramenta chave para descrever o fluxo de nutrientes ao longo das cadeias alimentares (FRY, 2006). A aplicação dessa metodologia em estudos de ecologia animal mostra-se cada vez mais eficiente em traçar as relações tróficas, assim como em identificar padrões de consumo de animais silvestres (BOSLEY et al., 2002; MARTINEZ DEL RIO et al., 2009; RAMOS; GONZALEZ-SOLÍS, 2012). Nesse sentido, houve um aumento substancial no número de artigos envolvendo essa metodologia nas últimas décadas (BEN-DAVID; FLAHERTY, 2012; LAYMAN et al., 2012).

A base da utilização dessa metodologia consiste no fato da composição isotópica dos tecidos animais refletirem a composição isotópica dos seus alimentos (DENIRO; EPSTEIN, 1978; 1981; CRAWFORD; MCDONALD; BEARHOP, 2008). A análise de isótopos estáveis também pode fornecer informações sobre a utilização dos recursos em distintas escalas temporais (DALERUM; ANGERBJÖRN, 2005) permitindo a avaliação de tendências ecológicas em longo prazo, necessárias a planos de manejo e conservação (NEWSOME et al., 2007).

A composição isotópica de uma amostra é medida como a razão de um isótopo pesado pelo leve (HANDLEY et al., 1991). As razões de isótopos estáveis (i.e., $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) são expressas pela notação “ δ ” e são reportados como desvios, em partes por mil (‰) relativos às mesmas razões de padrões internacionais (FRY, 2006). A razão do isótopo do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) é utilizada como traçador natural para diferenciar a fonte de carbono da dieta (PETERSON; FRY, 1987; FRY, 2006). Portanto, a razão isotópica possibilita identificar as diferentes fontes alimentares que contribuíram para a formação de um determinado tecido (FRY, 2006), por exemplo, a contribuição de plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 na dieta (e.g. MAGNUSSON et al., 1999; CERLING et al., 2006). Estes ciclos fotossintéticos detêm como característica marcante a grande diferença dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (C_3 : -35 a -22 ‰; C_4 : -16 a -9 ‰; FARQUHAR; EHLERINGER; HUBICK, 1989). Por outro lado, a razão do isótopo de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) indica o nível trófico de um organismo devido ao aumento gradual do nitrogênio da base ao topo da cadeia alimentar (MINAGAWA; WADA, 1984). Então, em cadeias alimentares o efeito de biomagnificação deste isótopo indica a posição trófica do indivíduo.

A escolha do tecido animal tem grande importância nas análises dos isótopos estáveis. Os tecidos que são utilizados podem ser classificados em dois grupos: os que são metabolicamente ativos (e.g. sangue, músculo, fígado) ou os inertes (e.g. cabelo, penas, unhas) (ETHIER et al., 2010). Os primeiros, por possuírem uma atividade metabólica intensa, alteram sua composição isotópica em função da dieta ingerida recentemente. De outra forma, os tecidos inertes mantêm a composição isotópica dos recursos alimentares do momento em que foram produzidos e permanecem quase inalterados depois disso. Assim, ambos podem ser considerados bons indicadores da dieta dos animais em diferentes escalas do tempo (BOWEN; WASSENAAR; HOBSON, 2005).

Nos últimos anos, a área de pesquisa com ecossistemas estuarinos com a utilização da metodologia de isótopos estáveis experimentou grande avanço (BLABER, 2013). A maioria dos estudos foram realizados em sistemas temperados (DEEGAN; GARRITT, 1997; LITVIN; WEINSTEIN, 2003), em estuários subtropicais e tropicais na Austrália (MELVILLE; CONNOLLY, 2003; COOK et al., 2005), África do Sul e Senegal (PATERSON; WHITFIELD, 1997; FAYE et al., 2011), Japão e Sudeste Asiático (KANG et al., 2003; DOI et al., 2005) e Brasil, Lagoa dos Patos no Rio Grande do Sul (GARCIA et al., 2007). Diante disso, se faz necessário um estudo que determine o fluxo de energia e a estrutura da rede alimentar aquática em outras localidades do Brasil.

A microbacia Quiririm – Puruba, está localizada no município de Ubatuba, Estado de São Paulo, entre os paralelos 23°11'47'' e 23°21'23'' S e os meridianos 44°52'25'' e 45°02'21'' O (SILVA e NOVAES JÚNIOR, 2013). Os Rios Puruba e Quiririm nascem na Serra do Mar, encontram à jusante e desembocam na Praia do Puruba, Oceano Atlântico. Parte de sua bacia encontra-se dentro do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Picinguaba (SILVA e NOVAES JÚNIOR, 2013). A confluência desses rios forma um dos estuários mais conservados do litoral norte de São Paulo. O município de Ubatuba apresenta a maior área de manguezal do Litoral Norte paulista (LAMPARELLI, 1998 *apud*. ROCHA 2008). As áreas de manguezais localizam-se em Picinguaba (Rio das Bicas e Rio Fazenda), Ubatumirim (Rio da Onça, Rio Iriri e Rio Ubatumirim), Puruba (Rio Quiririm), Itamambuca (Rio Itamambuca), Barra Seca (Rio Indaiá), Iperoig (Rio Grande de Ubatuba e Rio da Lagoa), Praia Dura (Rio Escuro), Praia da Ponta Aguda e Perequê-Açu (LAMPARELLI, 1998 *apud*. ROCHA 2008; ROSSI e MATTOS, 2002). No manguezal do Rio Quiririm predomina a

vegetação de *Laguncularia racemosa* e inúmeros bancos de *Spartina* sp. próximos aos bancos de areia e lama decorrente do processo de sedimentação (ROCHA, 2008). Por outro lado, o Rio Puruba apresenta uma abundância de *Hibiscus tiliaceus* ao longo da Barra (ROSSI e MATTOS, 2002).

O presente estudo foi dividido em quatro capítulos que tratou dos seguintes aspectos: primeiro capítulo, introdução; segundo capítulo a apresentação geral do trabalho, o terceiro capítulo apresentou um estudo da ecologia isotópica da ictiofauna dos Rios Puruba e Quiririm do Litoral Norte de São Paulo; quarto capítulo dedicou da ecologia isotópica e espacial de duas espécies simpátricas de robalos, *C. undecimalis* e *C. parallelus*, ao longo do Rio Quiririm do Litoral Norte de São Paulo e o quinto capítulo analisou a ecologia isotópica das espécies *M. cephalus* e *M. curema* ao longo do Rio Quiririm do Litoral Norte de São Paulo.

REFERÊNCIAS

ALIAUME, C.; ZERBI, A.; MILLER, J.M. Juvenile snooks species in Puerto Rico estuaries: distribution abundance and habitat description. **Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**, v. 47, p. 499-519, 2005.

ALMEIDA, P.R. Feeding ecology of *Liza ramada* (Risso 1810) (Pisces, Mugilidae) in a south-western estuary of Portugal. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 313-323, 2003.

BARBOUR, A.B.; ADAMS, A.J. Biologging to examine multiple life stages of an estuarine dependents fish. **Marine Ecology Progress Series**, v. 457, p. 241-250, 2012.

BARBOUR, A.B.; ADAMS, A.J.; LORENZEN, K. Size-based, seasonal, and multidirectional movements of an estuarine fish species in habitat mosaic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 507, p. 263-276, 2014.

BASILE–MARTINS, M.A. et al. Influência dos fatores abióticos sobre a maturação dos ovários de *Pimelodus maculatus*. Lac (1803) (pisces, Siluroidii). **Bolm Instituto Pesca, São Paulo**, v. 4, n.1, p. 1-23, 1975.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BEN-DAVID, M.; FLAHERTY, E.A. Theoretical and analytical advances in mammalian isotope ecology: na introduction. **Journal of Mammalogy**, v. 93, p. 309-311, 2012.

BLABER, S.J.M. **Tropical estuarine fishes**: ecology, exploitation, and conservation. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2000.

BLABER, S.J.M. Fishes, and fisheries in tropical estuaries: the last 10 years. **Estuarine, Coastal 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, n. 1, p. 537-568, 2016.

BLEWETT, D.A.; HENSLEY, R.A.; STEVENS, P.W. Feeding habitats of common nook, *Centropomus undecimalis*, in Charlotte Harbor, Florida. **Gulf and Caribbean Research**, v. 18, p. 1-13, 2006.

BLEWETT, D.A. et al. Use of rivers by common snook *Centropomus undecimalis* in southwest Florida: a first step in addressing the overwintering paradigm. **Florida Scientist**, v. 72, p. 310-324, 2009.

BOLNICK, D.I. et al. Why intraspecific trait variation matters in community ecology. **Trends in Ecology & Evolution, London**, v. 26, art. 156, 2011.

BOSLEY, K. et al. Estimating turnover rates of carbon and nitrogen in recently metamorphosed winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* with stable Isotopes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 236, p. 233-240, 2002.

BOWEN, G.J.; WASSENAAR, L.I.; HOBSON, K.A. Global application of stable hydrogen and oxygen isotopes to wildlife forensics. **Oecologia**, v. 143, p. 337-348, 2005.

BRUSLE, J. Sexuality and biology of reproduction in grey mullets. In: OREN, O.A. (ed.) **Aquiculture of grey mullets**. Cambridge: Pres Syndicate of the University of Cambridge, 1981. p. 99-154.

CAMPOS, J.C.V.; BRIZ, E.M.; LUZ, J.A.G. Determinação dos parâmetros hidrodinâmicos no Aquífero Urucuia – Fazenda Bombarda. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 16., 2010. São Luís – MA. **Anais [...]**. São Luís, MA: ABAS, 2010.

CARDONA, L. Habitat selection by grey mullets (Osteichthyes: Mugilidae) in Mediterranean estuaries: the role of salinity. **Scientia Marina**, v. 70, p. 443-455, 2006.

CRAWFORD, K.; MCDONALD, R. A.; BEARHOPS, S. Applications of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Manual Review**, v. 38, p. 87-107, 2008.

CERLING, T.E. et al. Stable isotopes in elephant hair document migration patterns and diet changes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 103, p. 371–373, 2006.

CHEN, G. et al. Isotopic niche overlap of two planktivorous fishes in Southern China. **Limnology**, v. 12, p. 151-155, 2011.

CONTENTE, R.F.; STEFANONI, M.F.; GADIG, O.B.F. Size-related shifts in dietary composition of *Centropomus parallelus* (Perciformes: Centropomidae) in an estuarine ecosystem of the southeastern coast of Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 335-342, 2009.

COOK, P.L.M. et al. Seagrass and epiphytic alga support nutrition of a fisheries species, *Sillago schomburgkii* in adjacent intertidal habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 286, p. 69-79, 2005.

DALERUM, F.; ANGERBJÖRN, A. Resolving temporal variation in vertebrate diets using naturally occurring stable isotopes. **Oecologia**, p. 144, p. 647–658, 2005.

DANTAS, D.V.; BARBALETTA, M. Habitat use by *Centropomus undecimalis* in a rocky area of estuarine beach in north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 793-803, 2016.

DAROS, F.A.; SPACH, H.L.; CORREA, A.T. Habitat residency and movement patterns of *Centropomus parallelus* juveniles in a subtropical estuarine complex. **Journal of fish Biology**, v. 88, p. 1796-1810, 2016.

DEEGAN, L.A.; GARRITT, R. H. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 147, p. 31-47, 1997.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495-506, 1978.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 45, p. 341-351, 1981.

DOI, H. et al. Spatial shifts in food sources for macrozoobenthos in an estuarine ecosystem: carbon and nitrogen stable isotope analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 316-322, 2005.

ETHIER, D.M. et al. Variability in the growth patterns of the cornified law sheath among vertebrates: implications for using biogeochemistry to study animal movement. **Canadian Journal Zoology**, v. 88, p. 1043-1051, 2010.

FARQUHAR, G.D.; EHLERINGER, J.R.; HUBICK, K.T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 40, p. 503-537, 1989.

FAYE, D.L. et al. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protect area (Senegal): evidence from stable isotope analysis. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 607-617, 2011.

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Teleostei (2)**. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1980. 90 p.

FRY, B. **Stable isotope ecology**. New York: Springer Science, 2006.

GARCIA, A. M. et al. Isotope 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.

GILMORE, R.G.; DOAOHOE, J.; COOKE, D.W. Observations on the distributions and biology of east – central Florida populations of the common snook, *Centropomus undecimalis* (Block). **Florida Science**, v. 46, p. 313-336, 1983.

GONZALES-MURCIA, S.; MARIN-MATINEZ, C.; AYALA-BOCOS, A. Intertidal rockpool ichthyofauna of El Petal, La Libertad, El Salvador. **Check list**, v. 8, p. 1216-1219, 2012.

GREEN, B.C. et al. Seasonal changes in community composition and trophic structure os fish populations of five salt marshes along the essex coastline, United Kingdon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 85, p. 247-256, 2009.

HANDLEY, L.L. et al. Determination of the natural abundances of the stable isotopes of ^{15}N and ^{13}C by mass spectrometry: a simplified manual method for the preparation of N_2 and CO_2 . **Functional Ecology**, v. 5, p. 119-124, 1991.

HARRISON, I.J.; HOWES, G.J. The pharingobranchial organ of mugilid fishes: its structure, variability, ontogeny possible function and taxonomic utility. **Bulletin of the British Museum of Natural History - Zoology**, v. 57, p. 111-132, 1991.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.

HUTCHINSON, G.E. **An introduction to population biology**. New Haven: Yale University Press, 1978.

JEPSEN, D.B.; WINEMILLER, K.O. Structure of tropical river food webs reveals by stable isotope ratios. **Oikos**, v. 96, p. 46-55, 2002.

KANG, C.K. et al. Trophic importance of benthic microalgas to macrozoobenthic in coastal bay systems in Korea: dual stable C and N isotopes analyses. **Marine Ecology Progress Series**, v. 259, p. 79-92, 2003.

LAFFAILLE, P. et al. Can thin lipped mullet directly exploit the primary and detritic production of European macrotidal salt marshes? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 729-736, 2002.

LAYMAN, C.A. et al. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. **Biological Review**, v. 87, p. 545-562, 2012.

LITVIN, S.Y.; WEINSTEIN, M.P. Life history strategies of estuarine nekton: the role of marsh macrophytes, benthic microalgal and phytoplankton in the trophic spectrum. **Estuaries**, v. 23, p. 552-562, 2003.

LOC'H, F.L. et al. Spatio temporal isotopic signatures ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) reveal that two sympatric west African mullet species do not feed on the same basal production sources. **Journal of Fish Biology**, v. 86, p. 1444-1453, 2015.

MAGNUSSON, W.E. et al. Contributions of C3 and C4 plants to higher trophic levels in an Amazonian savanna. **Oecologia**, v. 119, p. 91-96, 1999.

MARTINEZ DEL RIO, C. et al. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. **Biological Reviews**, v. 84, p. 91-111, 2009.

MELVILLE, A.J.; CONNOLLY, R.M. Spatial analysis of stable isotopes data to determine primary source of nutrition for fish. **Oecologia**, v. 136, p. 499-507, 2003.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Step-wise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\Delta^{15}\text{N}$ its and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 1135-1140, 1984.

MULLER, R.G.; TROTTLER, A.A.; SEEVENS, P.W. **The 2015 stock assessment update of common snooks *Centropomus undecimalis***. Florida: Fish and Wildlife Research Institute, 2015. 191 p.

MULLIN, S.J. Estuarine, fish populations among red mangrove prop roots of small over wash islands. **Wetlands**, v. 15, p. 324-329, 1995.

NEWSOME, S.D. et al. A niche for isotope ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 429-436, 2007.

NEWSOME, S.D. et al. Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level. **Journal of Mammalogy**, v. 93, p. 329–341, 2012.

NYBAKKEN, J.W.; BERTNESS, M.D. **Marine Biology: an ecology approach**. São Francisco: Benjamin Cumming, 2005.

ODUM, W.E. Utilization of the direct grazing and plant detritus food chain by the striped mullet, *Mugil cephalus*. In: STEELE, J.H. (ed.). **Marine Food Chains**. Edinburgh: Oliver and Boyd, 1970. p. 222-240.

ODUM, W.E.; HEALD, E.J. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. **Bulletin of Marine Science**, v. 22, p. 671-737, 1972.

OKYERE, I.; AHETO, D.W.; AGGREY-FYNN, J. Comparative ecological assessment of biodiversity of fish communities in tree coastal wetland systems in Ghana. **European Journal of Experimental Biology**, v. 1, p. 178-188, 2011.

ORREL, T.M. Perciformes. In: CARPENTER, K.E. **The living Marine resources of the western Central Atlantic**. Rome: FAO, 2002. p. 1286-1303. v. 2: Bony fishes. Part 1 (Ascipense redal to Grammatidae).

PATERSON, A.W.; WHITFIELD, A.K. A stable carbon isotope study of the food-webs in a freshwater deprived South African estuary, with emphasis on the ichthyofauna. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 45, p. 705-715, 1997.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, 293-320, 1987.

RABELO, L.B. et al. Observações preliminares sobre o hábito alimentar do robalo flecha *Centropomus undecimalis* (BLOCK 1972) e robalo peva *Centropomus parallelus* (POEY 1860), no estuário de caravelas (Bahia, Brasil). **Boletim Técnico – Científico do CEPENE**, v. 17, p. 89-96, 2009.

RAMOS, R.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J. Trace me if you can: the use of intrinsic biogeochemical markers in marine top predators. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, p. 258-266, 2012.

RICKLEFS, R.E. **The economy of nature**. 6. ed. Stuttgart: W.H. Freiman, 2008. 700 p.

ROBERTSON, A.J.; BLABER, S.J.M. Plankton, epibenthic and fish communities. In: ROBERTSON, A.I.; ALONGII, D.M (eds.). **Tropical mangroves ecosystems**.

(Coastal and Estuarine Studies). Washington, DC: American Geophysical Union, 1992. p. 63-100.

SUKARDJO, S. Fisheries associated with mangrove ecosystem in Indonesia: a view from a mangrove ecologist. **Biotropica**, v. 23, p. 13-29, 2004.

TEIXEIRA, T.P. et al. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia. Serie Biologia**, v. 95, n. 4, p. 347-357, 2005.

THOMSON, J.M. The grey mullets. **Oceanographic Marine Biology Review**, v. 4, p. 301-355, 1966.

WHITFIELD, A.K.; PANFILILI, J.; DURAND, J.D. A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae) with emphasis on the biology, ecology, genetic and fisheries aspect of this apparent species complex. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 22, p. 641-681, 2012.

3. Ecologia Isotópica da Ictiofauna dos Rios Puruba e Quiririm situado no estuário da Praia do Puruba no Litoral Norte de São Paulo

Resumo

As teias alimentares são de extrema importância para descrever as interações alimentares de uma comunidade. O primeiro a ser descrito deve ser o estudo que forneça informações e defina uma estrutura trófica que possa ser utilizada no futuro para comparar com outros sistemas. Desta forma, esse foi o primeiro estudo que aborda um exame preliminar da estrutura alimentar dos rios Quiririm e Puruba, no litoral norte de São Paulo ao longo das estações do ano. A salinidade é um parâmetro químico de extrema importância na permanência e/ou mobilidade dos peixes em qualquer ambiente aquático. Esse parâmetro químico foi diferente nos três pontos de amostragem (Foz Barra, Rios Puruba e Quiririm) ao longo das estações na maré baixa e na maré alta. As fontes basais apresentaram diferença significativa entre as estações do ano para os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do POM (Material Orgânico Particulado) no estuário sendo empobrecido no verão e na primavera e o SOM (Material Orgânico Sedimento) empobrecidos no verão e outono. Entretanto, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram diferença nos sedimentos, tanto no ambiente estuarino quanto costeiro ao longo do ano, sendo enriquecidos no verão. Três invertebrados apresentaram diferenças entre as estações para os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Os indivíduos do gênero *Uca* spp. e *Macrobrachium acanthurus* ficaram enriquecidos enquanto indivíduos da família Ostreidae apresentaram valores empobrecidos no verão. Todavia, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos indivíduos do gênero *Uca* spp. e da família Ostreidae ficaram enriquecidos no verão. Por outro lado, os indivíduos de *M. acanthurus* ficaram enriquecidos no inverno e na primavera e os indivíduos de *Callinectes sapidus* ficaram enriquecidos no verão e no inverno. No Rio Puruba foi encontrada uma única espécie residente não tolerante à salinidade: indivíduos do gênero *Astyanax* spp., e não foi encontrada nenhuma espécie transitória. Entretanto, nas outras campanhas (outono, inverno e primavera), a salinidade nesse ponto se alterou com a entrada da água do mar pela Barra Nova devido às ressacas, e os indivíduos do gênero *Astyanax* spp. migraram em sentido Rio Puruba acima onde a salinidade foi zero. As únicas espécies residentes do Rio Quiririm que apresentaram diferença ao longo das estações foram peixes da família Belontiidae e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apresentaram empobrecimento no verão. Os peixes transitórios apresentaram diferença para quatro espécies no $\delta^{13}\text{C}$ sendo os indivíduos de *Mugil cephalus* e *Mugil curema* enriquecidos na primavera, os indivíduos de *Centropomus parallelus* foram enriquecidos no verão e *Anchoviella lepidentostole* enriquecido no inverno. Os indivíduos que apresentaram diferenças durante as estações para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram *M. cephalus* ficando enriquecido na primavera, *M. curema* enriquecido no verão e *A. lepidentostole* apresentando enriquecimento no inverno. As espécies de peixes desse trabalho apresentaram em sua maioria o nível primário e secundário em todas as estações com exceção de duas espécies *G. barbatus* e *A. lepidentostole* que tiveram nível terciário provavelmente devido a influência da água marinha.

Palavras-chave: Perfil isotópico; Peixes residentes; Peixes transitórios; Estuário

Abstract

Food webs are extremely important to describe the food interactions of a community. The first to be described should be the study that provides information and defines a trophic structure that can be used in the future to compare with other systems. Thus, this was the first study that addresses a preliminary examination of the food structure of the Quiririm and Puruba rivers, on the north coast of São Paulo throughout the seasons. Salinity is an extremely important chemical parameter for the permanence and/or mobility of fish in any aquatic environment. This chemical parameter was different at the three sampling points along the seasons at low and high tide. The basal sources showed a significant difference between the seasons for the $\delta^{13}\text{C}$ values of the POM (Particulate Organic Material) in the estuary being depleted in summer and spring and the SOM (Sediment Organic Material) in the estuary being depleted in summer and autumn. However, the $\delta^{15}\text{N}$ values showed difference in the sediments, both in the estuarine and coastal environment throughout the year, being enriched in the summer. Three invertebrates showed differences between seasons for $\delta^{13}\text{C}$ values. Individuals of the genus *Uca* spp., *Macrobrachium acanthurus* were enriched and those of the Ostreidae family showed impoverished values in the summer. However, the $\delta^{15}\text{N}$ values of individuals of the genus *Uca* spp. and of the Ostreidae family were enriched in the summer. On the other hand, individuals of *M. acanthurus* were enriched in winter and spring and individuals of *Callinectes sapidus* were enriched in summer and winter. In the Puruba River, a single resident species not tolerant to salinity was found, the individuals were of the genus *Astyanax* spp. and no transient. However, in the other campaigns (autumn, winter, and spring) the salinity at this point changed with the entry of sea water through Barra Nova due to storm surges, and individuals of the genus *Astyanax* spp. migrated up the Puruba River where salinity was zero. The only individuals of fish residing in the Quiririm River that showed difference along the seasons were the Belonidae family and the $\delta^{13}\text{C}$ values showed impoverishment in the summer. Transient fish showed difference for four species in $\delta^{13}\text{C}$, *Mugil cephalus* and *Mugil curema* individuals enriched in spring, *Centropomus parallelus* individuals enriched in summer and *Anchoviella lepidentostole* enriched in winter. The individuals that showed differences during the seasons for the $\delta^{15}\text{N}$ values were *M. cephalus* being enriched in the spring, *M. curema* enriched in the summer and *A. lepidentostole* showing enrichment in the winter. The fish species in this work showed mostly primary and secondary levels in all seasons, except for two species *G. barbatus* and *A. lepidentostole*, which showed tertiary levels, probably due to the influence of marine water.

Keywords: Isotopic profile; Resident fish; Transient fish; Estuary

3.1 Introdução

As teias alimentares de uma assembleia de peixes são de extrema importância para descrever as interações alimentares de uma comunidade (JEPSEN; WINEMILLER, 2002). O primeiro a ser descrito deve ser o estudo que forneça informações e defina uma estrutura trófica que possa ser utilizada no futuro para comparar com outros sistemas. As relações alimentares na natureza são complexas e, diante disso, a abordagem da cadeia alimentar aumenta o conhecimento sobre a dinâmica da regulação da teia alimentar tanto de baixo para cima quanto de cima para baixo (HAIRSTON et al., 1960) e como as espécies-chaves podem influenciar todo o sistema (PAINE, 1969). Desta forma, é necessário compreender a conectividade ecológica que envolve o estudo dos caminhos energéticos das teias alimentares, seu fluxo e as relações tróficas (PASQUAUD et al., 2010; FRANÇA et al., 2011). Nesse sentido, as teias alimentares estuarinas podem ser descritas particularmente pelas suas relações tróficas: fontes de matéria orgânica e fluxo de energia entre os compartimentos do sistema (PASQUAUD et al., 2008). Esse ecossistema complexo e dinâmico pode apoiar as teias alimentares pela produção de vários produtores primários locais, como outros produtores que são carreados tanto pelas áreas costeiras como pela água doce que chega do montante (CHOY et al., 2009; SELLESLAGH et al., 2015). Além destes, o padrão espacial e temporal de ocupação dos habitats dentro de um sistema estuarino e suas áreas adjacentes como a costeira, pode variar ao longo do ano em função da história de vida ou coortes dos peixes (CHOY et al., 2009; SELLESLAGH et al., 2015).

Em um estuário, a seleção do habitat pode estar relacionada com a disponibilidade e a complexidade estrutural do ambiente, a presença das presas e dos predadores, o transporte físico da matéria orgânica e as condições ambientais locais anuais e interanuais (BLABER; BLABER, 1980; BELL; WESTOBY, 1986a; 1986b; JENKINS et al., 1997; LEVIN et al., 1997; GARCIA; RICE; CHARLES, 2016; WHITFIELD, 2020). Tendências temporais também resultam em padrões sazonais de migração para fora ou dentro dos estuários, bem como da sobrevivência variável das espécies (WEINSTEIN et al., 1980; BOEHLERT; MUNDY, 1988, ROOKER et al., 1998, ROOKER et al., 1999; HERZKA, 2005; GARCIA; RICE; CHARLES, 2016; WHITFIELD, 2020). Em adição, a utilização do habitat por uma determinada espécie pode estar associada a preferências de habitat específico, tamanho ou idade, bem

como e à disponibilidade espacial de habitats com condições ambientais adequadas (ABLE; FAHAY, 1998).

Por muito tempo, comunidades estuarinas foram estudadas com a metodologia da análise de conteúdo estomacal. Todavia, depois que foi identificado que a matéria orgânica é a principal fonte de recurso primário, esse método não se mostrou eficiente (JEPSEN; WINEMILLER, 2002; WITHFIELD, 2020; PELAGE et al., 2021). A maior parte dos detritos são digeridos por bactérias e outros micro-organismos e muitas espécies detritívoras dependem de enzimas ou biomassa produzida por esses micro-organismos para extrair a nutrição dos detritos (NYBAKKEN; BERTNESS, 2005; WITHFIELD, 2020; PELAGE et al., 2021). Além do mais, é quase impossível analisar e quantificar a proporção dos detritos orgânicos no trato digestório de um consumidor por esse método (JEPSEN; WINEMILLER, 2002). As técnicas de marcadores naturais, como a análise de isótopos estáveis, são capazes de fornecer estimativas das fontes de recursos primários e a estrutura trófica superando as limitações da análise tradicional do conteúdo estomacal (PETERSON; FRY, 1987).

A base da utilização da metodologia dos isótopos estáveis consiste no fato da composição isotópica dos tecidos animais refletirem a composição isotópica dos seus alimentos (DENIRO; EPSTEIN, 1978, 1981; CRAWFORD; MCDONALD; BEARHOPS, 2008). A análise de isótopos estáveis também pode fornecer informações sobre a utilização dos recursos em distintas escalas temporais (DALERUM; ANGERBJÖRN, 2005) permitindo a avaliação de tendências ecológicas necessárias a planos de manejo e conservação em longo prazo (NEWSOME et al., 2007).

A composição isotópica de uma amostra é medida como a razão de um isótopo pesado pelo leve (HANDLEY et al., 1991). As razões de isótopos estáveis (i.e., $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) são expressas pela notação “ δ ” e são reportados como desvios, em partes por mil (‰) relativos às mesmas razões de padrões internacionais (FRY, 2006). A razão do isótopo do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) é utilizada como traçador natural para diferenciar a fonte de carbono da dieta (PETERSON; FRY, 1987; FRY, 2006). Portanto, existe a possibilidade de identificar as diferentes fontes alimentares que contribuíram para a formação de determinado tecido (FRY, 2006) como, por exemplo, a contribuição de plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 na dieta (e.g. MAGNUSSON et al., 1999; CERLING et al., 2006). Estes ciclos fotossintéticos detêm como característica marcante a grande diferença dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (C_3 : -35 a -22 ‰; C_4 : -16 a -9 ‰; FARQUHAR; EHLERINGER; HUBICK, 1989). Por outro lado, a razão do isótopo de

nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) indica o nível trófico de um organismo devido ao aumento gradual do nitrogênio da base ao topo da cadeia alimentar (MINAGAWA; WADA, 1984). Então, em cadeias alimentares o efeito de biomagnificação deste isótopo indica a posição trófica do indivíduo.

Esse estudo examina, em caráter pioneiro, a estrutura alimentar dos Rios Puruba e Quiririm, litoral norte do Estado de São Paulo, ao longo das quatro estações do ano. O objetivo do trabalho foi elucidar o perfil isotópico do carbono $\delta^{13}\text{C}$ e do nitrogênio $\delta^{15}\text{N}$ do material particulado em suspensão (POM) estuarino e costeiro, material particulado do sedimento (SOM) estuarino e costeiro, vegetação C3 e C4 mais abundante, macroalgas e macrófitas, invertebrados e peixes residentes e transitórios (migrantes marinhos e de água doce) no estuário formado pela junção dos dois rios. Foi realizado também o posicionamento trófico das espécies de peixes coletados no Rio Quiririm, o rio do estuário do Puruba que apresenta o maior número de riquezas de espécies e bivalves. Devido à falta de informação sobre a ecologia alimentar nesse local, os dados serão de extrema relevância como referência para estudos futuros.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

Os Rios Puruba e Quiririm localizam-se no município de Ubatuba, SP, entre as coordenadas 23°21'S e 44°55'O (WGr) no Trópico de Capricórnio. Os Rios Puruba e Quiririm nascem na Serra do Mar e se unem na desembocadura denominada de Barra, na praia do Puruba, Oceano Atlântico. Uma parte de sua área se encontra dentro do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Picinguaba, fazendo parte da Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do Brasil (MYERS et al., 2000; BEGOSSI, 2006).

O litoral sudeste brasileiro, particularmente na região entre o estado de São Paulo e Rio de Janeiro, apresenta um ambiente costeiro recortado e constituído de planícies costeiras descontínuas e próximas da Serra do Mar, na forma de promontórios de rochas cristalinas que se individualizam em enseadas de contornos com costões rochosos e praias de bolso com aporte fluvial, ilhas e parcéis em suas porções interiores (RODRIGUES et al., 2002). Sendo assim, conhecer a estrutura

oceanográfica da praia do Puruba é importante. Rodrigues et al. (2002), relataram que os corpos de deriva lançados pela desembocadura (junção dos Rios Puruba e Quiririm) foram recuperados na praia em posição oposta a seu lançamento. Desta forma, o comportamento apresentado a partir do mês de maio, com seu ápice em novembro resultante da redução da temperatura e aumento da salinidade da água do mar, indica um sentido de transporte de fundo sentido oeste, a partir do contato entre o fluxo fluvial com o padrão de circulação anti-horário do seu interior das enseadas, retornando ao ponto de origem da desembocadura (RODRIGUES et al., 2002). Esse ponto é importante porque além de ali ocorrer um acúmulo de sedimento proveniente dos Rios Puruba e Quiririm ao longo da praia do Puruba, o seu fluxo com baixa salinidade, que provém do Rio Puruba, também contribui para uma classificação estuarina em função de zona salina específica oligoalina com uma variação de 0,5% - 5% da salinidade (WOLF, 1973).

A temperatura máxima anual apresentou uma média de 32°C e a mínima uma média de 20°C. A precipitação anual no período do experimento apresentou meses chuvosos, que abrangeu o período de janeiro até março de 2020, sendo em março registrado um volume de precipitação atípico para o mês. No entanto, de abril até final de setembro, o volume de água doce foi menor, sendo os períodos de inverno e primavera com bastante entrada de água do mar no sistema estuarino devido ao número de ressacas provenientes de frente fria. A velocidade dos ventos nos meses mais quentes: janeiro, fevereiro, março e dezembro, foi menor, sendo que com a chegada das frentes frias a velocidade dos ventos aumentou (Figura 1).

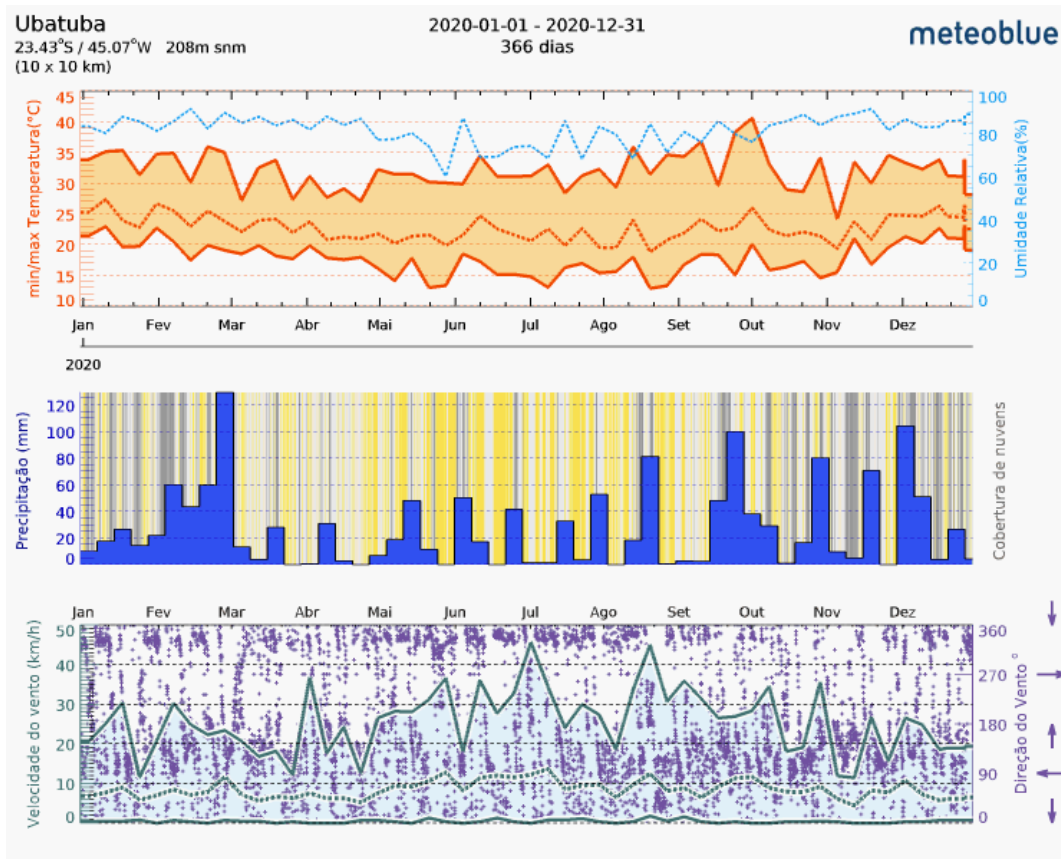


Figura 1 - Gráfico da Temperatura mínima e máxima, Precipitação de chuvas em mm e velocidade dos ventos anual de 2020 da cidade Ubatuba – Litoral Norte de São Paulo.
Fonte: METEOBLUE

Segundo Vasconcellos e Sanches (2009), a região do litoral norte do Estado de São Paulo abrange todos os tipos de vegetação costeira: floresta ombrófila densa, campos de altitude, restingas, manguezais e várzeas. Os Rios Puruba e Quiririm apresentam qualidade ambiental com pouca interferência antrópica, sendo suas margens cobertas por vegetação nativa (VASCONCELLOS; SANCHES, 2009). O Rio Quiririm apresenta ainda quatro fragmentos de manguezais que representam um bom refúgio para as espécies da fauna aquática (VASCONCELLOS; SANCHES, 2009). Nessas áreas é comum a pesca de robalo *Centropomus* spp. que sobem o rio e da tainha *Mugil* spp. na época de desova (LOPES; BEGOSSI, 2008).

3.2.2 Metodologia amostral

Campanhas de campo representando verão, outono, inverno e primavera no ano de 2020 foram realizadas em três pontos amostrais e em cada ponto amostral foram coletadas cinco réplicas de cada amostra. Foram coletadas amostras de POM

(Material Orgânico Particulado em Suspensão) e SOM (Matéria Orgânica Particulada no Sedimento) estuarinos, determinados com GPS com as seguintes coordenadas: Rio Puruba ($23^{\circ}35'15''\text{S}$, $44^{\circ}93'06''\text{W}$), Quiririm ($23^{\circ}34'52''\text{S}$, $44^{\circ}92'77''\text{W}$) e na Barra – desembocadura ($23^{\circ}35'18''\text{S}$ $44^{\circ}92'58''\text{W}$), representando um ponto amostral no estuário com baixa salinidade, um ponto amostral no estuário de região composta por manguezais e um ponto amostral na região de desembocadura (encontro dos dois rios Puruba e Quiririm com o mar) respectivamente. O POM e o SOM costeiro foram coletados na Praia do Puruba ($23^{\circ}36'13''\text{S}$, $44^{\circ}92'77''\text{W}$) (Figura 2).

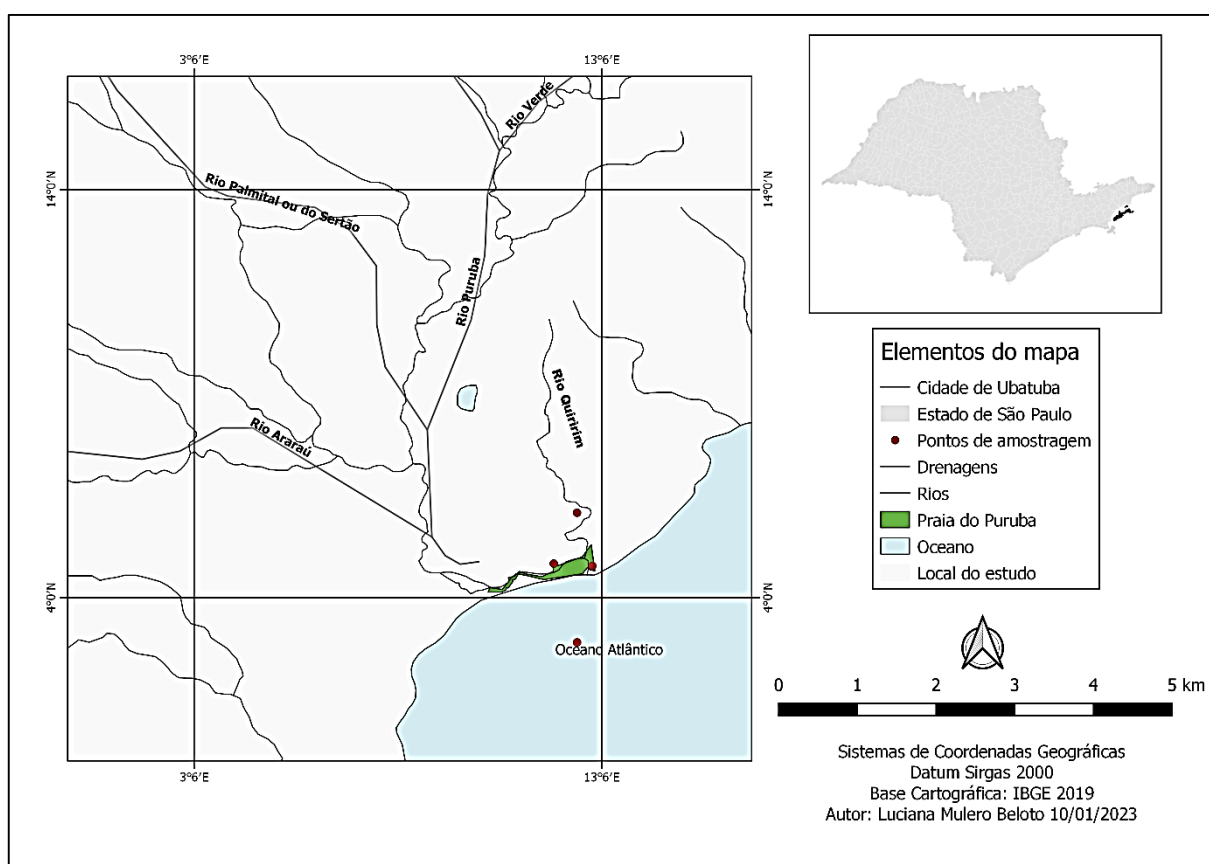


Figura 2 - Mapa do Município de Ubatuba – Litoral Norte de São Paulo e a localização da Praia do Puruba, Rio Puruba e Rio Quiririm.

A salinidade foi medida através do uso de um equipamento multiparâmetro da marca INSTRUTHERM Mod. PH-1500 com a sonda diretamente na água em uma profundidade de 50 cm. A profundidade foi medida com uma corda de 15 metros graduada de 10 em 10 cm com peso em uma das suas extremidades.

As amostras de POM estuarino e costeiro nos locais amostrados foram coletadas com a garrafa diretamente na água em uma profundidade de 50 cm nos pontos amostrais. Essas garrafas foram armazenadas em gelo e transportadas até o laboratório; em seguida as amostras foram filtradas sob pressão (bomba à vácuo, GBv70234A-AzBiv) e o material depositado em um filtro de quartzo Whatman QM-A com diâmetro do poro igual a 0,20 μm .

Amostras de SOM estuarino e costeiro (camada menor que 5 cm de profundidade) sem estratificação foram coletadas com o uso de draga Ekman. Posteriormente o material foi acondicionado em sacos plásticos etiquetados que foram armazenados sob refrigeração. O material foi então levado para o laboratório e as amostras peneiradas a uma fração menor que 2 mm.

As fontes basais com a rota fotossintética do tipo C3 e C4 e algas encontradas foram coletadas ao longo de todos os pontos amostrais dos Rios Puruba e Quiririm. Essas amostras foram colocadas em sacos plásticos etiquetados, transportadas para o laboratório e lavadas em seguida com água destilada para remover qualquer contaminante que pudesse influenciar as composições isotópicas. A classificação taxonômica das espécies foi baseada no sistema proposto em APG II (Angiosperma 2003), segundo adaptação de Souza e Lorenzi (2005).

A fim de propiciar uma amostragem representativa de várias espécies, com exceção das espécies ameaçadas de extinção, os peixes e crustáceos foram capturados nos pontos de amostragem em cinco réplicas com o uso de várias técnicas de pesca artesanal, observado o disposto na Lei nº 11.959/2009 (Lei da Pesca): redes de espera de 15 m de comprimento por 3 m de altura e malha de 35, 60 e 70 mm entre nós; tarrafas para camarões com o comprimento de 4 metros e malha de 20 mm entre nós e vara com isca artificial. A classificação taxonômica das espécies de peixes foi baseada no manual de peixes marinhos do Brasil (FIGUEIREDO; MENEZES 1980). Foram também amostrados bivalves filtradores e Brachyura que foram coletados manualmente sem o uso de pás, enxadas ou qualquer instrumento que pudesse danificar o substrato.

Amostras do tecido muscular de todos os indivíduos capturados foram separadas e armazenadas em potes individuais sem a utilização de produtos químicos. Para a utilização do músculo dos bivalves as conchas foram removidas a

fim de evitar a contaminação por carbonato de cálcio assimilado do ambiente. Posteriormente todas as amostras foram lavadas com água destilada, secas em estufa a 60°C por 48 horas, maceradas com exceção dos filtros do material particulado em suspensão, e armazenadas a vácuo.

3.2.3 Metodologia analítica

Para a análise isotópica foi tomado uma alíquota de 0,8 a 1,0 mg e 2,0 a 3,0 mg para material de origem animal e vegetal, respectivamente. No caso de material particulado e sedimento foi utilizado um peso variável de forma a se ter ao menos 1 mg de C, valor adequado para se obter um resultado de valor isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ com precisão. Estas amostras foram colocadas em cápsulas de estanho, conforme recomendação do equipamento.

As composições isotópicas de carbono e nitrogênio foram determinadas pela combustão “on-line” da amostra em um analisador elementar Carlo Erba (CHN-1110) acoplado ao espectrômetro de massa Delta Plus no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (LEI-CENA/USP). O cálculo da composição isotópica do carbono e nitrogênio foi realizado por meio da equação:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ‰ ou } \delta^{15}\text{N} \text{ ‰} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000 \quad (1)$$

onde R é a razão molar $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ na amostra e no padrão, sendo os resultados representados em delta (δ) por mil (‰).

Os padrões usados para a determinação isotópica do carbono e nitrogênio foram comparados com os padrões internacionais Pee Dee Belemnite (PDB) e o ar atmosférico (AIR), respectivamente. O erro analítico das medidas isotópicas estimado foi de 0,2 ‰ para o $\delta^{13}\text{C}$ e 0,3 ‰ para o $\delta^{15}\text{N}$ por meio de medidas repetidas de um padrão interno do laboratório “sugarcane”.

3.2.4 Forma de análise dos resultados

A análise de variância ANOVA e o teste de comparação de médias Tukey ($\alpha = 0,05$) foram utilizados para detectar possíveis diferenças entre a $\delta^{13}\text{C}$ $\delta^{15}\text{N}$ da ictiofauna, das fontes primárias e estações. As análises estatísticas foram realizadas

utilizando o software Origin 2020[®] (OriginLab Corporation). Para realização dos digramas de dispersão das $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em relação as estações, os peixes foram agrupados em espécies residentes estuarinas e espécies transitórias.

Como no Rio Puruba e na foz (Barra) não foram encontrados bivalves, a posição trófica da ictiofauna foi determinada somente com os peixes encontrados no Rio Quiririm em seu ponto de amostragem nas respectivas estações pela fórmula proposta por Post (2002):

$$\text{Posição trófica} = \lambda + (\delta^{15}\text{N predador} - \delta^{15}\text{N bivalve}) / \text{FD} \quad (2)$$

onde, λ é o nível trófico de consumidores que estimam a base da cadeia alimentar, que neste caso é $\lambda = 2$, uma vez que os bivalves são consumidores primários, $\delta^{15}\text{N}$ predador é a assinatura das espécies consumidoras em estudo, $\delta^{15}\text{N}$ bivalve é a assinatura das espécies de bivalves coletados e FD é fator de discriminação trófica e foi considerado o de 2,54 ‰ seguindo a meta análise de Vanderklift e Ponsard (2003).

3.3 Resultados

A salinidade é um parâmetro de extrema importância na permanência e/ou mobilidade dos peixes em qualquer ambiente aquático. Esse parâmetro químico foi diferenciado nos três pontos de amostragem (Barra, Puruba e Quiririm) ao longo das estações na maré baixa e na maré alta (Tabela 3.0).

As fontes basais apresentaram diferença entre as estações do ano para a $\delta^{13}\text{C}$ do POM do estuário $F=21,61$; $p < 0,001$ sendo mais empobrecidas no verão e na primavera. Para o SOM do estuário, as fontes basais primárias foram mais empobrecidas no verão e outono $F=350,68$; $p < 0,001$ (Tabela 3.1).

Entretanto, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram diferenças somente para os sedimentos, tanto no ambiente estuarino como no costeiro. O $\delta^{15}\text{N}$ do SOM do estuário e costeiro apresentaram $F= 136,11$; $p < 0,001$, e $F=144,02$; $p < 0,001$, respectivamente, sendo mais enriquecidos no verão (Tabela 3.2).

Três invertebrados apresentaram diferenças entre as estações para $\delta^{13}\text{C}$. Os indivíduos do gênero *Uca* spp. apresentaram $F=11,65$; $p < 0,001$, estando mais empobrecidos no verão. No entanto, os indivíduos de *Macrobrachium acanthurus* (Wiegmann, 1836) apresentaram $F=5,88$; $p < 0,05$ e foram mais enriquecidos no

verão. Os indivíduos da família Ostreidae apresentaram empobrecimento semelhante aos indivíduos de *Uca* spp. e de *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) sendo mais leves no verão $F=113,09$; $p < 0,001$ (Tabela 3.3).

Todos os invertebrados apresentaram diferenças no $\delta^{15}\text{N}$ ao longo das estações. Os indivíduos do gênero *Uca* spp. e da família Ostreidae ficaram mais enriquecidos no verão sendo $F=7,13$; $p < 0,001$ e $F=7,49$; $p < 0,001$ respectivamente. Por outro lado, os indivíduos de *M. acanthurus* ficaram mais enriquecidos no inverno e na primavera $F=24,90$; $p < 0,001$. Os indivíduos de *C. sapidus* ficaram enriquecidos no verão e no inverno: $F=4,46$; $p < 0,05$ (Tabela 3.4).

Tabela 3.0 – Média e desvio padrão da salinidade (%) nos três pontos de amostragem na Maré Baixa e Alta ao longo das estações

Estações	Dados químicos	n	Barra – Maré Baixa	n	Puruba – Maré Baixa	n	Quiririm– Maré Baixa	Valor F	Valor p
			Média ± DP		Média ± DP		Média ± DP		
Verão	Salinidade	5	0,69±0,02	5	0,00	5	2,13±0,09	2009,70	<0,001
Outono	Salinidade	5	0,54±0,05	5	0,20±0,01	5	0,50±0,01	196,55	<0,001
Inverno	Salinidade	5	0,79±0,09	5	0,22±0,02	5	0,66±0,07	102,52	<0,001
Primavera	Salinidade	5	0,67±0,07	5	0,10±0,01	5	1,66±,015	332,85	<0,001
Estações	Dados químicos	n	Barra – Maré Alta	n	Puruba – Maré Alta	n	Quiririm– Maré Alta	Valor F	Valor p
			Média ± DP		Média ± DP		Média ± DP		
Verão	Salinidade	5	2,18±0,07	5	0,00	5	2,30±0,14	982,85	<0,001
Outono	Salinidade	5	3,80±0,01	5	0,22±0,04	5	0,71±0,01	27985,38	<0,001
Inverno	Salinidade	5	4,21±0,12	5	0,23±0,04	5	0,95±0,07	3150,55	<0,001
Primavera	Salinidade	5	2,46±0,06	5	0,10±0,01	5	2,24±0,15	954,83	<0,001

Tabela 3.1 – Média e desvio padrão dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes basais do Rio Quiririm ao longo das estações.

Grupos	n	Verão	n	Outono	n	Inverno	n	Primavera	Valor p	
		($\delta^{13}\text{C}$)		($\delta^{13}\text{C}$)		($\delta^{13}\text{C}$)		($\delta^{13}\text{C}$)		
		Média \pm DP (‰)			Média \pm DP (‰)			Média \pm DP (‰)		
Plantas do tipo C3	31	-29,70 \pm 1,20	31	-29,63 \pm 1,17	31	-29,67 \pm 1,07	31	-28,65 \pm 5,49	0,418	
Plantas do tipo C4	10	-11,30 \pm 0,37	10	-11,45 \pm 0,28	10	-10,41 \pm 3,12	10	-11,27 \pm 0,32	0,458	
Alga	5	-32,30 \pm 0,65	5	-32,28 \pm 0,54	5	-32,35 \pm 0,66	5	-32,26 \pm 0,50	0,995	
POM Estuário	10	-28,91 \pm 0,27	10	-28,30 \pm 0,50	10	-28,14 \pm 0,12	10	-29,08 \pm 0,22	<0,001	
SOM Estuário	10	-23,88 \pm 0,37	10	-26,07 \pm 0,44	10	-21,80 \pm 0,54	10	-17,68 \pm 0,81	<0,001	
POM Costeiro	15	-19,18 \pm 0,22	15	-19,07 \pm 0,23	15	-19,10 \pm 0,24	15	-19,15 \pm 0,22	0,534	
SOM Costeiro	10	-16,67 \pm 0,53	10	-16,87 \pm 0,55	10	-16,86 \pm 0,52	10	-16,67 \pm 0,53	0,714	

Tabela 3.2. - Média e desvio padrão dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ das fontes basais do Rio Quiririm ao longo das estações

Grupos	n	Verão ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	n	Outono ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	n	Inverno ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	n	Primavera ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	Valor p
C3	31	3,45±1,30	31	3,42±1,21	31	3,57±1,26	31	3,44±1,26	0,966
C4	10	6,21±0,35	10	6,20±0,36	10	6,22±0,32	10	6,20±0,31	0,999
Alga	5	10,06±0,91	5	10,04±0,92	5	10,14±0,90	5	10,07±0,99	0,998
POM Estuário	10	4,57±0,47	10	4,25±0,34	10	4,47±1,09	10	5,02±0,62	0,105
SOM Estuário	10	5,16±0,17	10	3,45±0,15	10	3,59±0,37	10	3,27±0,19	<0,001
POM Costeiro	15	7,00±0,53	15	6,95±0,48	15	6,96±0,45	15	6,94±0,47	0,985
SOM Costeiro	10	4,02±0,12	10	3,09±0,09	10	3,65±0,17	10	4,11±0,09	<0,001

Tabela 3.3 - Média e desvio padrão dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e comprimento total dos invertebrados coletados no Rio Quiririm ao longo das estações

Família e/ou Gênero e/ou Espécie	n	¹ CT (mm)	Verão ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP (‰)	n	CT (mm)	Outono ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP (‰)	n	CT (mm)	Inverno ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP (‰)	n	CT (mm)	Primavera ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP (‰)	Valor p ($\delta^{13}\text{C}$) Estações
<i>Uca</i> spp.	14	18,43±3,18	-27,96±1,04	16	18,75±3,11	-26,73±0,88	16	18,43±3,16	-26,11±0,80	14	19,29±2,16	-26,20±1,04	<0,001
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	14	45,86±5,10	-23,78±1,51	17	45,71±4,93	-25,11±1,09	13	42,23±10,09	-25,29±0,88	11	42,36±4,93	-25,74±1,50	<0,05
<i>Callinectes sapidus</i>	10	48,40±1,96	-24,17±3,26	10	48,30±1,95	-22,99±1,72	10	47,30±2,11	-22,43±1,94	13	44,46±4,33	-22,78±3,24	0,505
OSTREIDAE	11	_	-27,26±0,69	17	_	-22,64±0,61	15	_	-22,80±0,83	8	_	-24,11±0,66	<0,001

¹CT – Comprimento total

Tabela 3.4 - Média e desvio padrão dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total dos invertebrados coletados no Rio Quiririm ao longo das estações

Família e/ou Gênero e/ou Espécie	n	¹ CT (mm)	Verão ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP (‰)	n	CT (mm)	Outono ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP (‰)	n	CT (mm)	Inverno ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP (‰)	n	CT (mm)	Primavera ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP (‰)	Valor p ($\delta^{15}\text{N}$) Estações
<i>Uca</i> spp.	14	18,43±3,18	6,49±0,93	16	18,75±3,11	6,02±0,93	16	18,43±3,16	5,69±0,62	14	19,29±2,16	5,19±0,51	<0,001
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	14	45,86±5,10	8,42±0,74	17	45,71±4,93	7,30±1,14	13	42,23±10,09	9,91±0,46	11	42,36±4,93	8,99±0,75	<0,001
<i>Callinectes sapidus</i>	10	48,40±1,96	8,25±2,01	10	48,40±1,96	6,05±0,92	10	47,30±2,11	8,25±1,54	13	44,46±4,33	7,93±1,65	<0,05
OSTREIDAE	11	—	7,66±0,32	17	—	7,02±0,35	15	—	7,00±0,39	8	—	6,71±0,86	<0,001

¹CT – Comprimento total

O Rio Puruba apresentou somente uma espécie residente e não tolerante a salinidade. No ponto da amostragem foram capturados 16 indivíduos do gênero *Astyanax* spp. no verão, os quais apresentaram média e desvio padrão do $\delta^{13}\text{C} = -27,87 \pm 1,50\text{‰}$ e do $\delta^{15}\text{N} = 9,00 \pm 0,57\text{‰}$. Nas outras campanhas a salinidade nesse ponto que era zero se alterou com a entrada da água do mar pela Barra Nova (abertura recente devido as ressacas) e esses peixes migraram em sentido Rio Puruba acima onde a salinidade não se alterou.

Tanto o Rio Puruba, que apresentou apenas uma espécie residente, como a Barra (foz), que não apresentou qualquer espécie, podem ser considerados pontos de passagem para as espécies transitórias, tanto das espécies como bagre jundiá (*Rhamdia quelen*) que vem do montante do Rio Puruba para desovar no Rio Quiririm, como das espécies dependentes estuarinas que entram no mar pela Barra, ou pelos migrantes marinhos que entram pela Barra para desovar ou buscar abrigo no Rio Quiririm.

Portanto, esse trabalho foi focado nas espécies que foram capturadas no Rio Quiririm. Além disso, o posicionamento trófico foi realizado somente para as espécies do Rio Quiririm devido a presença do bivalve filtrador da família Ostreidae, sendo seu valor isotópico do nitrogênio utilizado na fórmula do cálculo como consumidor primário.

Uma vez que a maioria dos indivíduos coletados e analisados apresentaram a razão C:N inferior a 3,5 (Apêndice A), não foi necessário fazer o controle dos efeitos dos lipídios sobre a $\delta^{13}\text{C}$. Esse valor indica baixo teor de lipídios nas amostras (<5%) e desta forma, apresenta efeitos insignificantes (<1‰) nas razões C:N (POST, 2002).

Foi realizada regressão linear das composições isotópicas do carbono e nitrogênio em todas as espécies de peixes coletados em relação ao comprimento total, a fim de elucidar uma possível variação ontogenética. No entanto, todos os testes não apresentaram relação positiva (Apêndice B).

Os únicos indivíduos residentes do Rio Quiririm que apresentaram diferença ao longo das estações foram peixes da família Belontiidae e apenas para os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Esses indivíduos apresentaram o valor de $F=3,35$; $p < 0,05$, e empobrecimento isotópico no verão (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 - Média e desvio padrão dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e comprimento total dos peixes residentes coletados no Rio Quiririm ao longo das estações

Família e/ou Gênero e/ou Espécie	n	¹ CT (mm)	Verão ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP	n	CT (mm)	Outono ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP	n	CT (mm)	Inverno ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP	n	CT (mm)	Primavera ($\delta^{13}\text{C}$) Média ± DP	Valor p ($\delta^{13}\text{C}$) Estações
<i>Geophagus brasiliensis</i>	17	242,35±21,95	-23,44±1,06	7	240,00±18,26	-25,73±1,20	16	238,89±18,52	-25,65±1,19	14	241,79±16,13	-25,84±1,90	0,873
BELONIDAE	12	148,00±22,76	-24,80±1,53	0	–	–	14	141,50±1,79	-23,90±2,18	14	138,64±18,94	-22,94±1,68	<0,05

¹CT – Comprimento totalTabela 3.6 - Média e desvio padrão dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total dos peixes residentes coletados no Rio Quiririm ao longo das estações

Família e/ou Gênero e/ou Espécie	n	¹ CT (mm)	Verão ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP	n	CT (mm)	Outono ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP	n	CT (mm)	Inverno ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP	n	CT (mm)	Primavera ($\delta^{15}\text{N}$) Média ± DP	Valor p ($\delta^{15}\text{N}$) Estações
<i>Geophagus brasiliensis</i>	17	242,35±21,95	8,71±0,82	7	240,00±18,26	9,11±0,72	19	238,89±18,52	8,53±0,67	14	241,79±16,13	8,56±0,45	0,256
BELONIDAE	12	148,00±22,76	9,62±0,21	0	–	–	14	141,50±1,79	9,67±0,82	14	138,64±18,94	10,19±0,40	0,060

¹CT – Comprimento total

Os peixes transitórios apresentaram diferenças para quatro espécies nos valores de $\delta^{13}\text{C}$. Os indivíduos de *Mugil cephalus* e *Mugil curema* apresentaram $F=52,13$; $p < 0,001$, e $F=2,73$; $p < 0,05$, respectivamente, sendo mais enriquecidos na primavera. Os indivíduos de *Centropomus parallelus* foram mais enriquecidos no verão, apresentando $F=3,69$; $p < 0,05$. Entretanto, *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911) apresentou a composição isotópica do carbono mais enriquecida no inverno $F=4,93$; $p < 0,05$ (Tabela 3.7).

Os indivíduos que apresentaram diferenças significativas durante as estações para a $\delta^{15}\text{N}$ foram *M. cephalus* $F=4,60$; $p < 0,05$ com o nitrogênio enriquecido na primavera, *M. curema* $F=7,34$; $p < 0,001$ sendo enriquecido no verão e *A. lepidentostole* $F=14,02$; $p < 0,001$ apresentando enriquecimento no inverno (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 - Média e desvio padrão dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total dos peixes transitórios coletados no Rio Quirim ao longo das estações

Espécie	n	¹ CT	Verão	n	CT	Outono	n	CT	Inverno	n	CT	Primavera	Valor p
		(mm)	($\delta^{13}\text{C}$)		(mm)	($\delta^{13}\text{C}$)		(mm)	($\delta^{13}\text{C}$)		(mm)	($\delta^{13}\text{C}$)	
			Média ± DP			Média ± DP			Média ± DP			Média ± DP	Estações
			(‰)			(‰)			(‰)			(‰)	
<i>Mugil cephalus</i>	12	343,33±67,33	-23,19±3,27	10	358,00±103,75	-28,93±2,79	0	–	–	15	336,67±67,57	-17,46±2,29	<0,001
<i>Mugil curema</i>	26	256,92±16,68	-18,67±4,49	16	243,13±18,15	-17,29±2,86	15	250,67±17,92	-16,48±2,06	25	242,82±17,44	-16,10±2,11	<0,05
<i>Centropomus undecimalis</i>	10	370,00±114,89	-23,06±0,97	0	–	–	0	–	–	0	–	–	–
<i>Centropomus parallelus</i>	26	342,69±104,67	-24,02±3,60	10	324,00±124,37	-24,42±2,81	13	325,38±102,03	-26,71±1,45	15	348,00±100,21	-26,19±1,45	<0,05
<i>Genidens barbatus</i>	14	278,57±73,47	-19,45±3,09	9	250,00±75,00	-18,18±0,85	3	293,33±57,74	-20,15±3,63	10	230,50±53,77	-18,14±1,31	0,329
<i>Eugerres brasiliensis</i>	20	211,55±21,24	-22,94±3,11	9	221,11±32,57	-22,83±2,33	16	227,50±26,77	-23,16±2,46	11	208,64±19,89	-24,66±0,58	0,312
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	11	100,45±32,82	-20,98±2,35	16	100,63±27,98	-19,46±0,44	14	93,93±26,03	-19,36±0,63	15	97,33±13,74	-19,61±0,76	<0,05
<i>Eucinostomus gula</i>	0	–	–	0	–	–	0	–	–	15	219,93±27,45	-22,27±1,60	–

<i>Trachurus lathami</i>	0	–	–	0	–	–	10	254,00±14,30	-23,16±3,31	0	–	–	–
<i>Rhamdia quelen</i>	0	–	–	0	–	–	12	239,17±7,38	-26,41±1,38	0	–	–	–
Espécie	n	¹CT (mm)	Verão ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	n	CT (mm)	Outono ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	n	CT (mm)	Inverno ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	n	CT (mm)	Primavera ($\delta^{15}\text{N}$) Média±DP (‰)	Valor p ($\delta^{15}\text{N}$) Estações
<i>Mugil cephalus</i>	12	343,33±67,33	9,24±2,45	10	358,00±103,75	9,90±1,03	0	–	–	15	336,67±67,57	11,37±1,78	<0,05
<i>Mugil curema</i>	26	256,92±16,68	9,58±1,71	16	243,13±18,15	8,30±2,01	15	250,67±17,92	9,09±1,29	25	242,82±17,44	8,53±1,37	<0,001
<i>Centropomus undecimalis</i>	10	370,00±114,89	12,35±0,53	0	–	–	0	–	–	0	–	–	–
<i>Centropomus parallelus</i>	26	342,69±104,67	11,51±1,43	10	324,00±124,37	11,64±1,19	13	325,38±102,03	10,88±0,67	15	348,00±100,21	11,26±0,82	0,337
<i>Genidens barbatus</i>	14	278,57±73,47	11,55±1,81	9	250,00±75,00	11,88±0,46	3	293,33±57,74	11,62±0,95	10	230,50±53,77	12,75±0,78	0,154
<i>Eugerres brasiliensis</i>	20	211,55±21,24	10,47±0,46	9	221,11±32,57	10,16±0,82	16	227,50±26,77	10,43±0,86	11	208,64±19,89	10,55±0,63	0,622
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	11	100,45±32,82	11,33±0,77	16	100,63±27,98	12,30±0,22	14	93,93±26,03	12,34±0,31	15	97,33±13,74	12,13±0,37	<0,001

<i>Eucinostomus gula</i>	0	-	-	0	-	-	0	-	-	15	219,93±27,45	10,76±0,62	-
<i>Trachurus lathami</i>	0	-	-	0	-	-	10	254,00±14,30	11,13±1,28	0	-	-	-
<i>Rhamdia quelen</i>	0	-	-	0	-	-	12	239,17±7,38	9,90±0,70	0	-	-	-

¹CT – Comprimento total

Durante o verão foram capturados 29 espécimes de peixes residentes, sendo 17 pertencentes à espécie *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) e 12 indivíduos da família Belonidae (Tabela 3.8 e Figura 3). Os peixes residentes foram os que apresentaram o carbono mais empobrecido (Tabela 3.7 e Figura 3). Nessa mesma estação foram capturados 119 indivíduos pertencentes a sete espécies de peixes transitórios, que apresentaram uma composição isotópica de carbono mais enriquecida condizente com a classificação estuarinos-dependentes (*M. cephalus*, *M. curema*, *C. undecimalis*, *C. parallelus*) e migrantes marinho *Genidens barbatus* (Lacépède, 1803), *Eugerres brasilianus* (Cuvier, 1830) e *A. lepidentostole* (Tabela 3.7 e Figura 3).

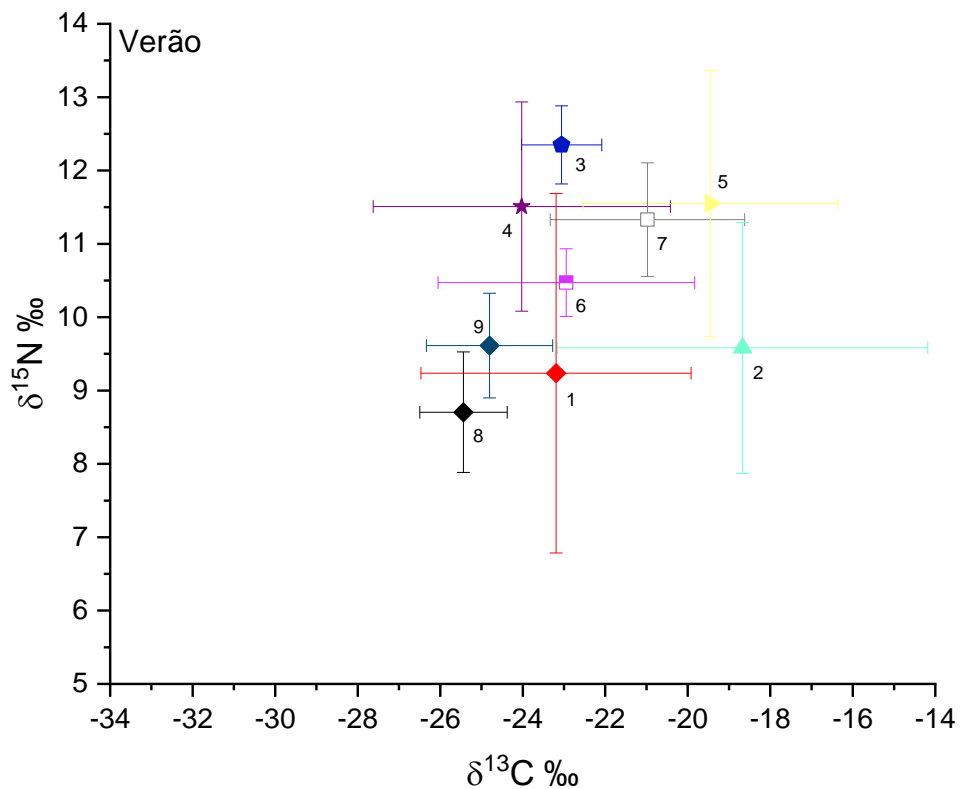


Figura 3 – Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes transitórios capturados no Rio Quiririm durante o verão, código das espécies: 1 - Losango vermelho, *Mugil cephalus*, 2 – Triângulo verde água, *Mugil curema*, 3 – Pentágono azul marinho, *Centropomus undecimalis*, 4 – Estrela vinho, *Centropomus parallelus*, 5 - Triângulo amarelo, *Genidens barbatus*, 6 – Quadrado rosa e branco, *Eugerres brasilianus*, 7 – Quadrado cinza e branco, *Anchoviella lepidentostole*. Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes residentes, código das espécies: 8 – Losango preto, *Geophagus brasiliensis* e 9 – Losango azul petróleo, Belonidae.

As espécies residentes *G. brasiliensis* e peixes da família Belonidae e as espécies transitórias, *M. cephalus* e *M. curema*, estão no primeiro nível trófico. No entanto, os peixes transitórios restantes se encontram todos no segundo nível trófico (Figura 4).

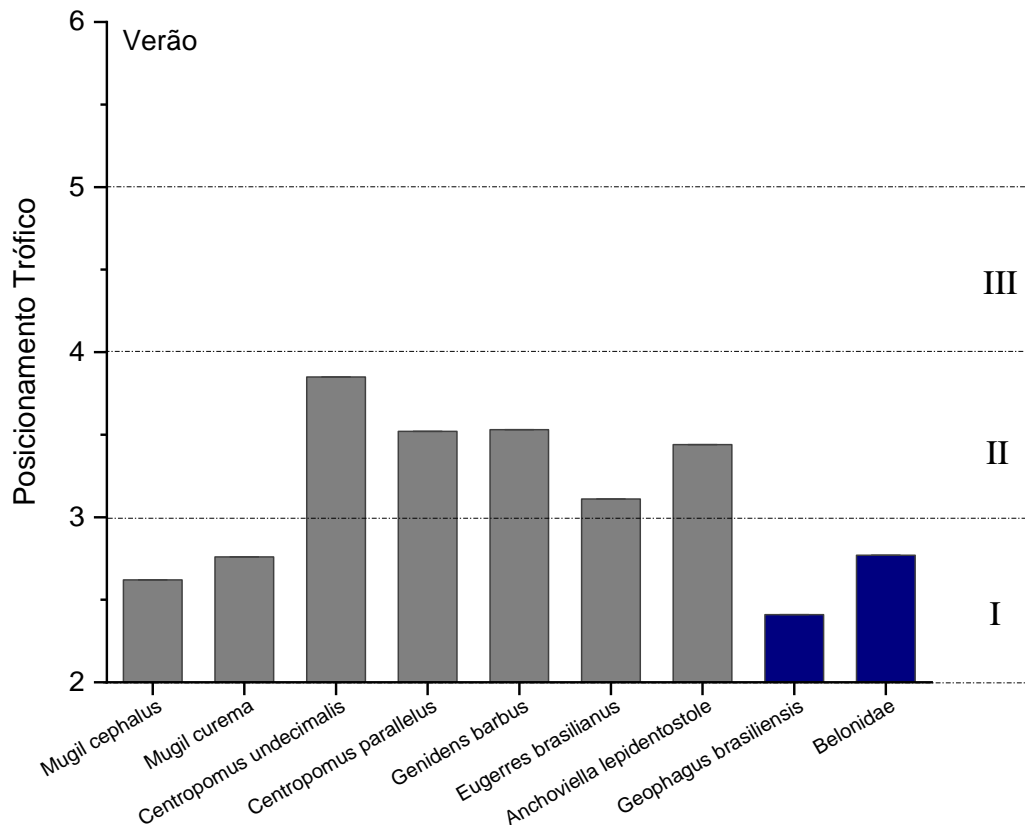


Figura 4 - Estimativas de posição trófica dos peixes residentes na cor azul marinho e transitórios na cor cinza escuro coletados no Rio Quiririm no verão. As linhas tracejadas designam os níveis tróficos dos consumidores.

Durante o outono foram capturados sete indivíduos de peixes residentes da espécie *G. brasiliensis*. O grupo da espécie *M. cephalus* foi o que apresentou o carbono mais empobrecido (Tabela 3.7 e Figura 4). Foram capturados 70 indivíduos pertencentes a seis espécies de peixes transitórios (Tabela 3.7 e Figura 4).

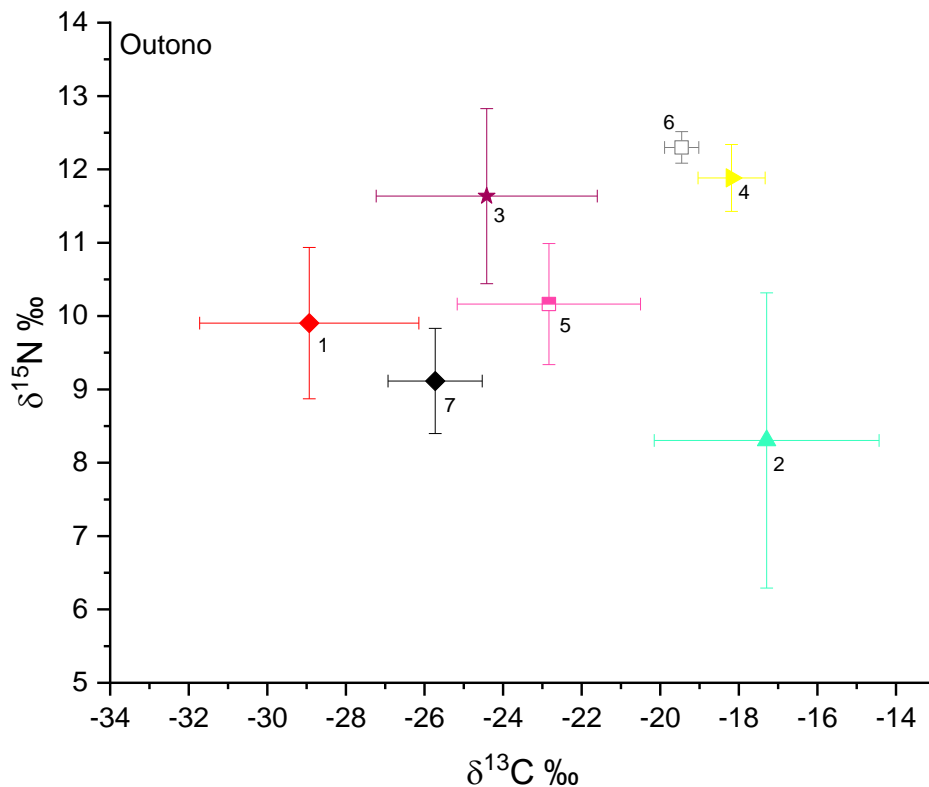


Figura 5 - Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes transitórios capturados no Rio Quiririm durante o outono, código das espécies: 1 – Losango vermelho, *Mugil cephalus*, 2 – Triângulo verde água, *Mugil curema*, 3 – Estrela vinho, *Centropomus parallelus*, 4 – Triângulo amarelo, *Genidens barbatus*, 5 – Quadrado rosa e branco, *Eugerres brasiliensis*, 6 – Quadrado cinza e branco, *Anchoviella lepidentostole*. Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes residentes, código da espécie: 7 – Losango preto, *Geophagus brasiliensis*.

A espécie residente *G. brasiliensis* e a espécie transitória *M. curema* estão no primeiro nível trófico. Os peixes transitórios com exceção das manjubas *A. lepidentostole* se encontram todos no segundo nível trófico. Entretanto, as manjubas se posicionaram no terceiro nível provavelmente por ter se alimentado na zona costeira e, desta forma, apresentaram a $\delta^{15}\text{N}$ mais elevado em relação as outras espécies transitórias. (Figura 5).

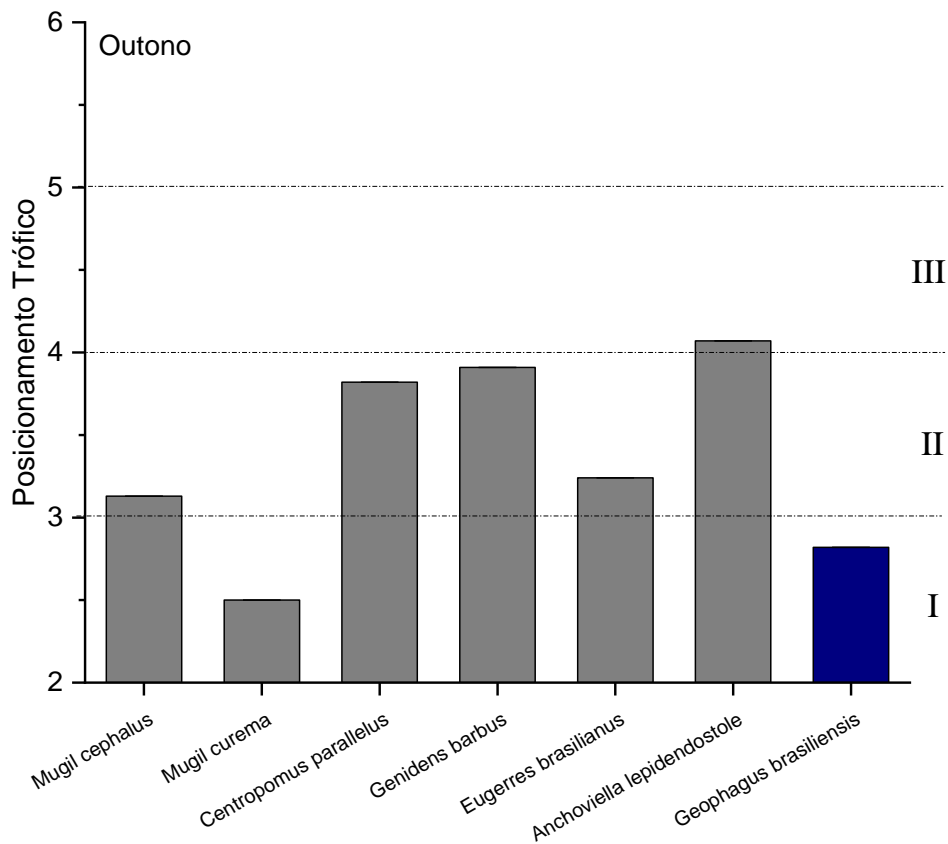


Figura 6 - Estimativas de posição trófica dos peixes residentes na cor azul marinho e transitórios na cor cinza escuro coletados no Rio Quiririm no outono. As linhas tracejadas designam os níveis tróficos dos consumidores.

Durante o inverno foram capturados 33 indivíduos de peixes residentes, sendo 19 pertencentes a espécie *G. brasiliensis* e 14 indivíduos da família Belontiidae. A espécie transitória *C. parallelus* foi a que apresentou o carbono mais empobrecido e *A. lepidostole* foi que apresentou o nitrogênio enriquecido (Tabela 3.7 e Figura 6). Foram capturados 83 indivíduos pertencentes a sete espécies de peixes transitórios (Tabela 3.7 e Figura 6). Nessa estação foi capturado no Rio Quiririm um peixe transitório de água doce o *Rhamdia quelen* (Silfvergrip, 1996) conhecido popularmente como bagre jundiá e a espécie *Trachurus lathami* (Nichols, 1920) conhecido popularmente como Xixarro que ocorre em toda a costa brasileira, onde forma cardumes pelágicos na região nerítica, geralmente mais afastada da costa (MENEZES e FIGUEIREDO, 1980) (Tabela 3.7 e Figura 6).

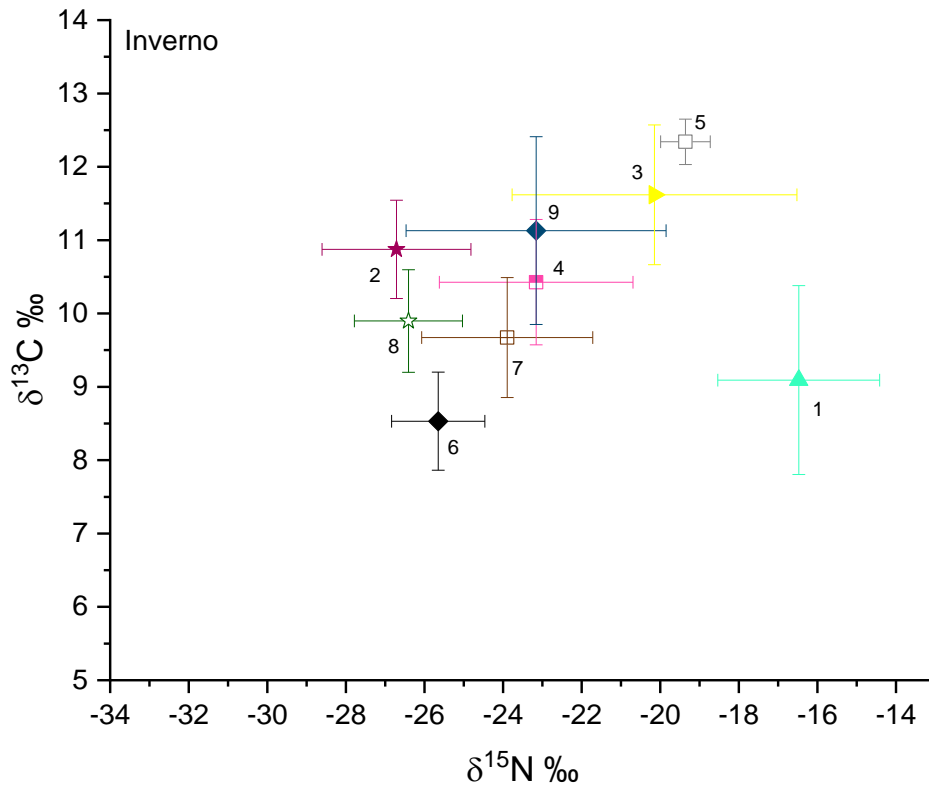


Figura 7 - Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes transitórios capturados no Rio Quirim durante o inverno, código das espécies: 1 – Triângulo verde água, *Mugil curema*, 2 – Estrela vinho, *Centropomus parallelus*, 3 – Triângulo amarelo, *Genidens barbatus*, 4 – Quadrado rosa e branco, *Eugerres brasiliensis*, 5 – Quadrado cinza e branco, *Anchoviella lepidentostole*, 7 – Estrela verde oliva, *Rhamdia quelen*, 7 – Losango marrom e branco, *Trachurus lathami*. Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes residentes, código das espécies: 6 – Losango preto, *Geophagus brasiliensis*, 9 – Losango azul petróleo, Belontiidae.

A espécie residente *G. brasiliensis* e a espécie transitória *M. curema* estão no primeiro nível trófico como ocorreu no outono. Os peixes transitórios apresentaram a posição do segundo nível trófico e a espécie *A. lepidentostole* se encontra novamente no terceiro nível trófico (Figura 7, 8).

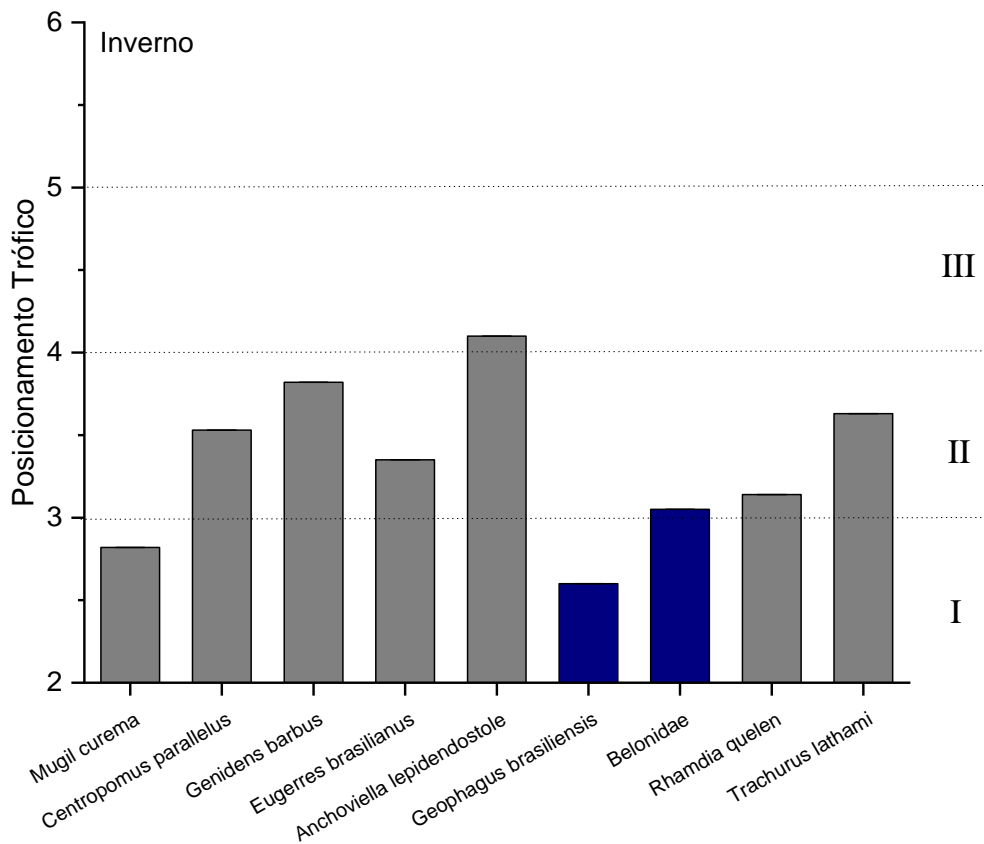


Figura 8. Estimativas de posição trófica dos peixes residentes na cor azul marinho e transitórios na cor cinza escuro coletados no Rio Quiririm no inverno. As linhas tracejadas designam os níveis tróficos dos consumidores.

Na primavera foram capturados 28 espécimes de peixes residentes, sendo 14 da espécie *G. brasiliensis* e 14 pertencentes à família Belonidae. A espécie transitória *C. parallelus* foi a que apresentou o carbono empobrecido e *G. barbus* foi que apresentou o nitrogênio enriquecido (Tabela 3.7 e Figura 9). Foram capturados 106 espécimes pertencentes a sete espécies transitórias (Tabela 3.7 e Figura 9). Nessa estação foi capturado no Rio Quiririm a espécie transitória *Eucinostomus gula* conhecido popularmente como carapicú (Tabela 3.7 e Figura 9).

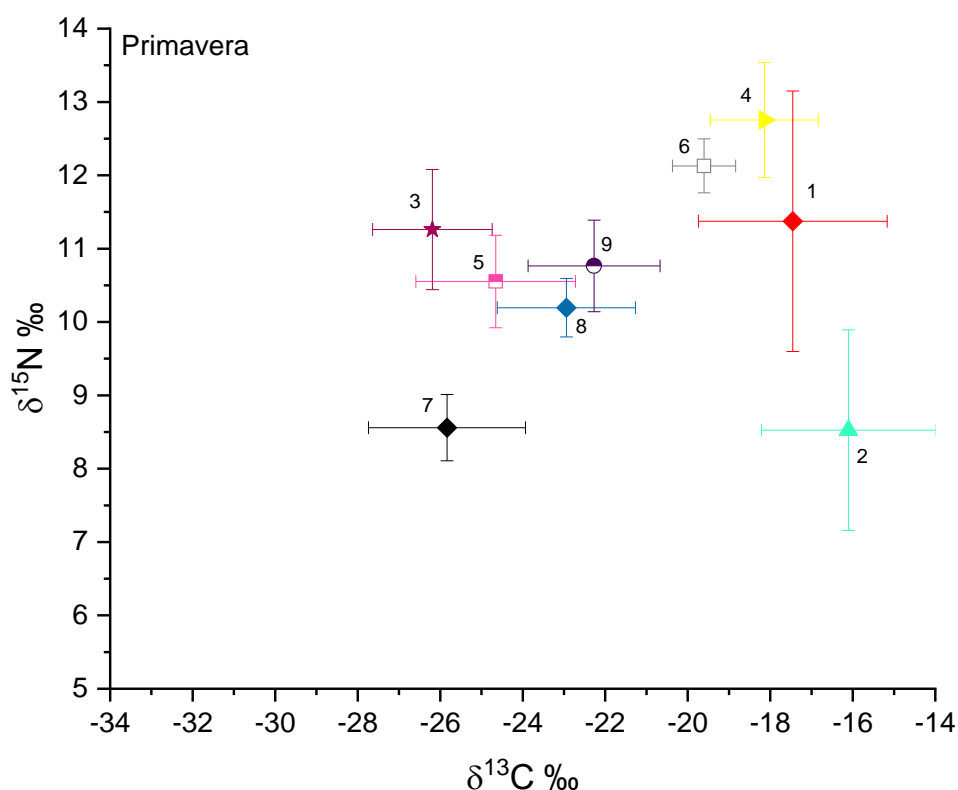


Figura 9 - Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes transitórios capturados no Rio Quiririm durante a primavera, código das espécies: 1 – Losango vermelho, *Mugil cephalus*, 2 – Triângulo verde água, *Mugil curema*, 3 – Estrela vinho, *Centropomus parallelus*, 4 – Triângulo amarelo, *Genidens barbuis*, 5 – Quadrado rosa e branco, *Eugerres brasiliensis*, 6 – Quadrado cinza e branco, *Anchoviella lepidentostole*, 9 – Círculo roxo e branco, *Eucinostomus gula*. Valores da $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes residentes, código das espécies: 7 – Losango preto, *Geophagus brasiliensis*, 8 – Losango azul petróleo, Belonidae.

Como em todas as estações do ano a espécie residente *G. brasiliensis* e a espécie transitória *M. curema* estão no primeiro nível trófico (Figura 10). Os peixes transitórios apresentaram a posição do segundo nível trófico com exceção das espécies *A. lepidentostole* e *G. barbuis* que apresentaram o terceiro nível trófico (Figura 10). A espécie *M. cephalus* no outono apresentou um carbono empobrecido, ao contrário do apresentado na primavera, apontado um carbono e nitrogênio enriquecido, possivelmente característico do reflexo da migração para reprodução que ocorre no inverno (Figura 10).

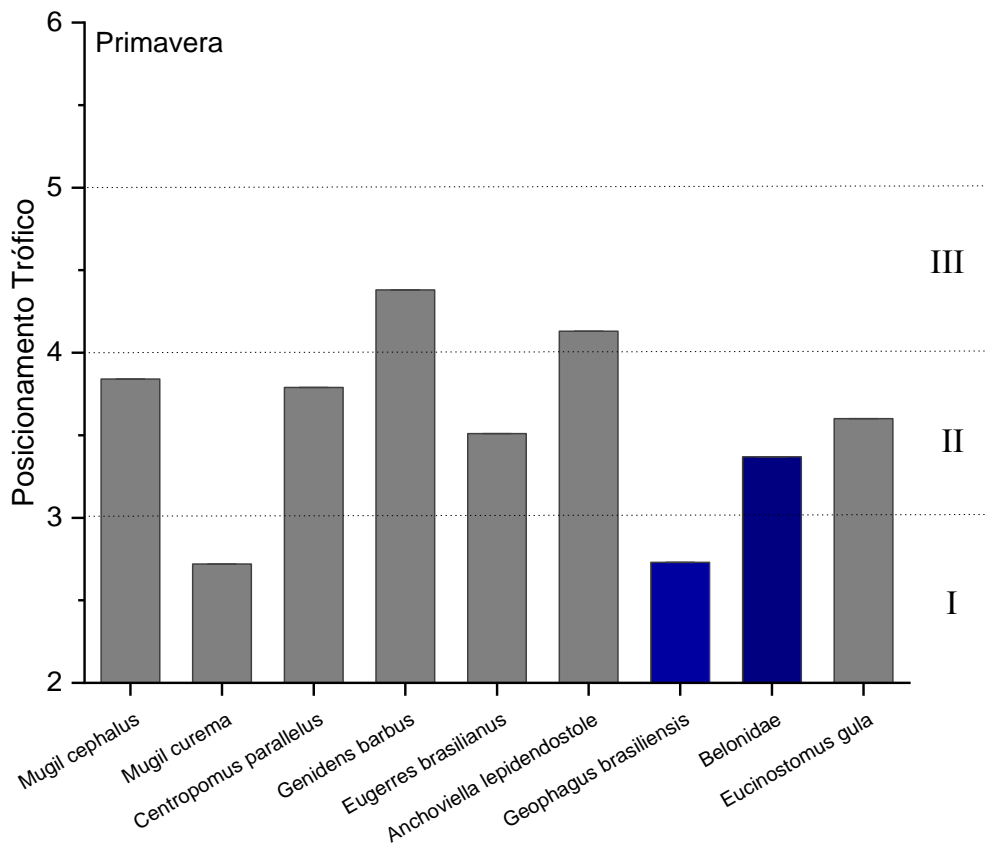


Figura 10 - Estimativas de posição trófica dos peixes residentes na cor azul marinho e transitórios na cor cinza escuro coletados no Rio Quiririm na primavera. As linhas tracejadas designam os níveis tróficos dos consumidores.

3.4 Discussão

A estruturação das assembleias de peixes estuarinos é influenciada em grande parte pelo ambiente abiótico, mais precisamente a salinidade. Durante o ano de 2020 ao longo das estações, o Estuário da Praia do Puruba, envolvendo os Rios Puruba e Quiririm e a foz denominada de Barra experimentaram flutuações em seu regime de salinidade devido aos processos oceanográficos e chuvas locais. No verão a alta influência das chuvas produzindo escoamento de água doce pelo Rio Puruba com salinidade zero, tanto na maré baixa como alta, propiciou uma salinidade menor na Barra devido a sua vazão entre as marés em relação ao Rio Quiririm. O Rio Quiririm está estritamente relacionado com as marés e sofre pouquíssima influência do aumento de vazão pelo regime de chuva. Com o aumento da temperatura da água no

verão e provavelmente a evaporação, ocorre uma concentração maior da salinidade justificando seu valor maior em relação à Barra (Tabela 3.0).

No outono e inverno, o parâmetro salinidade foi alterado com a redução do regime de chuvas. Desta forma, a Barra foi o ponto que apresentou maior concentração da salinidade tanto na maré baixa como alta devido ao aumento das tempestades atreladas ao mar grosso e ressacas. Além disso, o Rio Puruba deixou de apresentar a salinidade zero e sua concentração de salinidade aumentou para 0,20 na maré baixa e 0,22 na maré alta no outono, e 0,22 na maré baixa e 0,23 na maré alta no inverno. Esse fato ocorreu devido ao rompimento da barreira de Jundu e Abricó com a força da água do mar e o surgimento de abertura no ponto de coleta que foi denominada de Nova Barra. Por esse ponto, o Rio Puruba recebeu água do mar durante todas as ressacas que ocorreram de maio até setembro de 2020. Entretanto, com a diminuição da temperatura da água a concentração da salinidade no Rio Quiririm foi menor no outono e inverno em relação ao verão (Tabela 3.0). Durante a primavera o padrão de salinidade foi semelhante ao verão; no entanto, o Rio Puruba ainda apresentou uma concentração de salinidade de 0,10, tanto na maré baixa como alta (Tabela 3.0).

As plantas do tipo C3 não sofreram alterações durante as estações e suas composições isotópicas para carbono estão dentro das faixas apresentadas em outros estudos como -23 – -30‰ para (SMITH; EPSTEIN, 1971) e -26 – -28‰ para (DEEGAN; GARRITT, 1997). O mesmo ocorreu com as plantas do tipo C4 que, segundo a literatura, variam entre -10 e -16‰ (FORSBERG et al., 1993).

Entretanto, a $\delta^{13}\text{C}$ do POM e do SOM do estuário sofreu alterações entre as estações. O POM estuarino foi coletado em um ponto do Rio Quiririm que pode ser classificado como estuário inferior e próximo da foz. Seu valor para a composição isotópica do carbono (Tabela 3.2) foi muito semelhante ao POM do alto estuário da Ilha Plum ($\delta^{13}\text{C}$: -30,2‰) e do POM estuário da Reserva Natural Nacional de Saint – Briec ($\delta^{13}\text{C}$: -30,2‰) (NELSON et al., 2015). Sendo assim, o valor do POM estuarino do Rio Quiririm foi muito semelhante aos POM de água doce e/ou fluvial relatado para outros locais. Provavelmente essa semelhança ocorre devido ao estuário da Praia do Puruba apresentar a influência grande do Rio Puruba fluvial e ser classificado em função de zonas salinas específicas denominada de Oligoalina com uma variação de 0,5‰ a 5‰ da salinidade, ou seja, um valor relativamente baixo em relação aos

estuários Eualinos (>30‰), Polialinos a (18‰ - 30‰) e Mesoalinos (5‰ - 8‰) (WOLF, 1973).

A $\delta^{13}\text{C}$ do SOM do estuário no Rio Quiririm diferiu ao longo das estações. A alteração mais acentuada foi na primavera apresentando uma variação de -6‰ em relação ao verão. O valor ficou enriquecido (-17,68‰) e essa alteração provavelmente aconteceu devido a entrada de sedimento costeiro juntamente com as ressacas no sistema que ocorreram no outono e inverno e início da primavera, alterando desta forma a $\delta^{13}\text{C}$ (Tabela 2.2) (VIZZINI et al., 2005).

A $\delta^{15}\text{N}$ somente modificou ao longo das estações para o SOM do estuário do Rio Quiririm e para o SOM costeiro. O SOM do estuário ficou 1,89‰ empobrecido na primavera em relação ao verão e o SOM costeiro ficou 0,93‰ empobrecido no inverno em relação ao verão, apresentando um valor semelhante do verão na primavera (Tabela 2.3). A $\delta^{15}\text{N}$ do SOM estuarino ficou empobrecido a partir do inverno, seguido do outono e da primavera. Essa ocorrência provavelmente se deve à mistura do SOM costeiro entrando no sistema devido as ressacas (VIZZINI et al., 2005).

O invertebrado do gênero *Uca* spp., conhecido como chama maré, é um caranguejo terrestre muito comum na região de mangue. Os espécimes capturados apresentaram variação na $\delta^{13}\text{C}$ e na $\delta^{15}\text{N}$ ao longo das estações (Tabela 3.3 e 3.4). Esse padrão pode ter ocorrido porque além de serem comedores de folhas esses animais apresentam uma dieta ampla e complexa como tecido animal (carcaça de peixes, crustáceos e moluscos) (THONGTHAM et al., 2008; NORDHAUS et al., 2011); ou por predação/canibalismo, ingestão e assimilação de bactérias associadas ao sedimento, microfítobentos, fungos e meio fauna (BOUILLON et al., 2002; OAKES et al., 2010; TUE et al., 2012). Com uma dieta tão ampla essa variação pode ocorrer tanto para carbono como nitrogênio ao longo do ano.

O mesmo padrão foi detectado em relação a espécimes de *M. acanthurus*, um crustáceo (camarão) denominado popularmente pitu, que apresentou variação em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e na $\delta^{15}\text{N}$ ao longo das estações (Tabela 3.3 e 3.4). Essa espécie também possui hábitos alimentares complexo que pode variar ao longo do ano. A espécie é demersal e generalista, alimentando-se de algas, invertebrados, pequenos peixes (larvas e alevinos), animais em decomposição e detritos (BENEDITTO, 2020).

O siri azul (*C. sapidus*) também é uma espécie demersal, estuarina e generalista que se alimenta de outros crustáceos, moluscos, animais em

decomposição e detritos. No entanto, os espécimes deste estudo mostraram diferenças somente para a $\delta^{15}\text{N}$ ao longo das estações (Tabela 3.4) (BENEDITTO, 2020).

Os espécimes de Ostreidae apresentaram variação na $\delta^{13}\text{C}$ ao longo das estações sendo empobrecidas no verão ($\delta^{13}\text{C}$: $-27,26 \pm 0,69\%$), e enriquecidas no outono e inverno ($\delta^{13}\text{C}$: $-22,64 \pm 0,61\%$; $-22,80 \pm 0,83\%$), ficando empobrecidas na primavera ($\delta^{13}\text{C}$: $-24,11 \pm 0,66\%$). O mesmo ocorreu com a $\delta^{15}\text{N}$, se tornando empobrecido a partir, do outono e se mantendo desta forma, até a primavera (Tabelas 3.3, 3.4). A primeira hipótese para esses resultados baseia-se que no verão o $\delta^{13}\text{C}$ do material particulado em suspensão do ambiente estuarino seja mais empobrecido devido ao período chuvoso com a entrada de material alóctone (FRY; SHERR, 1984; PETERSON; FRY, 1987). No entanto, o regime de chuvas vai diminuindo no outono atingindo seu pico no inverno. Nesse período, começa o aumento das ressacas com a influência maior do mar no ambiente. Assim, a $\delta^{13}\text{C}$ do consumidor deve estar relacionada com o seu alimento, o $\delta^{13}\text{C}$ das fontes alimentares pode ter sido enriquecida devido a entrada maior do POM marinho (GARCIA et al., 2007).

Um outro ponto é a seletividade por algas que já foi documentado anteriormente (COGNIE et al., 2003; BOUGRIER; HAWKINS; HÉRAL, 1997). Bougrier, Hawkins e Héral (1997) verificaram em seu estudo que *Crassostrea gigas* filtrou seletivamente as diatomáceas e rejeitou pseudofezes com flagelados. E segundo a literatura a terceira sugestão seria o processo reprodutivo da espécie. No período reprodutivo ocorre o aumento dos lipídios que são empobrecidos de ^{13}C tornando a $\delta^{13}\text{C}$ do tecido empobrecida devido ao aumento do ^{12}C no tecido (DENIRO; EPSTEIN, 1977; MALET et al., 2007; DESLOUS-PAOLI; HERAL, 1988). Segundo Legat (2020) o ciclo reprodutivo da espécie *Crassostrea gasar* apresentou dois padrões reprodutivos distintos relacionado ao clima tropical do Nordeste e do clima temperado da região Sul no Brasil. Os indivíduos do Nordeste apresentaram um ciclo reprodutivo intermitente com desovas ao longo do ano. Por outro lado, os indivíduos de *C. gasar* da região Sul do Brasil o período de desova ocorreu no final da primavera e durante o verão, quando ocorre o aumento da temperatura (LEGAT, 2020).

O Rio Puruba no ponto de coleta fica aproximadamente três quilômetros da foz. No período de chuvas esse ponto não recebe entrada de água marinha pela Nova Barra devido as ressacas. A única espécie encontrada ao longo do corredor do Rio Puruba que se liga a foz foi a espécie do gênero *Astyanax* spp. conhecido

popularmente como lambari. No entanto, a partir do outono com a redução das chuvas e maior influência da água marinha nessa região da coleta a salinidade deixou de ser zero e esses indivíduos migraram em sentido superior do Rio Puruba. Essa espécie não sendo tolerante a salinidade se apresenta uma espécie com pouquíssima variação na $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ se enquadrando consumidores de produção de matéria orgânica autóctone (GARCIA et al., 2007). Meyers (1938) classifica o gênero *Astyanax* spp. como peixe de primeira divisão que significa que são estritamente confinados a água doce. A Barra é o local de encontro da vazão das águas dos Rios Puruba e Quiririm e a entrada da água salgada pela maré alta que banha precisamente o Rio Quiririm. Nesse ponto, não encontramos nenhuma espécie de peixe. Se trata de um local de passagem e conexão entre os ambientes.

O Rio Quiririm por outro lado, é o ambiente que possui a riqueza de espécies estuarinas e transitórias. No Rio Quiririm as espécies residentes e mais abundantes são os peixes agulha dominado pelo nome da sua família Belontiidae e os Carás que são peixes da espécie *G. brasiliensis* (Tabelas 3.7, 3.6). Peixes-agulha (Belontiidae) são tipicamente piscívoros que nadam logo abaixo da superfície da água. Eles são distribuídos globalmente em ambientes marinhos subtropicais e tropicais, salgados e de água doce (DE SANT'ANNA; COLEETE; GODFREY, 2013). Várias espécies ocorrem exclusivamente em rios de água doce da América do Sul, América Central e Sudeste Asiático. Nesse trabalho, foi coletado espécimes de Belontiidae no verão, inverno e primavera, apresentando variação para o carbono com a $\delta^{13}\text{C}$: $-24,80 \pm 1,53\text{‰}$; $\delta^{13}\text{C}$: $-23,90 \pm 2,19\text{‰}$ e $\delta^{13}\text{C}$: $-22,94 \pm 1,68\text{‰}$, respectivamente. Sendo semelhantes aos espécimes coletados no estuário de Curuçá, Norte do Brasil $\delta^{13}\text{C}$: $-22,03 \pm 0,30\text{‰}$ (GIARRIZZO; SCHWAMBORN; SAINT-PAUL, 2011). O mesmo ocorreu com a $\delta^{15}\text{N}$ sendo semelhantes entre eles. Porém a $\delta^{15}\text{N}$ não alterou ao longo das estações (GIARRIZZO; SCHWAMBORN; SAINT-PAUL, 2011) (Tabela 3.6).

Geophagus brasiliensis (Perciformes: Cichlidae), popularmente denominado de cará, acará ou papa-terra, é um habitante natural de ambientes lênticos como lagoas de planície de inundação (MESCHIATTI, 1995), lagoas costeiras (AGUIARO; CARAMASCHI, 1998), riachos, rios e estuários (AGOSTINHO; JÚLIO-JUNIOR, 1999; GARCIA et al., 2007), ocupando predominantemente regiões remansosas, apresentando atividade diurna, hábito alimentar detritívoro-iliófago (MESCHIATTI, 1995) ou onívoro (AGUIARO; CARAMASCHI, 1998) e cuidado parental com a prole (AGOSTINHO; JÚLIO-JUNIOR, 1999). A espécie *G. brasiliensis* foi a segunda espécie

mais abundante no Rio Quiririm em todas as estações do ano sem mudar a sua $\delta^{13}\text{C}$ e do $\delta^{15}\text{N}$, evidenciando seu sucesso na colonização desse tipo de ambiente. Sua composição isotópica do carbono foi em média $-7,36\text{‰}$ empobrecido em relação aos indivíduos capturados no estuário médio na Lagoa dos Patos no Rio Grande do Sul (GARCIA et al., 2007). Entretanto, a $\delta^{15}\text{N}$ foi semelhante aos valores encontrados por Garcia et al. (2007). Os valores da $\delta^{13}\text{C}$ de *G. brasiliensis* foram muito semelhantes aos valores da $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes estuarinos-dependentes *M. cephalus*, *C. undecimalis* e *C. parallelus*.

As espécies residentes corresponderam a 20% de todas as espécies coletadas no Rio Quiririm, ou seja, 80% foram estuarinos-dependentes, migrante de água doce e migrante marinho denominados de peixes transitórios. *Mugil cephalus* apresentou no verão a $\delta^{13}\text{C}$ de $-23,19\pm 3,27\text{‰}$; no entanto no outono, apresentou uma composição isotópica do carbono empobrecida de $-28,93\pm 2,79\text{‰}$. No inverno não foram coletados indivíduos no estuário devido a migração para reprodução. Esse valor empobrecido pode ter ocorrido de forma semelhante ao que ocorreu com espécimes da família Ostreidae no verão. Por mais que a razão C:N tenha sido de $3,45\pm 0,38\text{‰}$, esse valor foi maior que os valores da razão C:N detectados no verão ($3,38\pm 0,37\text{‰}$) e na primavera ($3,15\pm 0,47\text{‰}$). Como já foi mencionado, no período reprodutivo pode ocorrer o aumento dos lipídios que são empobrecidos em ^{13}C tornando, conseqüentemente, a $\delta^{13}\text{C}$ do tecido mais empobrecida como resultado do aumento da incorporação do ^{12}C nos tecidos (DENIRO; EPSTEIN, 1977; MALET et al., 2007; DESLOUS-PAOLI; HERAL, 1988). Na primavera foram capturados 15 espécimes de *M. cephalus* e sua $\delta^{13}\text{C}$ foi enriquecida em relação as outras estações do ano: valor do $\delta^{13}\text{C}$ registrado foi de $-17,46\pm 2,29\text{‰}$ e da $\delta^{15}\text{N}$ foi de $11,37\pm 1,78\text{‰}$. Trabalhando em três locais diferentes, Oliveira et al. (2014) relataram que houve um enriquecimento isotópico no carbono e no nitrogênio do POM na zona de arrebenção ($\delta^{13}\text{C} = -18,40\pm 0,20\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N} = 7,30\pm 3,70\text{‰}$), POM intermediário no estuário inferior ($\delta^{13}\text{C} = -25,70\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N} = 1,10\text{‰}$) e o POM empobrecido no estuário superior, próximo à cabeceira ($\delta^{13}\text{C} = -27,90\pm 0,50\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N} = -1,20\pm 3,10\text{‰}$). A explicação para a diferença que a zona de arrebenção apresentou em relação aos outros locais foi que houve influência do fitoplâncton marinho que apresentou um valor isotópico de carbono de $-20,00\text{‰}$ (OLIVEIRA et al. 2014). Um outro ponto importante é o valor da $\delta^{15}\text{N}$ que foi maior que dos outros pontos de amostragem corroborando os dados desse estudo. A hipótese mais provável para explicar, neste estudo, o enriquecimento isotópico tanto

para carbono como nitrogênio apresentado por *M. cephalus* na primavera foi a entrada dos indivíduos que retornaram do mar devido à migração para reprodução que ocorre no inverno. Desta forma, houve tempo suficiente para os indivíduos terem incorporado à dieta itens presentes no POM costeiro e/ou marinho, uma vez que o material particulado em suspensão marinho e os organismos marinhos geralmente apresentam $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos que os ecossistemas estuarinos e de água doce (BILBY; FRANSEN; BISSON, 1996; OLIVEIRA et al., 2014).

Mugil curema apresentou a $\delta^{13}\text{C}$ enriquecida ao longo de todas as estações do ano. No entanto, em relação a *M. cephalus* na primavera, a $\delta^{13}\text{C}$ foi empobrecida em $-0,62\text{‰}$. Todavia, a composição isotópica do nitrogênio em todas as estações foi empobrecida em relação ao *M. cephalus* (Tabelas 2.8). A ecologia trófica de Mugilidae sempre foi estudada principalmente pelo análise do conteúdo estomacal. Porém, essas análises contribuem com dados substanciais e não precisamente sobre quais foram as fontes de recursos que foram assimiladas ao longo do tempo (PINNEGAR; POLUNIN, 1999). Em outros trabalhos foi sugerido que a fim de explorar melhor os recursos os Mugilídeos, dependendo do seu habitat, podem mudar seus hábitos alimentares, e.g. de pastadores de sedimentos e detritos para filtradores (BRUSLE, 1981; ALMEIDA et al., 1993; CARDONA, 2001). Sanchez Rueda et al. (1997) relataram diferenças granulométricas de sedimento no estômago de *M. cephalus* e *M. curema*. Assim, sendo essa diferença pode ser explicada através de uma análise mais precisa do sedimento e nos itens constituintes que pode ser fonte de recurso. Loc'H et al. (2015) encontraram diferenças nas composições isotópicas entre *M. cephalus* e *M. curema* e sugeriram que pode ter ocorrido diferenças no $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de microfitobentos ou detritos orgânicos.

Centropomus undecimalis e *C. parallelus* apresentaram $\delta^{13}\text{C}$ semelhantes no verão com uma diferença de $0,96\text{‰}$. No entanto, a $\delta^{15}\text{N}$ do *C. undecimalis* foi maior em $0,84\text{‰}$ do que *C. parallelus*. Nas outras estações foram coletadas amostras somente de *C. parallelus* com pouquíssima diferença no verão e outono para a $\delta^{13}\text{C}$, ficando empobrecidos no inverno e, na primavera, apresentando um fracionamento de $-2,23\text{‰}$. Porém, a $\delta^{15}\text{N}$ do *C. undecimalis* não apresentou diferença ao longo das estações. Segundo a literatura, a relação entre o comprimento do robalo com a $\delta^{15}\text{N}$ apresenta valores diferentes. No trabalho de McCutchan et al. (2003), foi relatado que, em média, *C. undecimalis* de 300 mm de comprimento apresentaram um fracionamento de $1,7\text{‰}$ de ^{15}N em relação a espécimes de *C. parallelus* de 100mm.

Nesse sentido, a explicação foi que animais maiores se alimentam de presas maiores. Entretanto, nesse trabalho ocorreu o fracionamento de 0,84‰ para ^{15}N entre os espécimes no verão de *C. undecimalis* e *C. parallelus*, porém o comprimento total foi semelhante entre eles - $370,00 \pm 114,89\text{mm}$ e $342,69 \pm 104,67\text{mm}$, respectivamente. Lira et al. (2018) relataram em seu trabalho com análise estomacal que, dependendo do habitat, os robalos se alimentam com fontes bentônicas associadas ao substrato. Assim, o $\delta^{13}\text{C}$ das espécies de robalos contempladas nesse estudo foi semelhante, apresentando diferenças somente na $\delta^{15}\text{N}$. Analisando conteúdos estomacais, alguns pesquisadores relataram similaridade no uso do habitat entre as espécies de robalos *C. undecimalis* e *C. parallelus* quando juvenis, e proporções diferentes dos recursos, sendo o robalo peva *C. parallelus* considerado mais generalista (ALIAUME; ZERBI; MILLER, 2005; BLEWETT; HENSLEY; STEVENS, 2006; CONTENTE; STEFANONI; GADIG, 2009). Rabelo et al. (2009), em seu estudo com conteúdo estomacal e indivíduos juvenis de *C. undecimalis* e *C. parallelus* no estuário de Caravelas, Bahia, encontraram recursos alimentares em proporções diferentes entre as espécies, detectando presença no conteúdo estomacal tanto de Teleostei como Brachyura, sendo que juvenis de robalo *C. undecimalis* apresentaram um conteúdo maior de Teleostei e o robalo *C. parallelus* apresentou um conteúdo maior de Brachyura. Esses resultados podem sugerir que a diferença dos conteúdos estomacais esteja associada com a disponibilidade de recursos, sendo que nas áreas de manguezais os caranguejos são mais abundantes (RABELO et al., 2009).

Os bagres marinhos são consumidores bentófagos, de peixes, crustáceos e moluscos (MISHIMA; TANJI, 1982; ARAUJO, 1983; MARCENIUK et al., 2015). A espécie *Genidens barbatus* faz parte da ordem Siluriformes que compreende os bagres que apresentam uma complexa distribuição geográfica podendo habitar águas tropicais, subtropicais e temperadas, sendo em lagoas, rios, estuários e ambientes marinhos. *G. barbatus* apresenta um comportamento reprodutivo de movimentos migratórios e cuidado parental dispensado à prole pelos machos. Essa espécie procura ambiente de água doce ou estuarino e após a fecundação dos ovos, as fêmeas retornam para o mar e os machos permanecem no estuário, carregando os ovos na cavidade oro-branquial (ESPÍRITO SANTO; ISAAC, 1999; VELASCO; REIS, 2004). Quando os juvenis são liberados, os machos adultos retornam para até 100 metros de profundidade na plataforma continental. Os juvenis permanecem no estuário até três ou quatro anos de idade, com tamanho médio de aproximadamente

de 250mm (VELASCO; REIS; VIEIRA, 2007). Após esse período, os indivíduos mudam seu habitat e migram para o oceano (VELASCO; REIS; VIEIRA, 2007). Nesse estudo foram coletados espécimes de *G. barbuis* ao longo de todas as estações; no entanto, eles não apresentaram diferenças significativas na composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Esses dados podem estar relacionados com o tamanho corporal apresentado ao longo das estações pelos indivíduos, estando dentro da média de comprimento total dos indivíduos que começam migrar para o mar (Tabela 3.7).

Os peixes conhecidos como “carapebas” constituem uma família de Perciformes com grande importância na pesca artesanal para o consumo humano (BEZERRA et al., 2001). A espécie *E. brasiliensis*, a “carapeba listrada”, é caracterizada por apresentar comportamento diádromo, sendo encontrada em ambientes marinhos e estuarinos e em manguezais (SOARES et al., 2011; BARBANTI; CAIRES; MARCENIUK, 2013; OLIVEIRA et al. 2015; RANGELY et al. 2018). Essa espécie foi coletada no Rio Quiririm em todas as estações e não apresentou diferenças nem para a $\delta^{13}\text{C}$ nem para a $\delta^{15}\text{N}$ (Tabela 3.7). Segundo a literatura a presença dessa espécie no ambiente estuarino, especialmente jovens e adultos, está atrelada à estratégia de vida (VASCONCELOS et al. 2009; ANDRADE-TUBINO; ROBEIRO; VIANNA, 2008). Essa espécie é considerada marinha visitante, ou seja, um migratório oportunista, pois, apresenta um gradiente de salinidade amplo o que pode favorecer sua presença em ambientes marinhos e /ou estuarinos explorando os recursos alimentares disponíveis (ANDRADE-TUBINO; ROBEIRO; VIANNA, 2008).

Anchiovella lepidentostole, conhecida popularmente como manjuba, é uma espécie pelágica e anádroma, i.e., são peixes que vivem no mar e migram para os rios para reproduzir, que se alimenta de crustáceos e outros invertebrados. Os espécimes coletados apresentaram variação sazonal, ou seja, foram distintos entre as estações ao longo do ano tanto para a $\delta^{13}\text{C}$ como para $\delta^{15}\text{N}$ (Tabela 3.7). Essa espécie foi a que apresentou $\delta^{15}\text{N}$ mais elevado que todas as outras espécies. Esse fato pode estar relacionado à influência marinha na sua dieta, já que sua mobilidade entre os ambientes estuarino e marinho pode ocorrer no período reprodutivo (BENEDITO, 2020).

No Brasil, a família Gerridae é importante em ecossistemas marinhos e estuarinos (ARAÚJO et al., 1998). No litoral da Bahia, precisamente em Ilhéus, *E. gula* se encontra entre as dez espécies mais abundantes (MORAES, 2006). A espécie está

atrelada a fundos arenosos, alcançando 250 mm de comprimento total e tem incidência comum em águas estuarinas, sendo os adultos encontrados em águas rasas de praias arenosas (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980). No Rio Quiririm a espécie foi coletada somente na primavera, apresentando uma $\delta^{13}\text{C} = -22,27 \pm 1,60\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N} = 10,76 \pm 0,62\text{‰}$ e comprimento total em média de $219,93 \pm 27,45$ mm, se enquadrando ao tamanho dos adultos. Segundo Chaves e Otto (1999), a área de manguezal representa para *E. gula* um habitat transitório. Os sub-adultos crescem na área ao longo do ano deixando a região de mangue na primavera ou no verão, quando completam a maturação e desovam no mar (CHAVES; OTTO, 1999). Provavelmente o local onde essa espécie se desenvolve antes de entrar no mar, não seja, o ponto de pesca desse trabalho que se encontra no estuário inferior e quando estavam a caminho da foz foram capturadas.

No inverno foram capturados dez espécimes de *Trachurus lathami* no Rio Quiririm, apresentando uma média de comprimento total de $254,00 \pm 14,30$ mm e a $\delta^{13}\text{C} = -23,16 \pm 3,31\text{‰}$ e a $\delta^{15}\text{N} = 11,13 \pm 1,28\text{‰}$. No entanto, essa espécie apresentou uma faixa estreita em seus valores isotópicos de carbono (-18,63 até -17,43‰) e nitrogênio (-12,08 até 14,39‰) no Cabo Frio, capturados em uma profundidade de 50 a 100 metros na zona costeira. A espécie *T. lathami* – xixarro – é o único carangídeo do gênero *Trachurus* spp. conhecido no Atlântico Ocidental (PACHECO TACK; COUSSEAU, 1994), do Golfo do Maine, no Estados Unidos da América, ao norte do Golfo de San Matias, na Argentina (COUSSEAU; PERROTA, 2004). No Brasil, Saccardo e Katsuragawa (1995) citam que os cardumes de xixarro tendem a se concentrar mais ao sul e no inverno ocorre um deslocamento em direção norte. Além desses, os cardumes estiveram situados na porção centro-norte do Sudeste (costa de São Paulo e Rio de Janeiro) em todos os períodos, com exceção do verão de 2008 (janeiro-fevereiro). É um peixe marinho não dependente de estuário, pelágico, ocorrendo em águas com profundidade que varia de 50 a 100 m, a temperatura entre 15 e 17°C e salinidade de 35,5 (SACCARDO; KATSURAGAWA, 1995). Delpiani et al. (2009) coletou somente um indivíduo de *T. lathami* na lagoa costeira de Mar Chiquita na Argentina. No momento da captura a temperatura da água se encontrava a 19°C e a salinidade era 30, bastante diferente da salinidade do Rio Quiririm que foi de $0,66 \pm 0,07$ na maré baixa e $0,95 \pm 0,07$ na maré alta. O resultado desse trabalho juntamente com o que DELPIANI et al. (2009) sugere que o ocorrido foi ao acaso. Nesse período, fortes ressacas atingem a região podendo arrastar alguns Indivíduos

próximos à foz para dentro do estuário. Mesmo assim, essa espécie necessita de mais estudos para que se possa entender sua autoecologia, já que se trata de uma espécie marinha e não dependente de estuário.

As espécies capturadas durante o verão no Rio Quiririm apresentaram posicionamento do nível trófico primário e secundário, sendo em nível primário as espécies marinhas dependentes de estuário *M. cephalus* e *M. curema*, seguidas pela espécie residente *G. brasiliensis* e os indivíduos da família Belontiidae. Para Myers (1938), as espécies de divisão primária são estritamente confinadas à água doce enquanto, as espécies de divisão secundária são espécies de água doce que, porém, podem entrar no mar ocasionalmente, contradizendo os dados encontrados nessa pesquisa, porém corroborando os dados de (GARCIA et al., 2007). Garcia et al. (2003) e Garcia, Vieira e Winemiller (2003) sugeriram através de análises anteriores de longo prazo sobre padrões de distribuição espacial de peixes da Lagoa dos Patos, que peixes de divisão primária podem ser empurrados em direção à foz pela alta descarga de água doce. Essas espécies vivem curtos períodos no estuário por não serem tolerantes a salinidade e/ou sofrerem mortalidade. Além de tudo, a Lagoa dos Patos recebe altas cargas de nutrientes como fosfato e nitrogênio dos principais afluentes da lagoa que drenam áreas agrícolas e urbana em grande escala (VALIELA, 1995; SEELIGER, 2001; McCLELLAND; VALIELA, 1998; COLE et al., 2004; GARCIA et al., 2007) podendo, desta forma, elevar a $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes consequentemente seu posicionamento trófico. No entanto, o estuário da Praia do Puruba possui baixa atividade agrícola e pressão do turismo e se encontra em bom estado de conservação devido à proximidade do Parque Estadual da Serra do Mar e, assim, os peixes podem apresentar posicionamento trófico menor em relação a outros locais.

Mugil cephalus apresentou uma variação de posicionamento do nível trófico ao longo das três estações coletadas: no verão o nível trófico foi primário; no outono secundário, no inverno não foram encontrados espécimes provavelmente devido ao processo de migração para reprodução, e na primavera apresentou o nível terciário. A estação do outono antecede o processo de migração das tainhas e nesse período elas ganham massa corpórea (lipídios) para se manter no processo migratório (DINDO e MACGREGOR, 1981; LEMOS et al., 2014). Desta forma, nessa época do ano a espécie pode selecionar recursos proteicos, porém ricos em carboidratos e apresentar $\delta^{15}\text{N}$ mais elevada que no verão (LEBRETON et al., 2011). Na primavera, os indivíduos coletados podem ter sido peixes que retornaram da migração e, portanto,

se alimentaram de POM marinho que possui a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ enriquecidas em relação as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos sedimentos costeiros (LOC'H et al., 2015; WHITFIELD et al., 2018).

Mugil curema (LOC'H et al., 2015) e *G. brasiliensis* se mantiveram no posicionamento trófico (primário) em todas as estações *Geophagus brasiliensis* é considerado por outros estudos como generalista e oportunista (ABELHA; GOULART, 2004). Porém, nesse estudo, não houve uma variação muito grande entre os desvios padrão, tanto da $\delta^{13}\text{C}$ como da $\delta^{15}\text{N}$. Pode ser que devido ao ambiente do local (Rio Quiririm) apontar pouquíssima antropização e possível abundância na oferta de alimentos, a ocorrência de possíveis variações espaço-temporais não foi propiciado para a espécie levando a apresentar comportamento alimentar generalista e oportunista (ABELHA; GOULART, 2004).

Os espécimes da família Belontiidae capturados na primavera apresentaram o posicionamento trófico secundário, ao contrário das outras estações (verão e inverno) que o posicionamento trófico foi o primário. Esses espécimes podem ter beneficiado de recursos com a $\delta^{15}\text{N}$ mais elevado que entrou no estuário com as ressacas que ocorreram na estação anterior. O SOM estuarino do Quiririm apresentou um fracionamento de 0,84‰ maior na primavera em relação a estação anterior.

Nesse presente estudo *C. undecimalis* e *C. parallelus* apresentaram o nível secundário no verão. *Centropomus undecimalis* foi capturado somente no verão, *C. parallelus* foi coletado em todas as estações. Contudo, *C. parallelus* se manteve como consumidor secundário até a primavera. Esses dados estão de acordo com outros estudos focados em dieta, isótopos estáveis e modelagem de ecossistemas (GARCIA; GIARRIZZO, 2014; GIARRIZZO; SCHWAMBORN; SAINT-PAUL, 2011; WINEMILLER et al., 2011; ROSADO-SOLÓRZANO; GUZMÁN DEL PRÓO, 1988; LIRA et al., 2018; GONZALEZ et al., 2019).

As espécies marinhas *G. barbuis* e *A. lepidentostole* em algum momento de suas vidas dependem do estuário. Tanto *G. barbuis* e *A. lepidentostole* apresentaram no verão o nível secundário. Ambas utilizam o estuário para reprodução (BENEDITO, 2020) e possuem a $\delta^{15}\text{N}$ mais elevada que os estuarinos-dependentes. Todavia, *A. lepidentostole* a partir do outono e *G. barbuis* na primavera passaram a ocupar o nicho de consumidor terciário. Em relação ao posicionamento trófico de *C. undecimalis*, que se alimenta de outros peixes (GONZALEZ et al., 2019), esperava-se um posicionamento menor para *A. lepidentostole*, pois a espécie se alimenta de larvas de crustáceos e de outros invertebrados (BENEDITO, 2020). Porém, *G. barbuis* apresenta

uma dieta bentófago generalista, podendo consumir peixes, crustáceos, moluscos e poliquetas e apresentar a $\delta^{15}\text{N}$ mais elevada (BENEDITO et al., 2018). Desta forma, por tratar-se de duas espécies anádromas, a região costeira pode ter influenciado no posicionamento trófico encontrado.

A espécie *T. lathami* apresentou o posicionamento trófico secundário no inverno. Todavia, essa espécie foi capturada somente no inverno e não tem comparações ao longo das estações. Além disso, é uma espécie marinha não dependente de estuário e, portanto, necessita de mais estudos (SACCARDO; KATSURAGAWA, 1995).

Os espécimes do bagre jundiá *R. quelen* apresentaram posicionamento trófico secundário no inverno. Essa espécie de água doce utiliza o estuário para reprodução (BORGES et al., 2005) e no momento da captura seu valor de $\delta^{15}\text{N}$ foi menor em relação ao *G. barbuis* (bagre branco marinho), que pode sofrer influência do mar. As duas espécies são bentônicas generalistas. No entanto, o bagre jundiá tolera somente de 0 até 10% de salinidade e não consegue migrar pela foz para a costeira, ao contrário do *G. barbuis* (CASATTI, 2002; GOMIERO; BRAGA, 2008; BARRETO; ARANHA, 2005; BREJÃO; GERHARD; ZUANON, 2013).

A espécie *E. gula*, conhecida popularmente como carapicú, apresentou posicionamento trófico secundário e foi capturada somente na primavera, sendo que nas outras estações não foram encontrados espécimes de carapicú no Rio Quiririm. Segundo Chaves e Otto (1999), a área de manguezal representa para *E. gula* um habitat transitório entre o mangue e o mar, local de desova na primavera e verão para a espécie. Como citado, o local onde essa espécie se desenvolve e se abriga antes de entrar no mar possivelmente não seja o ponto de pesca contemplado nessa pesquisa.

Eugerres brasiliensis apresentou um posicionamento trófico secundário ao longo de todas as estações. Segundo a literatura, a presença dessa espécie no ambiente estuarino, especialmente jovens e adultos, está atrelada à estratégia de vida oportunista, pois apresenta um gradiente de salinidade amplo o que pode favorecer sua presença em ambientes marinhos e/ou estuarinos explorando os recursos alimentares disponíveis (VASCONCELLOS; SANCHES, 2009; ANDRADE-TUBINO; ROBEIRO; VIANNA, 2008). Como o local do trabalho encontra-se em um ambiente preservado e com disponibilidade de recurso, a espécie não apresentou um

comportamento generalista e oportunista, pelo contrário, sua $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ não se alteraram ao longo das estações.

3.5 Conclusão

As teias alimentares são importantes para descrever as interações alimentares de uma comunidade. Esse trabalho forneceu informações sobre a estrutura trófica que poderá ser utilizada para comparar com esse próprio ou outros sistemas. Por muito tempo, estudos com comunidades estuarinas foram realizados utilizando a metodologia da análise de conteúdo estomacal, entretanto a matéria orgânica é a principal fonte de recurso primária, esse método não se mostrou eficiente. A técnica de marcadores naturais, como a análise de isótopos estáveis são capazes de fornecer estimativas das fontes de recursos primários e a estrutura trófica superando as limitações da análise tradicional do conteúdo estomacal e desta forma, contribuindo com informações como a proporção do que realmente foi assimilado e incorporado pelas espécies. Esse foi o primeiro estudo que abordou e examinou a estrutura alimentar dos Rios Puruba e Quiririm, no litoral norte do Estado de São Paulo ao longo das quatro estações do ano. Com esse estudo foi elucidado o perfil isotópico do carbono $\delta^{13}\text{C}$ e do nitrogênio $\delta^{15}\text{N}$ do material particulado em suspensão (POM) estuarino e costeiro, do material particulado do sedimento (SOM) estuarino e costeiro, da vegetação do tipo C3 e C4 mais abundante, de macroalgas e macrófitas, e de invertebrados e peixes residentes e transitórios (migrantes marinhos e de água doce) no estuário formado pela junção dos dois rios. Foi realizado ainda o posicionamento trófico das espécies de peixes coletados no Rio Quiririm, pois foi o rio que apresentou o maior número de riquezas de espécies de peixes e bivalves. Devido à falta de informação sobre a ecologia alimentar nesse local, esses dados serão de extrema importância para preencher a lacuna e servir de referência para estudos futuros.

Referências

ABELHA, M.C.F.; GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 26, n. 1, p. 37-45, 2004.

AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO-JUNIOR, H.F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Lowe-McCONNELL, R.H. (ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 374-400.

AGUIARO, T.; CARAMASCHI, E.P. Trophic guilds in fish assemblages in three coastal lagoons of Rio de Janeiro State (Brazil). **SIL Proceedings**, v. 26, n. 5, p. 2166-2169, 1998.

ALIAUME, C.; ZERBI, A.; MILLER, J.M. Juvenile snooks species in Puerto Rico estuaries: distribution abundance and habitat description. **Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**, v. 47, p. 499-519, 2005.

ALMEIDA, P.R. Feeding ecology of *Liza ramada* (Risso 1810) (Pisces, Mugilidae) in a south-western estuary of Portugal. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 313-323, 2003.

ANDRADE-TUBINO, M.F.; ROBEIRO, A.L.R.; VIANNA, M. Organização espaço temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, 640-662, 2008.

ARAÚJO, F.G. et al. Estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, p. 417-430, 1998.

BARBANTI, B.; CAIRES, R.; MARCENIUK, A.P. A ictiofauna do canal de Bertioga, São Paulo, Brasil. **Revista Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 276-291, 2013.

BARRETO, A.P.; ARANHA, J.M.R. Assembleia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum**, v. 27, n. 2, p. 153-160, 2005.

BEGOSSI, A. Temporal stability in fishing sports: conservation and co-management in Brazilian artisanal coastal fisheries. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, p. 1-26, 2006.

BELL, J.D.; WESTOBY, M. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. **Oecologia**, v. 68, p. 205-209, 1986b.

BELL, J.D.; WESTOBY, M. Importance of local changes in leaf height and density to fish and decapods associated with seagrasses. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 104, p. 249-274, 1986a.

BENEDITTO, A.P.M.; TAVARES, M.T.M.; MONTEIRO, L.R. Isotopic niche of the catfishes *Bagre bagre* and *Genidens barbatus* in a coastal area of south-eastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, p. 1-7, 2018

BENEDITTO, A.P.M. Perfil isotópico da fauna associada ao estuário interno do Rio Paraíba do Sul, norte do estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 6, p. 747-753, 2020.

BEZERRA, R. S.; VIEIRA, A. J. G. S. Ciclo reprodutivo da carapeba prateada *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) no litoral de Pernambuco. **Tropical Oceanográfico**, v. 1, p. 67-68, 2001.

BILBY, R.E.; FRANSEN, B.R.; BISSON, P. Incorporation of nitrogen and carbon from spawning coho salmon into the trophic system of small streams: evidence from stable isotopes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n. 1, p. 164-179, 1996.

BLABER, S.J.M.; BLABER, T.G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Fish Biology**, v. 17, v. 22, p. 143-162, 1980.

BLEWETT, D.A.; HENSLEY, R.A.; STEVENS, P.W. Feeding habitats of common nook, *Centropomus undecimalis*, in Charlotte Harbor, Florida. **Gulf and Caribbean Research**, v. 18, p. 1-13, 2006.

BOEHLERT, G.W.; MUNDY, B.C. Roles of behavioral and physical factors in larval and juvenile fish recruitment to estuarine nursery areas. **American Fisheries Society Symposium**, v. 3, n. 5, p. 51-67, 1988.

BORGES, A. et al. Biochemical composition of seminal plasma and annual variations in semen characteristics of jundia *Rhamdia quelen* (Quoy and Gaimard, Pimelodidae). **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 31, n. 1, p. 45-53, 2005.

BOUGRIER, S.; HAWKINS, A.J.S.; HÉRAL, M. Predigested selection of different microalgal mixtures in *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis*, analyzed by flow cytometry. **Aquaculture**, v. 150, p. 123-134, 1997.

BOUILLON, S. et al. Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forests. **Oecologia**, v. 130, p. 441-448, 2002.

BREJÃO, G.L.; GERHARD, P.; ZUANON, J. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. **Neotrop Ichthyol**, v. 11, n. 2, p. 361-373, 2013.

BRUSLE, J. Sexuality and biology of reproduction in grey mullets. In: OREN, O.A. (ed.) **Aquiculture of grey mullets**. Cambridge: Press Syndicate of the University of Cambridge, 1981. p. 99-154.

CARDONA, L. Habitat selection by grey mullets (Osteichthyes: Mugilidae) in Mediterranean estuaries: the role of salinity. **Scientia Marina**, v. 70, p. 443-455, 2001.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, p. 1-14, 2002.

CERLING, T.E. et al. Stable isotopes in elephant hair document migration patterns and diet changes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 103, p. 371–373, 2006.

CHAVES, P.D.T.C.; OTTO, G. The mangrove as a temporary habitat for fish: the *Eucinostomus* Species at Guaratuba Bay, Brazil (25° 52'S; 48° 39'W). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 1, 1-8, 1999.

CHOY, C.A. et al. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 106, p. 13865-13869, 2009.

COGNIE, B. et al. Selection and processing of large, suspended algae in the oyster *Crassostrea gigas*. **Inter-Research Science Publisher**, v. 250, p. 145-152, 2003.

COGNIE, B. et al. Selection and processing of large, suspended algae in the oyster *Crassostrea gigas*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 250, p. 145-152, 2003.

COLE, D.C. et al. Blood mercury levels among Ontario anglers and sport-fish eaters. **Environmental Research**, v. 95, n. 3, p. 305-314, 2004.

CONTENTE, R.F.; STEFANONI, M.F.; GADIG, O.B.F. Size-related shifts in dietary composition of *Centropomus parallelus* (Peciformes: Centropomidae) in an estuarine ecosystem of the southeastern coast of Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 335-342, 2009.

COUSSEAU, M.B.; PERROTA, R.G. **Peces marinos de Argentina: biología, distribución, pesca**. Mar del Plata: INIDEP, 2004.

CRAWFORD, K.; MCDONALD, R. A.; BEARHOPS, S. Applications of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Manual Review**, v. 38, p. 87-107, 2008.

DALERUM, F.; ANGERBJÖRN, A. Resolving temporal variation in vertebrate diets using naturally occurring stable isotopes. **Oecologia**, p. 144, p. 647–658, 2005.

DEEGAN, L.A.; GARRITT, R. H. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 147, p. 31-47, 1997.

DELPANI, B.G. et al. First record of *Callorhynchus callorynchus* and *Trachurus lathamii*, in a south-western Atlantic coastal lagoon. **Marine Biodiversity Records**, v. 2, E90, 2009.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Mechanism of carbon isotope fractionation associated with lipid synthesis. **Science**, v. 197, n. 4300, 261-263, 1977.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495-506, 1978.

DESLOUS-PAOLI, J.; HÉRAL, M. Biochemical composition and energy value of *Crassostrea gigas* (Thunberg) cultured in the bay of Marennes-Oléron. **Aquatic Living Resources**, v. 1, n. 4, p. 239-249, 1988.

DINDO, J.J.; MACGREGOR, R. Annual Cycle of Serum Gonadal Steroids and Serum Lipids in Striped Mullet. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 110, n. 3, p. 403-409. 1981.

ESPÍRITO SANTO, R.D.; ISAAC, V.J. Alimentação e aspectos da reprodução de uricica *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Siluriformes, Ariidae), no estuário do rio Caeté (município de Bragança-PA). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Zoologia**, v. 15, n. 1, p. 95-111, 1999.

FARQUHAR, G.D.; EHLERINGER, J.R.; HUBICK, K.T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 40, p. 503-537, 1989.

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Teleostei (2)**. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1980. 90 p.

FORSBERG, B.R. et al. A. Autotrophic carbon sources for fish of the central Amazon. **Ecology**, v. 74, p. 643-652, 1993.

FRANÇA, S. et al. 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. 204-215, 2011.

FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. New York: Springer Science, 2006.

FRY, B.; SHERR, E. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. **Contributions in Marine Science**, v. 27, p. 13-47, 1984.

GARCIA, A.M. et al. Isotope 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.M. et al. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. **Environmental Biology of Fishes**, v. 68, n. 3, p. 215-228, 2003.

GARCIA, A.M.; VIEIRA, J.P.; WINEMILLER, K.O. Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, n. 3, p. 489-500, 2003.

GARCIA, S.M.; RICE, J.; CHARLES, A. Balanced harvesting in fisheries: a preliminary analysis of management implications. **Journal of Marine Science**, v. 73, n. 6, p. 1668-1678, 2016.

GARCIA, T.O.; GIARRRIZZO, T. Nível trófico de peixes da costa brasileira. **Biota Amazônia**, v. 4, n. 2, p. 130-160, 2014.

GIARRIZZO, T.; SCHWAMBORN, R.; SAINT-PAUL, U. Utilization of carbon in a Northern Brazilian mangrove ecosystem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 95, n. 4, p. 447-457, 2011.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 1, p. 41-47, 2008.

GONZALEZ, J.G. et al. Trophic resource partitioning of two snook fish species (Centropomidae) in tropical estuaries in Brazil as evidenced by stable isotope analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, art. 106287, 2019.

HAIRSTON, N.G.; SMITH, F.E.; SLOBODKIN, S.L. Community structure, population control, and competition. **American Naturalist**, v. 94, p. 421-425, 1960.

HANDLEY, L.L. et al. Determination of the natural abundances of the stable isotopes of ^{15}N and ^{13}C by mass spectrometry: a simplified manual method for the preparation of N_2 and CO_2 . **Functional Ecology**, v. 5, p. 119-124, 1991.

HERZKA, C.K.J.B. et al. Assessing connectivity of estuarine fishes based on stable isotope ratio analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 58-69, 2005.

JENKINS, G.S.; SUTHERLAND, C.R. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: Colonization and turnover rate of fishes associated with artificial macrophyte beds of varying physical structure. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 218, p. 103-125, 1997.

JEPSEN, D.B.; WINEMILLER, K.O. Structure of tropical river food webs reveals by stable isotope rations. **Oikos**, v. 96, p. 46-55, 2002.

LEBRETON, B. et al. Trophic ecology of mullets during their spring migration in a European saltmarsh: a stable isotope study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 91, n. 4, p. 502-510, 2011.

LEGAT, J.F.A. et al. Reproductive cycle of the mangrove oyster, *Crassostrea gasar* (Adanson, 1975) in tropical and temperate climates. **Aquaculture Research**, v. 52, n. 3, p. 991-1000, 2020.

LEMOS, V.M. et al. Migration, and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. **Fish Biology**, v. 85, n. 3, p. 671-687, 2014.

LEVIN, P.R.; MALONE, J. Interactive e of habitat selection, food supply and predation on recruitment of an estuarine fish. **Oecologia**, v. 112, p. 55-63, 1997.

LIRA, A. et al. Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. **Journal of Marine Systems**, v. 182, p. 31-45, 2018.

LOC'H, F.L. et al. Spatio temporal isotopic signatures ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) reveal that two sympatric west African mullet species do not feed on the same basal production sources. **Journal of Fish Biology**, v. 86, p. 1444-1453, 2015.

LOPES, P.F.; BEGOSSI, A. Temporal changes in caiçara artisanal fishing and alternatives for management: a case study on the southeastern Brazilian coast. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 53-62, 2008.

MAGNUSSON, W.E. et al. Contributions of C3 and C4 plants to higher trophic levels in an Amazonian savanna. **Oecologia**, v. 119, p. 91-96, 1999.

MALET, N. et al. Effect of seasonal variation in trophic conditions and the gametogenic cycle on $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ levels of diploid and triploid Pacific oysters *Crassostrea gigas*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 346, p. 203-217, 2007.

MARCENIUK, A.P. et al. *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766). In: **The IUCN Red List of Threatened Species**. Copenhagen, Denmark, 2015.

McCLELLAND, J.W.; VALIELA, I. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. **Limnology and Oceanography**, v. 43, n. 4, p. 577-585, 1998.

McCUTCHAN JUNIOR, J.H. et al. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos**, v. 102, n. 2, p. 379-390, 2003.

MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil**. IV. Teleostei (3). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1980. 96 p.

MESCHIATTI, A.J. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 7, p. 115-137, 1995.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Step-wise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\Delta^{15}\text{N}$ its and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 1135-1140, 1984.

MISHIMA, M.; TANJI, S. Fatores abióticos relacionados à distribuição e abundância de bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino lagunar de Cananéia (25°W , 48°W). **Boletim do Instituto Pesca**, v. 10, p. 17-27, 1983.

MORAES, L.E. **Composição, abundância e diversidade da ictiofauna demersal da plataforma continental interna de Ilhéus, Bahia, Brasil**. 2006. 68 p. Dissertação (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2006.

MYERS, G.S. Freshwater fishes and West Indian zoogeography. **Annual Report of Smithsonian Institute**, p. 339-364, 1938.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspot for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NELSON, J.A.; DEEGAN, L.A.; GARRITT, R. Drivers of spatial and temporal variability in estuarine food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 533, p. 67–77, 2015.

NEWSOME, S.D. et al. A niche for isotope ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 429-436, 2007.

NYBAKKEN, J.W.; BERTNESS, M.D. **Marine Biology**: an ecology approach. São Francisco: Benjamin Cumming, 2005.

OAKES, K. D. et al. Biomonitoring of perfluorochemicals and toxicity to the downstream fish community of Etobicoke Creek following deployment of aqueous film-forming foam. **Aquatic Toxicology**, v. 98, n. 2, p. 120-129, 2010.

OLIVEIRA, M.C.L.M. et al. Transport of marine-derived nutrients to subtropical freshwater food webs by juvenile mullets: a case study in southern Brazil. **Aquatic Biology**, v. 20, p. 91-100, 2014.

OLIVEIRA, M.R. et al. Estratégias reprodutivas de sete espécies de peixes das águas costeiras do Rio grande do Norte, Brasil. **Revista HOLOS**, v. 31, n. 6, p. 107-122, 2015.

PACHECO TACK, R.; COUSSEAU, M.B. Sobre la denominación específica del surel del sector bonaerense (Pisces, Fam. Carangidae). **Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero**, v. 9, p. 59-77, 1994.

PAINE, R.T. The Pisaster-Tegula interaction: prey catches, predator food preference and intertidal community structure. **Ecology**, v. 50, p. 950-961, 1969.

PASQUAUD, S. et al. A preliminary investigation of the fish food web in the Gerond estuary, France, using dietary and stable isotope analyses. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, n. 2, p. 267-279, 2008.

PASQUAUD, S. et al. Determination of fish trophic levels in an estuarine system. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 86, n. 2, p. 237-246, 2010.

PELAGE, L. et al. Balanced harvest as a potential management strategy for tropical small-scale fisheries. ICES (Int. Counc. Explor. Sea). **Journal of Marine Science**, v. 78, n. 7, p. 2547-2561, 2021.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293-320, 1987.

PINNEGAR, J.K.; POLUNIN, N.V.C. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. **Functional Ecology**, v. 13, n. 2, p. 225-231, 1999.

POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecological Society of America**, v. 83, p. 703-718, 2002.

RABELO, L.B. et al. Observações preliminares sobre o hábito alimentar do robalo flecha *Centropomus undecimalis* (BLOCK 1972) e robalo peva *Centropomus parallelus* (POEY 1860), no estuário de caravelas (Bahia, Brasil). **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, v. 17, p. 89-96, 2009.

RANGELY, J. et al. Estratégias de pesca artesanal no litoral marinho alagoano (Brasil). **Boletim do Instituto de Pesca**, 36, n. 4, p. 263-275, 2018.

RODRIGUES, M. et al. Sedimentação atual nas enseadas de Ubatumirim e Picinguaba, região norte de Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 50, p. 27-45, 2002.

ROOKER, J.R. et al. A. Spatial and temporal variability in growth, mortality, and recruitment potential of post settlement red drum, *Sciaenops acellatus*, in a subtropical estuary. **Fishery Bulletin**, v. 97, n. 3, p. 581-590, 1999.

ROSADO-SOLÓRZANO, R.; DEL PROO, S.A.G. Preliminary trophic structure model for Tampamachoco lagoon, Veracruz, Mexico. **Ecological Modelling**, v. 109, n. 2, p. 141-154, 1998.

RUEDA, P.S. et al. Sedimento em el contenido estomacal de *Mugil cephalus* y *Mugil curema* (Mugiliformes: Mugilidae) em laguna de Tamiahua, Mexico. **Revista de Biología Tropical**, v. 45, n. 3, p. 1163-1166, 1997.

SACCARDO, S.A.; KATSURAGAWA, M. Biology of the rough scad *Trachurus lathami*, on the southeastern coast of Brazil. **Scientia Marina (Espana)**, v. 59, n. 3-4, p. 265-277, 1995.

SANT'ANNA, V.B.; COLEETE, B.B.; GODFREY, S.D.J. *Belone coutermanni*, a new Miocene needlefish (Belonidae) from the St. Mary's Formation of Calvert Cliffs Maryland. **Proceedings of the Biological Society of Washington**, v. 126, v. 2, p. 137-150, 2013.

SEELIGER, U. The Patos Lagoon estuary, Brazil. In: SEELIGER, U.; KJERFVE, B (ed.). **Coastal Marine Ecosystems of Latin American**. Berlin: Springer Verlag, 2001. p. 167-182.

SELLESLAGH, J. et al. Feeding habitats, connectivity and origin of organic matter supporting fish populations in an estuary with a reduced intertidal area assessed by stable isotopic analysis. **Estuaries and Coasts**, v. 38, p. 1431-1447, 2015.

SMITH, B.N.; EPSTEIN, S. Two Categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Ratios for Higher Plants. **Plant Physiology**, v. 47, p. 380-384, 1971.

SOARES, E.C. et al. Ictiofauna e pesca no entorno de Penedo, Alagoas. **Biotemas**, v. 24, n. 1, p. 61-67, 2011.

THONGTHAM, N. Leaf removal by sesarmid crabs in Bangrong mangrove forest, Phuket, Thailand; with emphasis on the feeding ecology of *Neoepiserarma versicolor*. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 80, p. 583-590, 2008.

TUE, N.T. et al. Sources and exchange of particulate organic matter in an estuarine mangrove ecosystem of Xuan Thuy National Park, Vietnam. **Estuaries and Coasts**, v. 35, p. 1060–1068, 2012.

VALIELA, I. **Marine ecological processes**. New York: Springer, 1995. 686 p.

VANDERKLIFT, M.A.; PONSARD, S. Sources of variation in consumer-diet $\Delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. **Oecologia**, v. 136, p. 169-182, 2003.

VASCONCELLOS, A.N.; SANCHES, F.O. Análise e especialização dos manguezais no município de Ubatuba (SP) utilizando-se de sensoriamento remoto. **Enciclopédia Biosfera - Centro Científico Conhecer**, v. 5, n. 8, p. 1-21, 2009.

VELASCO, G.; REIS, E.G. Changes in growth seasonality throughout *Netuma barba* (Lacépède, 1803) (Siluriformes, Ariidae) ontogeny. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 913-914, 2004.

VELASCO, G.; REIS, E.G.; VIEIRA, J.P. Calculating growth parameters of *Genidens barbatus* (Siluriformes, Ariidae) using length composition and age data. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 23, n. 1, p. 64-69, 2007.

VIZZINI, S. et al. Spatial variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios in a Mediterranean coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v. 550, p. 73-82, 2005.

WEINSTEIN, M.P.; WEISS, S.L.; WALTERS, M.F. Multiple determination of community structure in shallow marsh habitats, Cape Fear River estuary, North Carolina, USA. **Marine Biology**, v. 53, p. 227-246, 1980.

WHITFIELD, A.K. Fish food webs in a south African estuary: a special and temporal assessment. **Environmental Biology of Fishes**, v. 103, p. 1495-1512, 2020.

WHITFIELD, A.K. et al. Causes and consequences of human induced impacts on a ubiquitous estuary-dependent marine fish species. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 28, n. 1, p. 19-31, 2018.

WINEMILLER, K.O. et al. Stable isotope analysis reveals food web structure and watershed impacts along the fluvial gradient of a Mesoamerican coastal river. **River Research and Applications**, v. 27, n. 6, p. 791-803, 2011.

WOLF, K. Freshwater fishes. In: KRUSE JUNIOR, P.F.; PETERSON JUNIOR, M.K. (eds.). **Tissue culture methods and applications**. New York: Academic Press, 1973. p. 138-143.

4. Ecologia isotópica dos robalos *Centropomus undecimalis* e *Centropomus parallelus* no Rio Quiririm, estuário da Praia do Puruba em Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo

Resumo

Os robalos *Centropomus* spp. são predadores de grande valor econômico capturados pela pesca artesanal, comercial e recreativa em estuários tropicais e subtropicais em todo continente americano. Entre as seis espécies simpátricas encontradas nos estuários, *Centropomus undecimalis* e *Centropomus parallelus* são as que possuem maior valor econômico, tamanho significativo, distribuições amplas e abundância nos sistemas brasileiros. Por muito tempo os estudos de alimentação de peixes no seu habitat têm sido embasadas em análise de conteúdo estomacal, pois, essa técnica permite a identificação e quantificação das presas recém ingeridas e desta forma, fornece uma visão geral sobre a dieta de um determinado consumidor. Outra técnica empregada em estudos com dieta é a metodologia de uso dos isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ incorporados no tecido dos consumidores para que assim, possa ser rastreado e identificado suas fontes basais, possíveis presas e o nível trófico na teia alimentar. Esse método apresenta interpretações robustas dos recursos tróficos entre populações, podendo inferir a complexidade trófica e os caminhos que a energia percorre. Nos últimos anos, a área de pesquisa com ecossistemas estuarinos com a utilização da metodologia de isótopos estáveis obteve grande avanços. Dez espécimes de *C. undecimalis* foi capturado no verão, porém nas outras estações não foram encontrados nas campanhas de captura. Esses espécimes indicam uma variação de comprimento total de 200 - 560mm. Os espécimes de *C. parallelus* foi capturado em todas as estações e apresentaram uma variação de tamanho de 200 – 650 mm. Contudo, os dados dos robalos não mostraram uma possível variação ontogenética nesse intervalo de tamanhos em relação a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. A contribuição das fontes de recursos alimentares para *C. undecimalis* foram *Uca* spp. com 43,6%, peixes residentes com 37,3%, POM costeiro 11,4%, peixes transitórios 6,7% e POM estuarino com 1,1%, mostrando uma forte tendência de hábito alimentar carcinófoga-piscívoro. Por outro lado, a fonte de contribuição significativa em todas as estações para *C. parallelus* foram POM estuarino, seguido de *Uca* spp. e peixes residentes. Esses dados indicam que *C. parallelus* apresenta uma tendência nesse intervalo de tamanho por itens como e.g. zooplânctivora presentes no material particulado e carcinófago-piscívoros. No entanto, no verão *C. parallelus* teve uma contribuição maior de POM costeiro e peixes residentes em relação a outras estações. Esses dados corroboram com a amplitude de nicho ampla apresentada no verão em relação aos espécimes de *C. undecimalis*. Houve sobreposição de nicho, no entanto, a área ocupada por *C. undecimalis* foi de 9,9% e para *C. parallelus* a área foi de 71,7%. Essas análises sugerem que mesmo ocorrendo a sobreposição provavelmente não houve competição e sim compartilhamento de fontes basais e presas em proporções diferentes. Compreender como os indivíduos do gênero *Centropomus* spp. utiliza os recursos disponíveis é de extrema importância para a avaliação do seu papel ecológico nos estuários. Conquanto preliminares, os resultados desse trabalho representam uma contribuição importante de dados para futuras comparações no mesmo sistema e futuras estratégias de conservação para a espécie que apresenta um grande valor comercial.

Palavras-chave: Nicho isotópico; Dieta; Fluxo de energia, Gênero

Abstract

Snook fish *Centropomus* spp. are predators of great economic value captured by artisanal, commercial, and recreational fisheries in tropical and subtropical estuaries throughout the American continent. Among the six sympatric species found in estuaries, *Centropomus undecimalis* and *Centropomus parallelus* are the ones with the highest economic value, significant size, wide distribution, and abundance in Brazilian systems. For a long time, studies of fish feeding in their habitat have been based on analysis of stomach contents, since this technique allows the identification and quantification of newly ingested prey and, in this way, provides an overview of the diet of a particular consumer. Another technique used in diet studies is the methodology of using stable isotopes of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ incorporated into the tissue of consumers so that their basal sources, possible prey, and trophic level in the food web can be traced and identified. This method presents robust interpretations of trophic resources between populations, being able to infer the trophic complexity and the paths that energy travels. In recent years, the area of research with estuarine ecosystems using the methodology of stable isotopes has made great advances. Ten individuals of *C. undecimalis* were captured in the summer, but in other seasons they were not found in the capture campaigns. These individuals point to a total length variation of 200-560mm. *C. parallelus* specimens were captured in all seasons and showed a size variation of 200 – 650 mm. However, the snook fish data did not show a possible ontogenetic variation in this size range in relation to $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. The contribution of food sources for *C. undecimalis* were *Uca* spp. with 43.6%, resident fish with 37.3%, coastal POM with 11.4%, transient fish with 6.7% and estuarine POM with 1.1 %. Showing a strong tendency of carcinophagous-piscivorous feeding habits. On the other hand, the source of significant contribution in all seasons for *C. parallelus* were estuarine POM, followed by *Uca* spp. and resident fish. These data indicate that *C. parallelus* shows a trend in this size range for items such as e.g., zooplanktivores present in particulate matter and carcinophagous-piscivores. However, in summer *C. parallelus* had a higher contribution of coastal POM and resident fish compared to other seasons. These data corroborate the broad niche breadth presented in the summer in relation to individuals of *C. undecimalis*. There was niche overlap, however, the area occupied by *C. undecimalis* was 9.9% and for *C. parallelus* the area was 71.7%. These analyzes suggest that, even with the overlap, there was no competition, but the sharing of basal sources and prey in different proportions. Understanding how individuals of the genus *Centropomus* spp. use available resources is extremely important for the assessment of their ecological role in estuaries. The results of this work are preliminary and need further studies. However, it points to an important contribution of data for future comparisons in the same system and future conservation strategies for the species that has great commercial value.

Keywords: Isotopic niche; Diet; Energy flow, Genus *Centropomus* spp.

4.1 Introdução

Os robalos *Centropomus* spp. são predadores de grande valor econômico capturados pela pesca artesanal, comercial e recreativa em estuários tropicais e subtropicais em todo continente americano (ORREL, 2002; MULLER; TROTTLER; SEEVENS, 2015). Entre as seis espécies simpátricas encontradas nos estuários do sudeste do Brasil, *Centropomus undecimalis* e *Centropomus parallelus* são as que possuem maior valor econômico, tamanho significativo, distribuições amplas e abundância nos sistemas brasileiros (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980; RIVAS, 1986).

Os robalos são espécies dependentes estuarinas com tolerância a grandes variações de salinidade apresentando um mosaico de habitats estuarinos e costeiro (BARBOUR; ADAMS, 2012; DAROS; SPACH; CORREA, 2016). Blewett, Hensley e Stevens (2006), Contente, Stefanoni e Gadig (2009), Dutka-Gianelli (2014) e Lira et al. (2017) encontraram que tanto *C. undecimalis* como *C. parallelus* apresentam uma dieta composta principalmente de crustáceos e peixes (carcinófagos-piscívoras). Por outro lado, Della-Patrona (1984) relatou que juvenis apresentam preferência alimentar por dieta zooplancívora e os adultos apresentam uma dieta carcinófago-piscívoras em um estuário no litoral do Rio de Janeiro (Brasil).

Estudos realizados através do método de conteúdo estomacal e análise com isótopos estáveis de carbono e nitrogênio mostraram diferenças no uso do habitat e no comportamento alimentar carcinófago-piscívoro para reduzir competição (ARÁGON-FLORES et al., 2022). Segundo Blewett, Stevens e Marvin (2013) e Stevens et al. (2020), a partição temporal em quatro espécies de robalos, incluindo *C. undecimalis* e *C. parallelus*, estava relacionada aos diferentes padrões de movimentação ao longo do ambiente, como migração para reprodução (ambiente estuarino vs. costeiro), tolerância fisiológica e variações na temperatura, por exemplo. Em adição, as mudanças no habitat causada por atividades antrópicas podem influenciar os limites ambientais dos sistemas estuarino e a conexão com o mar (CIANCIOTTO et al., 2019). Nesse sentido, essas mudanças podem afetar diretamente vários processos ecológicos como a disponibilidade de presas, distribuição de espécies de presas e processos interespecíficos como a competição entre os predadores estuarinos (ADAMS; KIRBY-WOLF; LAYMAN, 2009; BOUCEK; REHAGE, 2013; CIANCIOTTO et al., 2019). Estudos que avaliam o nicho trófico demonstraram a sobreposição de nicho entre *C. undecimalis* e *C. parallelus* (LIRA et

al., 2017; GONZALEZ et al., 2019; MALINOWSKI et al., 2019). Entretanto, a competição foi evitada porque as espécies desenvolveram estratégias alimentares diferenciadas, sendo que *C. undecimalis* consumiu presas pelágicas e *C. parallelus* consumiu presas bentônicas (LIRA et al., 2017; GONZALEZ et al., 2019; MALINOWSKI et al., 2019).

Por muito tempo os estudos de alimentação de peixes no seu habitat têm sido embasados em análise de conteúdo estomacal, pois, essa técnica permite a identificação e quantificação das presas recém ingeridas e, desta forma, fornece uma visão geral sobre a dieta de um determinado consumidor (HYSLOP, 1980; CONTENTE; STEFANONI; GADIG, 2009). Outra técnica empregada em estudos com dieta é a metodologia de uso dos isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ incorporados no tecido dos consumidores que permite possam ser rastreadas e identificadas suas fontes basais, possíveis presas e o nível trófico na teia alimentar (DENIRO; EPSTEIN, 1978; 1981). Esse método apresenta interpretações robustas dos recursos tróficos entre populações, podendo inferir a complexidade trófica e os caminhos que a energia percorre (KREBS, 1998; JACKSON et al., 2011; MALINOWSKI et al., 2019). Nos últimos anos, a pesquisa em ecossistemas estuarinos com a utilização da metodologia de isótopos estáveis obteve grande avanços (BLABER, 2013).

Entretanto, a maioria dos estudos foram realizados em sistemas temperados (DEEGAN; GARRITT, 1997; LITVIN; WEINSTEIN, 2003), em estuários subtropicais e tropicais na Austrália (MELVILLE; CONNOLLY, 2003; COOK; HINDELL; GORMAN, 2005), África do Sul e Senegal (PATERSON; WHITFIELD, 1997; FAYE et al., 2011), Japão e Sudeste Asiático (KANG et al., 2003; DOI et al., 2005) e Brasil, Lagoa dos Patos no Rio grande do Sul (GARCIA et al., 2007). Diante disso, se faz necessário um estudo que determine o fluxo de energia e a estrutura da rede alimentar aquática e o funcionamento de habitats estuarinos na América do Sul (BLABER 2013; BLABER; BARELETTA, 2016). Esse foi o primeiro estudo que abordou a utilização da metodologia de isótopos estáveis no Rio Quiririm, situado no estuário da Praia do Puruba no litoral Norte do Estado de São Paulo, e forneceu uma base para futuras comparações com outros sistemas estuarinos, mas também para futuras comparações de alterações temporais ou especiais ocorridas nesse mesmo ecossistema. Diante desse contexto, o principal objetivo foi estabelecer as principais fontes basais e presas, suas contribuições e o nível trófico para as espécies simpátricas de robalo flecha (*C. undecimalis*) e robalo peva (*C. parallelus*) nos pontos

amostrados e nas estações e testar a possível variação interespecífica na amplitude de nicho isotópico dos robalos nos pontos amostrados e nas estações.

4.2 Material e Métodos

Campanhas de campo no ano de 2020 para realizar coleta de peixes, invertebrados e fontes basais (POM – Material Orgânico Particulado em Suspensão e SOM – Material Orgânica no Sedimento) representando verão, outono, inverno e primavera foram realizadas em um ponto amostral do Rio Quiririm, determinado com GPS sob seguintes coordenadas: 23°34'52"S, 44°92'77"W, representando um ponto amostral no estuário inferior com baixa salinidade e composta por manguezais. O POM e o SOM costeiro foram coletados na Praia do Puruba 23°36'13"S, 44°92'77"W.

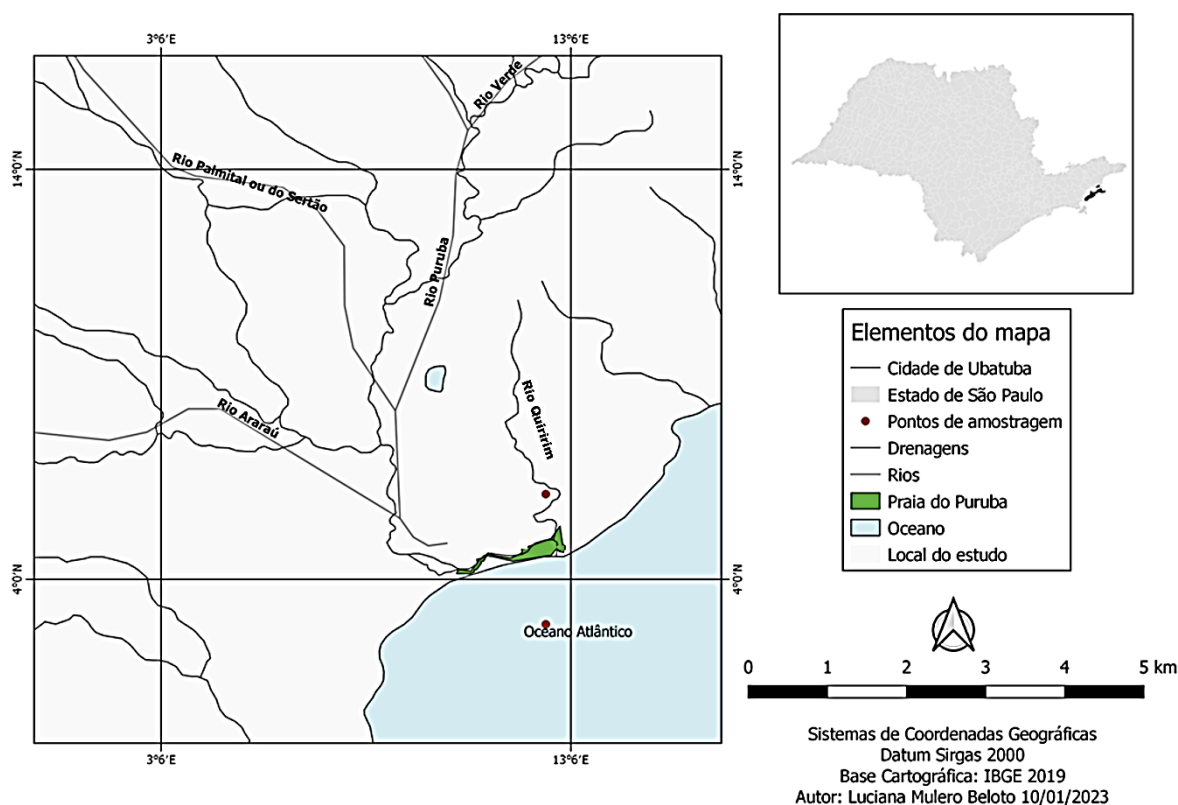


Figura 1 - Mapa do Município de Ubatuba – Litoral Norte de São Paulo e a localização da Praia do Puruba e Rio Quiririm.

O POM nos locais amostrados foi coletado com a garrafa diretamente na água sempre na mesma profundidade e no ponto específico. Foi realizado a coleta de cinco réplicas por estação do ano. Essas garrafas foram colocadas no gelo, transportadas até o laboratório e em seguida filtradas com uma bomba à vácuo (modelo GBv70234A-

AzBiv) com um filtro de quartzo Whatman QM-A, $\varnothing = 0,20 \mu\text{m}$. Em seguida, os filtros foram secos em estufa a 60°C por 48 horas e armazenados para posterior análise das $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

Os peixes foram capturados através da pesca artesanal observado o disposto na Lei nº 11.959/2009 (Lei da Pesca) (rede de espera de 10m de comprimento por 3 metros de altura e malha de 35, 50 e 70mm entre nós. Foram coletadas três réplicas por dia em três a cinco dias de coleta. As espécies foram identificadas pelo manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Amostras de músculo (<1cm, músculo anterodorsal) de todos os indivíduos capturados foram coletadas e armazenadas em potes individuais sem a utilização de produtos químicos. O gênero *Uca* spp. foi utilizado inteiro e capturado manualmente. Posteriormente todas as amostras foram lavadas com água destilada, secas na estufa a 60°C por 48 horas, maceradas e armazenadas para posterior análise das $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

4.2.1 Metodologia analítica

O peso do material animal e vegetal coletado foi de 0,8 – 1,0 mg e 2,0 – 3,0 mg, respectivamente. Entretanto, o material particulado em suspensão e o sedimento foi utilizado o peso suficiente para emitir o valor isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e colocado em pequenas (capsulas de estanho).

As composições isotópicas de carbono e nitrogênio foram determinadas pela combustão “on-line” da amostra por CF-IRMS em um analisador Carlo Erba (CHN-1110) acoplado ao espectrômetro de massa Delta Plus, no LEI-CENA/USP. O cálculo da composição isotópica do carbono e nitrogênio foi realizado por meio da equação:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ‰ ou } \delta^{15}\text{N} \text{ ‰} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000 \quad (1)$$

onde R é a razão molar $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ na amostra e no padrão, sendo os resultados representados em delta (δ) por mil (‰). Os padrões usados para o carbono e nitrogênio foram o Pee Dee Belemnite (PDB) e o ar atmosférico (AIR), respectivamente. O erro analítico das medidas isotópicas estimado foi de 0,3 ‰ para

o $\delta^{13}\text{C}$ e 0,5 ‰ para o $\delta^{15}\text{N}$ por meio de medidas repetidas do padrão interno “sugarcane”.

4.2.2 Forma de análise dos resultados

Foram analisados dados de contribuição das fontes basais e possíveis fontes de presas no ponto de amostragem das espécies de robalos *C. undecimalis* e *C. parallelus* nas estações ao longo do ano. Os modelos de mistura isotópica que utilizam valores isotópicos com o objetivo de determinar as contribuições de uso dos recursos alimentares necessitam de estimativas precisas do fator de discriminação para fornecerem dados confiáveis (PHILLIPS e GREGG 2001). As contribuições isotópicas das possíveis fontes de recursos foram calculadas utilizando o modelo de mistura MixSIAR (PARNELL et al. 2013).

A posição trófica da ictiofauna do Rio Quiririm nas respectivas estações do ano foi realizada pela fórmula proposta por Post (2002):

$$\text{Posição trófica} = \lambda + (\delta^{15}\text{N predador} - \delta^{15}\text{N bivalve}) / \text{FD} \quad (2)$$

onde, λ é o nível trófico de consumidores que estimam a base da cadeia alimentar, que neste caso é $\lambda = 2$, porque os bivalves são consumidores primários, $\delta^{15}\text{N predador}$ é assinatura das espécies consumidoras em estudo, $\delta^{15}\text{N bivalve}$ é assinatura das espécies de bivalves coletados e FD é fator de discriminação trófica e será considerado o de 2,54 ‰ seguindo a metanálise de Vanderklift e Ponsard (2003).

Os dados que entraram no modelo foram as composições isotópicas de carbono e nitrogênio dos robalos e um fator de discriminação documentado na literatura. Para os robalos podem ser utilizados dois diferentes fatores de discriminação tanto para $\delta^{13}\text{C}$ como para $\delta^{15}\text{N}$, caso os níveis tróficos encontrados para os robalos estejam entre 2 e 3 os valores utilizados são $\Delta^{13}\text{C} = 0,47 \pm 1,23\text{‰}$; $\Delta^{15}\text{N} = 2,54 \pm 0,11\text{‰}$; caso sejam maior que o terceiro nível trófico os valores utilizados são $\Delta^{13}\text{C} = 0,94 \pm 1,73\text{‰}$; $\Delta^{15}\text{N} = 5,08 \pm 0,15\text{‰}$ (VANDER-ZANDEN; RASMUSSEN, 2001; VANDERKLIFT; PONSARD, 2003). Os elementos de concentração de %C e %N medidos para cada recurso basal serão utilizados para aumentar a precisão do modelo (PHILLIPS et al., 2014).

Estudos anteriores têm utilizado a métrica da área total (área do polígono convexo formado pelos pontos extremos no espaço $\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$) para calcular a amplitude do nicho isotópico (LAYMAN et al., 2007a; LAYMAN et al., 2007b). No entanto, esta estimativa pode ser fortemente influenciada pelo tamanho da amostra, tornando esse modelo inviável em comparações de grupos com números amostrais distintos (JACKSON et al., 2011). Para resolver esse problema, a amplitude do nicho isotópico foi calculada por meio da metodologia de elipse padrão que utiliza a inferência bayesiana (SEA_B) e se mostra robusta à variação no tamanho amostral (JACKSON et al., 2011). Essa métrica foi estimada a partir da variância e covariância de dados x e y (conjunto de dados bivariados) contendo aproximadamente 40% dos dados e revelando, desta forma, o nicho central (JACKSON et al., 2011). Valores de probabilidades para verificar diferenças estatísticas da amplitude de nicho isotópico entre as espécies, *C. undecimalis* e *C. parallelus* foram obtidos calculando a proporção do número total de simulações (10.000) onde um grupo tem a maior SEA_B que o outro. Detalhes a respeito dos cálculos podem ser encontrados em Jackson et al. (2011). Todas as métricas foram calculadas usando o pacote SIBER (“Stable Isotope Analysis in R”) (PARNELL; JACKSON, 2015) no software estatístico R 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018).

Foi realizada regressão linear a fim de determinar a existência possível variação ontogenética entre as espécies. A análise de variância ANOVA e o teste de comparação de médias Tukey ($\alpha = 0,05$) foram utilizados para determinar possíveis diferenças entre a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *C. parallelus* ao longo das estações. Foram ainda realizadas comparações com o Teste t-Student da $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *C. undecimalis* e *C. parallelus*. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Origin 2020[®] (OriginLab Corporation).

4.3 Resultados

4.3.1 Contribuição de fontes de recursos *Centropomus undecimalis*

No total foram capturados somente no verão 10 espécimes de *C. undecimalis* apresentando uma média de comprimento total de $370,00 \pm 114,89\text{mm}$ (200 - 560mm), média de $\delta^{13}\text{C} = -23,06 \pm 0,97\text{‰}$ ($-24,80 - -21,83\text{‰}$) e média de $\delta^{15}\text{N} = 12,35 \pm 0,53\text{‰}$ ($11,20 - 12,80\text{‰}$). Não houve relação significativa entre $\delta^{13}\text{C}$ e o comprimento total (F

= 3,01; gl = 9; $p = 0,120$; $r^2 = 0,18$). O mesmo foi encontrado para a relação da $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total ($F = 2,18$; gl = 9; $p = 0,180$; $r^2 = 0,12$) (Figura 2).

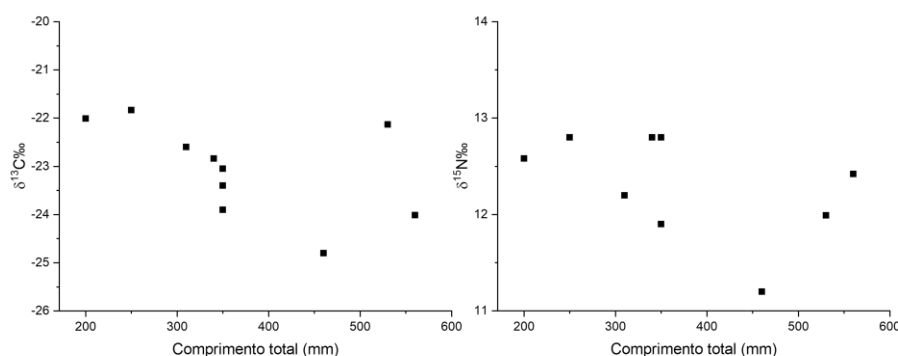


Figura 2 – Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Centropomus undecimalis* no verão.

Para os espécimes de *C. undecimalis* foi utilizado o fator de discriminação de $\Delta^{13}\text{C} = 0,47 \pm 1,23\text{‰}$; $\Delta^{15}\text{N} = 2,54 \pm 0,11\text{‰}$ (VANDER-ZANDEN; RASMUSSEN, 2001; VANDERKLIFT; PONSARD, 2003), uma vez que foi encontrado o valor do fracionamento de 3,85 equivalendo ao segundo nível trófico. Seguindo a literatura relacionada com trabalhos que envolveram estudo de dieta com conteúdo estomacal, as fontes foram divididas em *Brachyura Uca* spp, peixes residentes (*Geophagus brasiliensis* e espécimes da família Belontiidae) e peixes transitórios (*Mugil cephalus*, *Mugil curema*, *Genidens barbus*, *Eugerres brasilianus*, *Anchoviella lepidentostole*, *Centropomus parallelus*). Foi também incluído na análise o POM do estuário e costeiro (Tabela 4.0).

Tabela 4.0 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos de *Centropomus undecimalis* coletados no verão no Rio Quirimim.

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,91 \pm 0,27	4,57 \pm 0,47
POM COSTEIRO	15	-19,18 \pm 0,22	7,00 \pm 0,53
UCA	13	-28,06 \pm 1,00	6,52 \pm 0,95
PEIXES RESIDENTES	29	-25,17 \pm 1,29	9,08 \pm 0,89
PEIXES TRANSITÓRIOS	109	-21,56 \pm 4,10	10,60 \pm 1,75

A maior contribuição como fonte de recurso da dieta de *C. undecimalis* foi correspondente ao gênero *Uca* spp. com 43,6% (I.Cr 97,5% = 17 – 71,6%), seguida por peixes residentes com 37,3% (I.Cr 97,5% = 14,2% – 64,0%). Com menor

contribuição seguem os peixes transitórios apresentando 6,7% (I.Cr 97,5% = 0 – 36,6%), POM costeiro, 11,4% (I.Cr 97,5% = 0% – 43,1,0%) e POM estuário, 1,1% (I.Cr 97,5% = 0% – 16,2%) (Figuras 3 e 4).

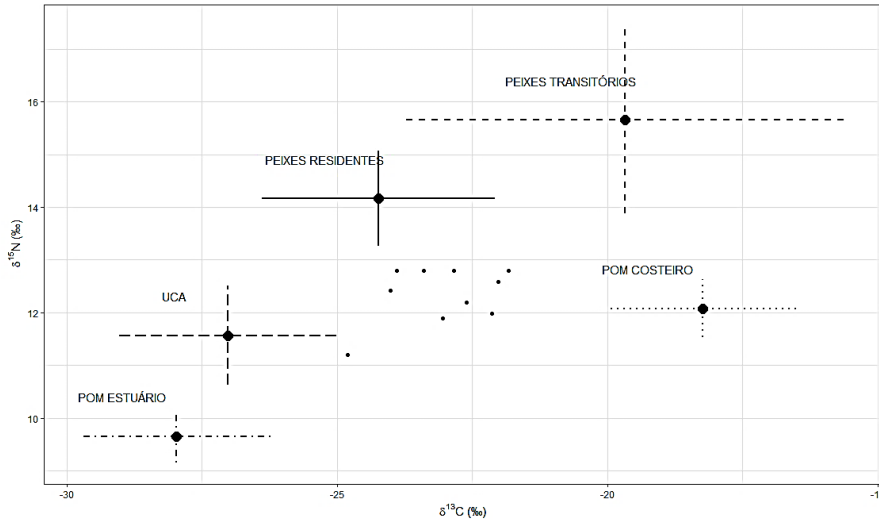


Figura 3 – Valores médios da $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ ($\pm\text{DP}$) de *Centropomus undecimalis* no verão e das fontes de recursos.

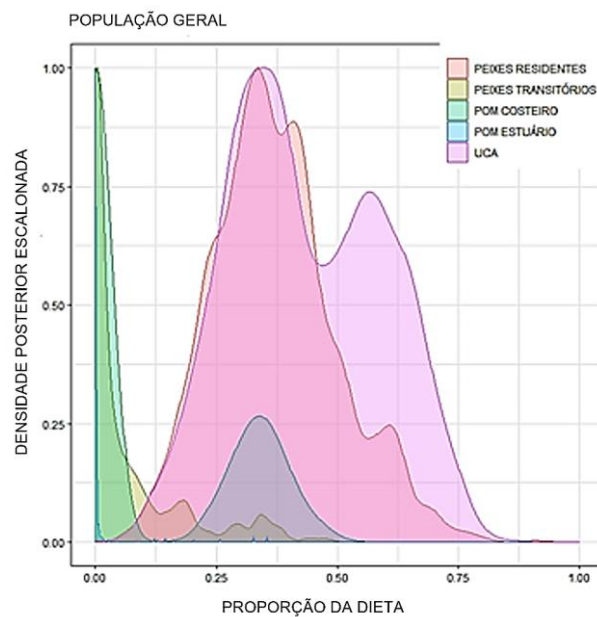
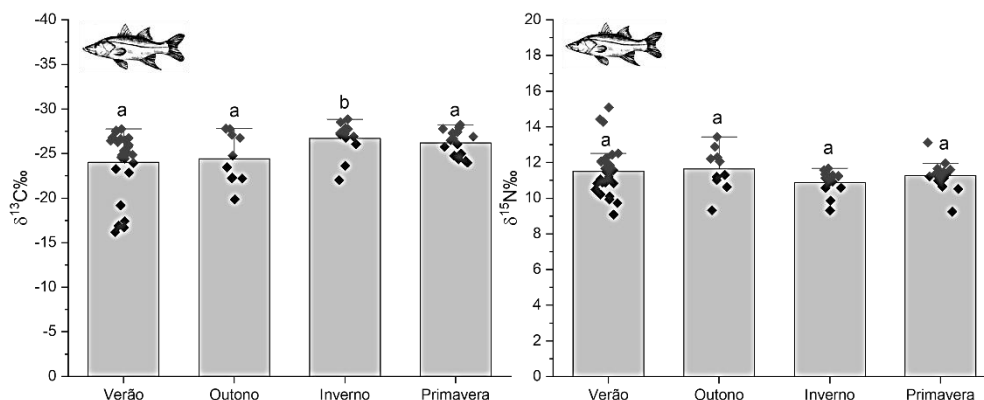


Figura 4 – Distribuição posterior das contribuições relativas das fontes de recursos de *Centropomus undecimalis* no verão.

4.3.2 Contribuição de fontes de recursos de *Centropomus parallelus*

Os espécimes de *C. parallelus* apresentaram diferença na $\delta^{13}\text{C}$ somente no inverno ($F = 3,69$; $gl = 3$; $p < 0,05$). Por outro lado, a $\delta^{15}\text{N}$ não se alterou ao longo das estações do ano.



Colunas acompanhadas da mesma letra, não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Figura 5 – Média e desvio padrão das $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ de *Centropomus parallelus* ao longo das estações do ano

Para os espécimes de *C. parallelus* em todas as estações do ano foi utilizado o fator de discriminação de $\Delta^{13}\text{C} = 0,47 \pm 1,23\text{‰}$ e $\Delta^{15}\text{N} = 2,54 \pm 0,11\text{‰}$ (VANDERZANDEN; RASMUSSEN, 2001; VANDERKLIFT; PONSARD, 2003), uma vez que foi encontrado o valor equivalendo ao segundo nível trófico (Anexo 1).

4.3.2.1 Verão

No verão foram capturados 26 espécimes de *C. parallelus* apresentando uma média de comprimento total de $342,69 \pm 104,67$ mm (200 – 560 mm) e média de $\delta^{13}\text{C} = -24,02 \pm 3,60\text{‰}$ ($-27,70 - -16,18\text{‰}$) e $\delta^{15}\text{N} = 11,51 \pm 1,43\text{‰}$ (9,08 – 15,09‰). Não houve relação significativa entre $\delta^{13}\text{C}$ e comprimento total ($F = 0,72$; $gl = 25$; $p = 0,405$; $r^2 = 0,01$). O mesmo foi encontrado para a relação da $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total ($F = 0,62$; $gl = 25$; $p = 0,439$; $r^2 = 0,02$) (Figura 6).

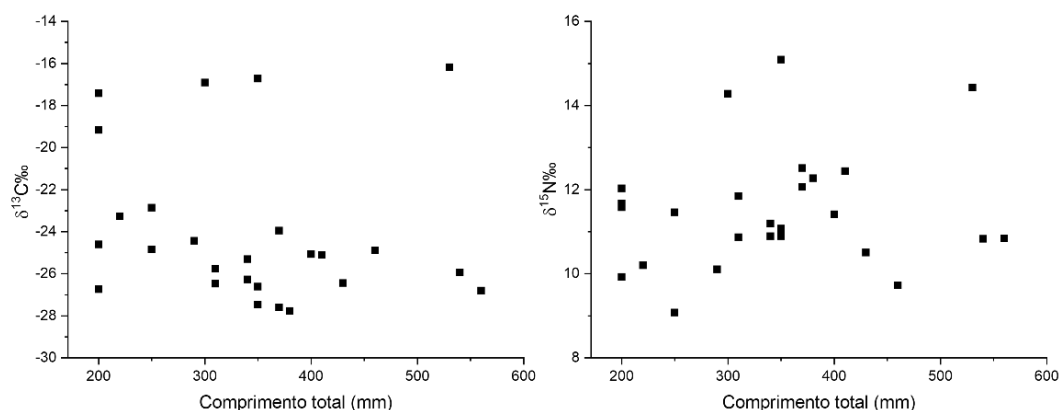


Figura 6 – Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Centropomus parallelus* no verão

As fontes de recursos que foram utilizadas na análise foram POM estuário e costeiro, divididas em *Uca* spp., peixes residentes (*G. brasiliensis* e espécimes da família Belonidae) e peixes transitórios (*M. cephalus*, *M. curema*, *G. barbuis*, *E. brasiliensis*, *A. lepidentostole*, *C. undecimalis*) (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos de *Centropomus parallelus* coletados no verão no Rio Quiririm.

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,91 \pm 0,27	4,57 \pm 0,47
POM COSTEIRO	15	-19,18 \pm 0,22	7,00 \pm 0,53
UCA	13	-28,06 \pm 1,00	6,52 \pm 0,95
PEIXES RESIDENTES	29	-25,17 \pm 1,29	9,08 \pm 0,89
PEIXES TRANSITÓRIOS	93	-21,04 \pm 3,82	10,53 \pm 1,78

A maior contribuição como fonte de recurso da dieta de *C. parallelus* foi correspondente ao POM Estuário com 38% (I.Cr 97,5% = 12,5 – 58%), seguida por POM Costeiro com 21,4% (I.Cr 97,5% = 4% – 41,2%). Diferente do *C. undecimalis* a menor contribuição seguiu pelos peixes residentes apresentando 10,5% (I.Cr 97,5% = 0 – 28,6%), peixes transitórios, 11,9% (I.Cr 97,5% = 2,3% – 24,8%) e *Uca* spp., 18,2% (I.Cr 97,5% = 3,6% – 47,8%) (Figuras 7 e 8).

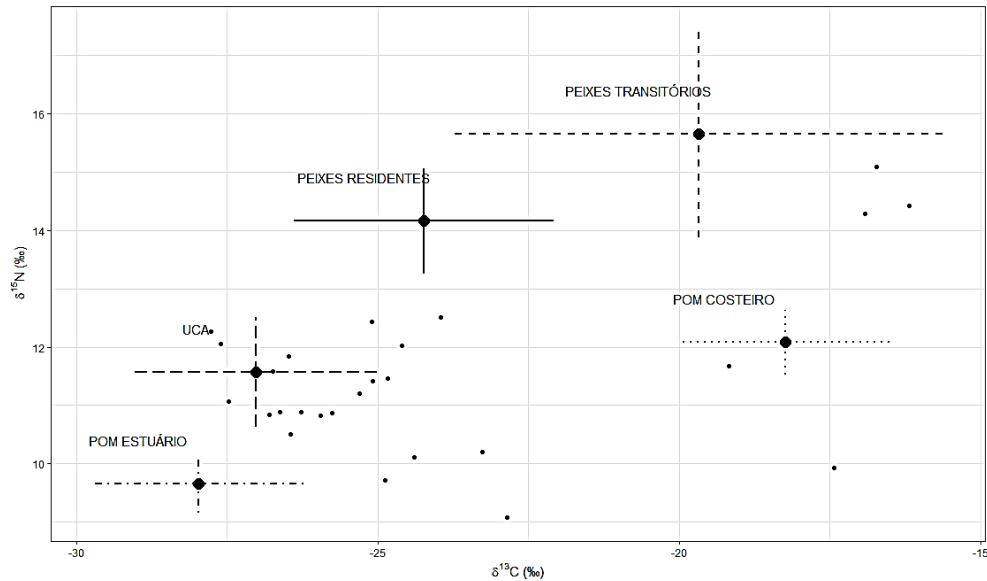


Figura 7 – Valores médios da $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ ($\pm\text{DP}$) de *Centropomus parallelus* no verão e das fontes de recursos.

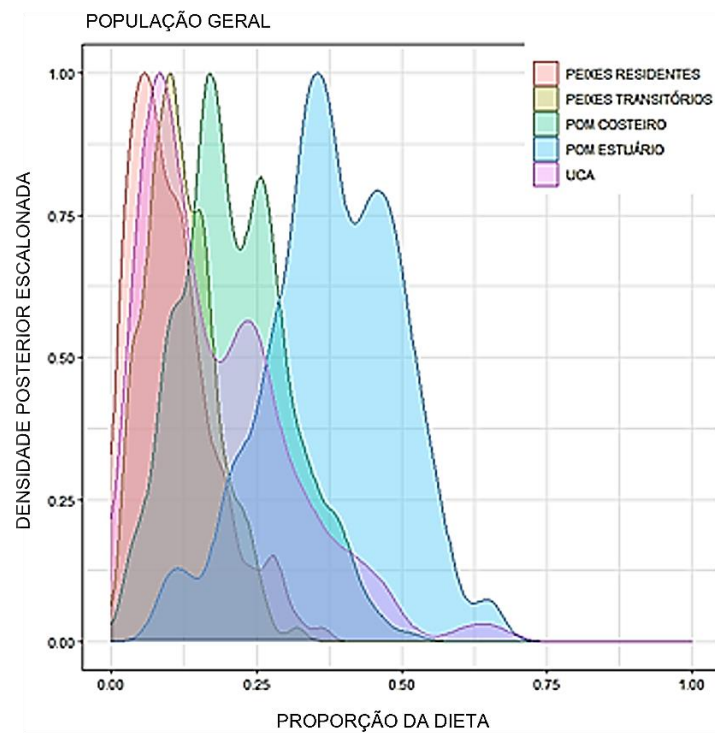


Figura 8 – Distribuição posteriori das contribuições relativas das fontes de recursos de *Centropomus parallelus* no verão.

4.3.2.2 Outono

No outono foram capturados 10 espécimes de *C. parallelus* apresentando uma média de comprimento total de $357,00 \pm 124,37$ mm (200 – 560mm), $\delta^{13}\text{C} = -24,42 \pm 2,81\text{‰}$ ($-27,79 - -19,86\text{‰}$) e $\delta^{15}\text{N} = 11,64 \pm 1,19\text{‰}$ ($9,32 - 13,44\text{‰}$). A exemplo do verão, no outono não houve relação significativa entre $\delta^{13}\text{C}$ e comprimento total $F =$

3,59; $gl = 9$; $p = 0,09$; $r^2 = 0,22$. Da mesma maneira não foi encontrado relação da $\delta^{15}N$ e comprimento total $F = 0,59$; $gl = 9$; $p = 0,464$; $r^2 = -0,04$ (Figura 8).

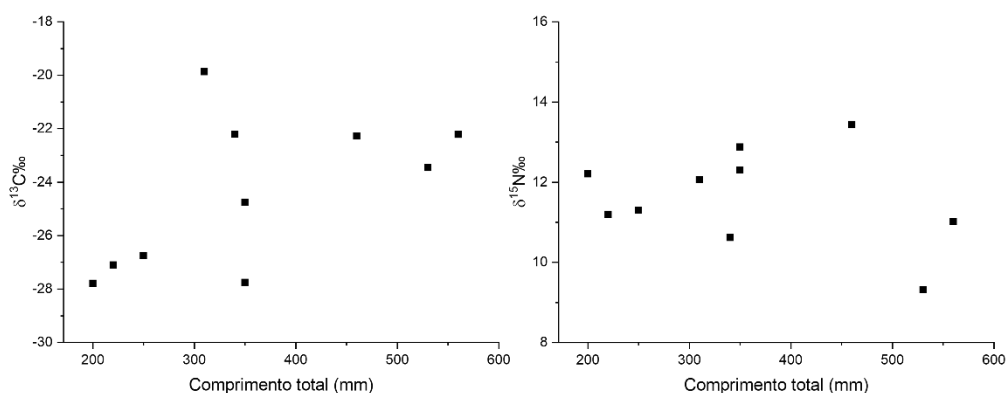


Figura 9 – Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}C$ - $\delta^{15}N$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Centropomus parallelus* no outono

As fontes de recursos utilizadas na análise foram POM estuário e costeiro igual à análise anterior, *Uca* spp., e peixes transitórios (*M. cephalus*, *M. curema*, *G. barbuis*, *E. brasiliensis* e *A. lepidentostole*) com exceção dos peixes residentes representados somente por espécimes de *G. brasiliensis*. (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}C$ - $\delta^{15}N$) das diferentes fontes de recursos de *Centropomus parallelus* coletados no outono no Rio Quiririm.

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}C\text{‰}$	$\delta^{15}N\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,30 \pm 0,50	4,25 \pm 0,34
POM COSTEIRO	15	-19,07 \pm 0,23	6,95 \pm 0,48
UCA	16	-26,73 \pm 0,88	6,02 \pm 0,93
PEIXES RESIDENTES	7	-25,73 \pm 1,20	9,14 \pm 0,72
PEIXES TRANSITÓRIOS	60	-20,77 \pm 4,57	10,45 \pm 1,97

A maior contribuição das fontes na dieta de *C. parallelus* no outono foi de *Uca* spp. com 25,7% (I.Cr 97,5% = 3,4 – 59,9%), seguido do POM estuarino 30,2% (I.Cr 97,5% = 6,6 – 54,4%), POM costeiro, 17,6% (I.Cr 97,5% = 2,2 – 37,6%), peixes residentes, 17,3% (I.Cr 97,5% = 1,3% – 40,07%) e peixes transitórios, 9,2% (I.Cr 97,5% = 0 – 24,3%) (Figuras 10 e 11).

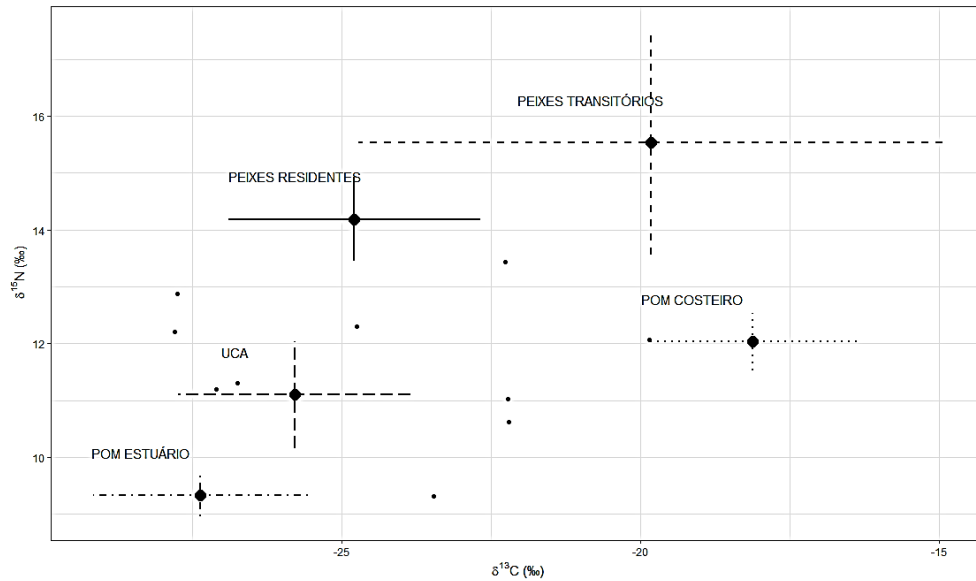


Figura 10 – Valores médios da $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ ($\pm\text{DP}$) de *Centropomus parallelus* no outono e das fontes de recursos.

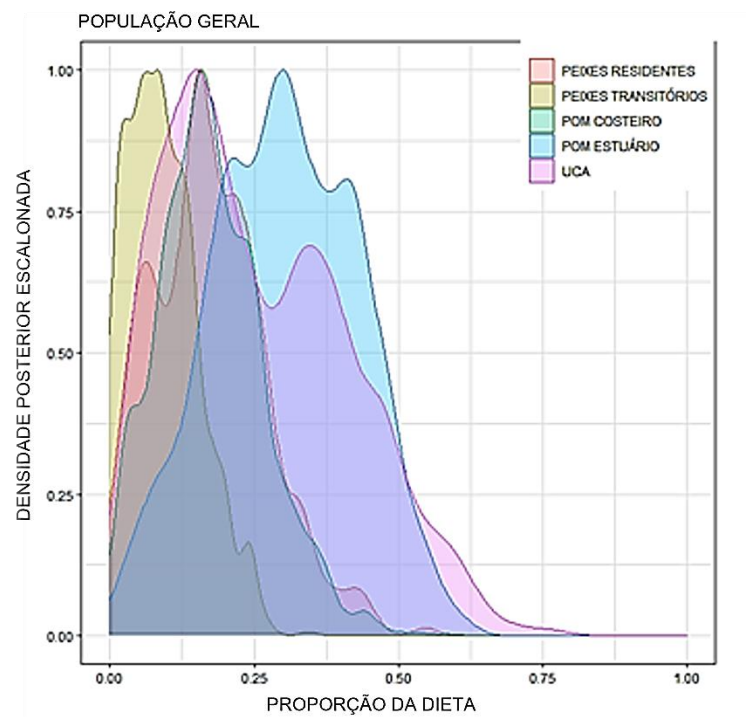


Figura 11 – Distribuição posterior das contribuições relativas das fontes de recursos de *Centropomus parallelus* no outono.

4.3.2.3 Inverno

No inverno foram capturados 13 espécimes de *C. parallelus* apresentando uma média de comprimento total de $325,38 \pm 102,03$ mm (200 – 540 mm), $\delta^{13}\text{C} = -26,71 \pm 1,45\text{‰}$ (-28,85 – -22,03‰) e $\delta^{15}\text{N} = 10,88 \pm 0,67\text{‰}$ (9,31 – 11,68‰). Todavia,

não houve relação significativa entre $\delta^{13}\text{C}$ e comprimento total $F = 0,36$; $gl = 12$; $p = 0,559$; $r^2 = 0,06$. Igualmente não foi encontrada relação entre $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total $F = 0,02$; $gl = 12$; $p = 0,901$; $r^2 = 0,08$ (Figura 12).

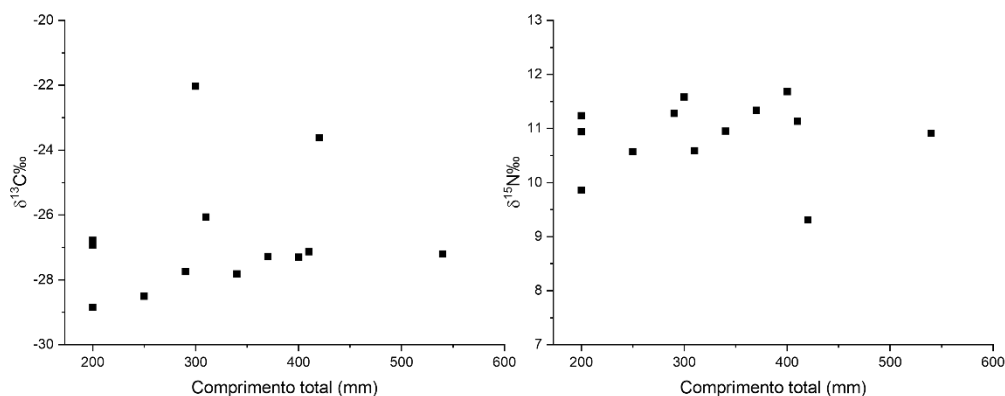


Figura 12 – Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Centropomus parallelus* no inverno.

As fontes de recursos utilizadas na análise foram POM estuário e costeiro, *Uca* spp., peixes residentes (*G. brasiliensis* e espécimes da família Belonidae) e peixes transitórios (*M. curema*, *G. barbuis*, *E. brasiliensis* e *A. lepidentostole*, com a presença de duas novas espécies: *Trachurus lathami* e *Rhamdia quelen*) (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos de *Centropomus parallelus* coletados no inverno no Rio Quiririm.

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,14 \pm 0,12	4,47 \pm 1,09
POM COSTEIRO	15	-19,10 \pm 0,24	6,96 \pm 0,45
UCA	16	-26,11 \pm 0,80	5,69 \pm 0,62
PEIXES RESIDENTES	33	-24,91 \pm 1,87	9,02 \pm 0,92
PEIXES TRANSITÓRIOS	70	-21,39 \pm 4,00	10,58 \pm 1,46

As fontes da dieta de *C. parallelus* no inverno que apresentaram maior contribuição foi POM estuário 54,1% (I.Cr 97,5% = 19,6 – 78,4%), seguido de *Uca* spp., 25,9% (I.Cr 97,5% = 4 – 71,1%), peixes residentes, 9% (I.Cr 97,5% = 0 – 24,8%), POM costeiro 5% (I.Cr 97,5% = 0 – 17,3%) e peixes transitórios 4,9% (I.Cr 97,5% = 0 – 24,8%) (Figuras 13 e 14).

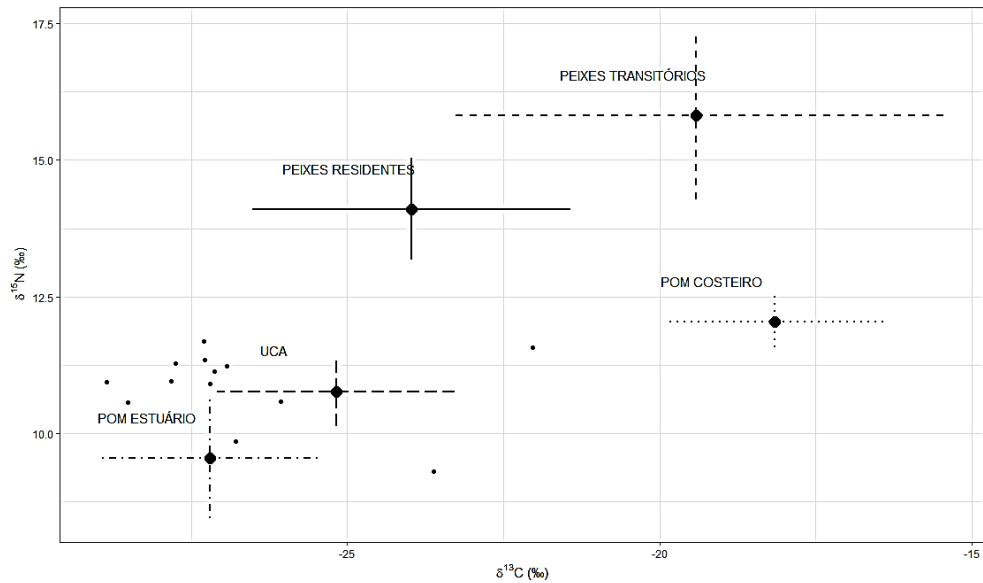


Figura 13 – Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ ($\pm\text{DP}$) de *Centropomus parallelus* no inverno e das fontes de recursos.

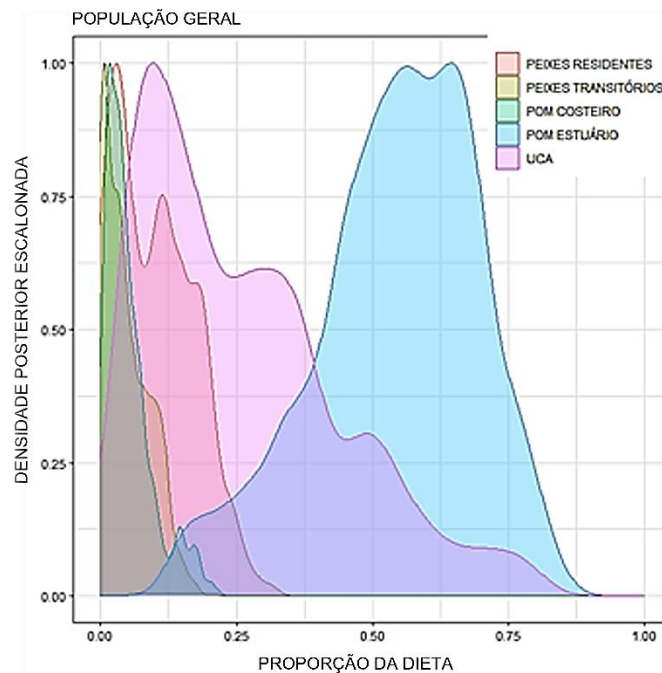


Figura 14 – Distribuição posterior das contribuições relativas das fontes de recursos de *Centropomus parallelus* no inverno.

4.3.2.4 Primavera

Na primavera foram capturados 15 espécimes de *C. parallelus* com média de comprimento total de $348,00 \pm 100,21$ mm (200 – 650mm), $\delta^{13}\text{C} = -26,19 \pm 1,45\text{‰}$ (-28,4 – -23,98‰) e $\delta^{15}\text{N} = 11,26 \pm 0,37\text{‰}$ (9,24 – 13,12‰). Contudo, não houve relação

significativa entre $\delta^{13}\text{C}$ e comprimento total $F = 1,91$; $gl = 14$; $p = 0,190$; $r^2 = 0,06$ nem da $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total $F = 0,23$; $gl = 14$; $p = 0,636$; $r^2 = 0,05$ (Figura 15).

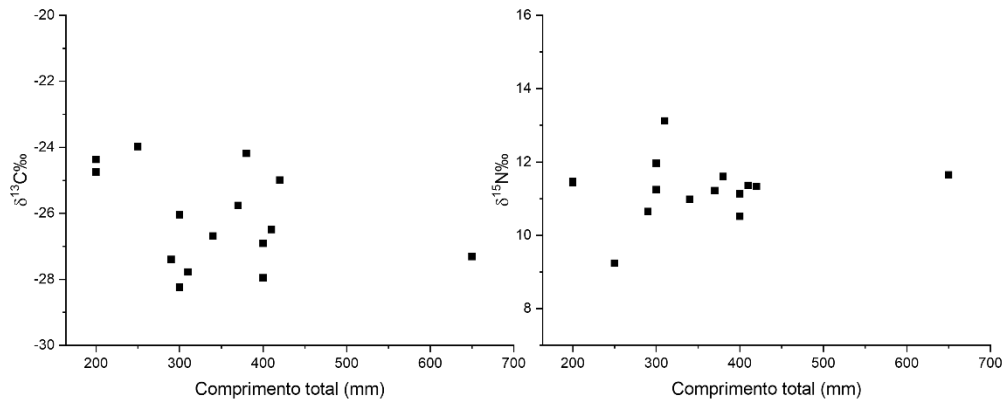


Figura 15 – Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Centropomus parallelus* na primavera.

As fontes de recursos utilizadas na análise foram POM estuário e costeiro, *Uca* spp., peixes residentes (*G. brasiliensis* e espécimes da família Belonidae) e peixes transitórios (*M. curema*, *M. cephalus*, *G. barbuis*, *E. brasiliensis* e *A. lepidentostole*), com a presença de *Eucinostomus gula* (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos de *Centropomus parallelus* coletados na primavera no Rio Quiririm.

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-29,08 \pm 0,22	5,02 \pm 0,62
POM COSTEIRO	15	-19,15 \pm 0,22	6,94 \pm 0,47
UCA	14	-26,20 \pm 1,04	5,19 \pm 0,51
PEIXES RESIDENTES	28	-24,39 \pm 2,29	9,38 \pm 0,93
PEIXES TRANSITÓRIOS	70	-19,18 \pm 3,40	10,67 \pm 1,87

As fontes de recurso que apresentaram a maior contribuição na dieta de *C. parallelus* na primavera foram POM estuário 54,2% (I.Cr 97,5% = 24,0 – 72,0%), seguido de *Uca* spp. 20,7% (I.Cr 97,5% = 3 – 54,1%), peixes residentes, 14,4% (I.Cr 97,5% = 0 – 27,5%), POM costeiro, 6,3% (I.Cr 97,5% = 1 – 15,5%) e peixes transitórios 4,3% (I.Cr 97,5% = 0 – 13,4%) (Figuras 16 e 17).

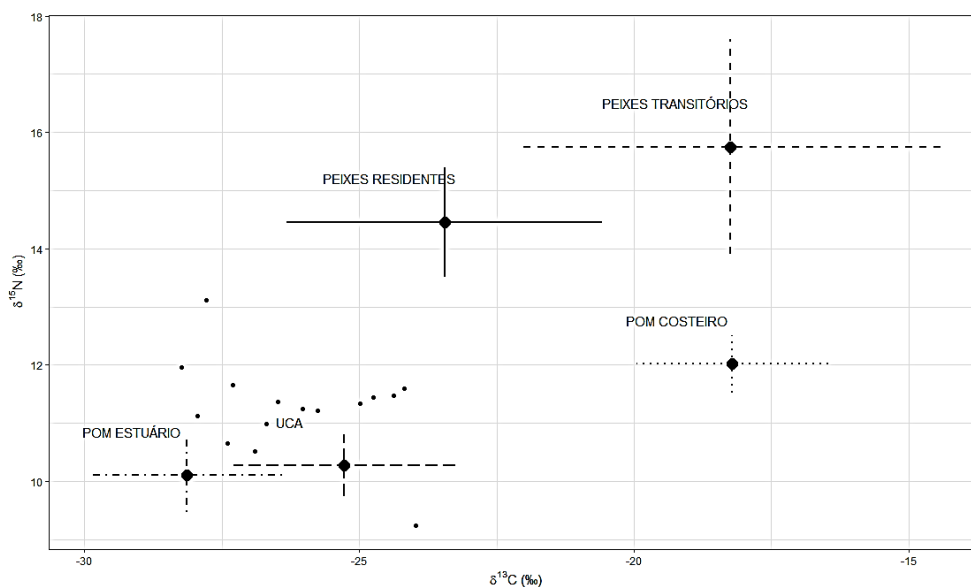


Figura 16 – Valores médios da $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ ($\pm\text{DP}$) de *Centropomus parallelus* na primavera e das fontes de recursos.

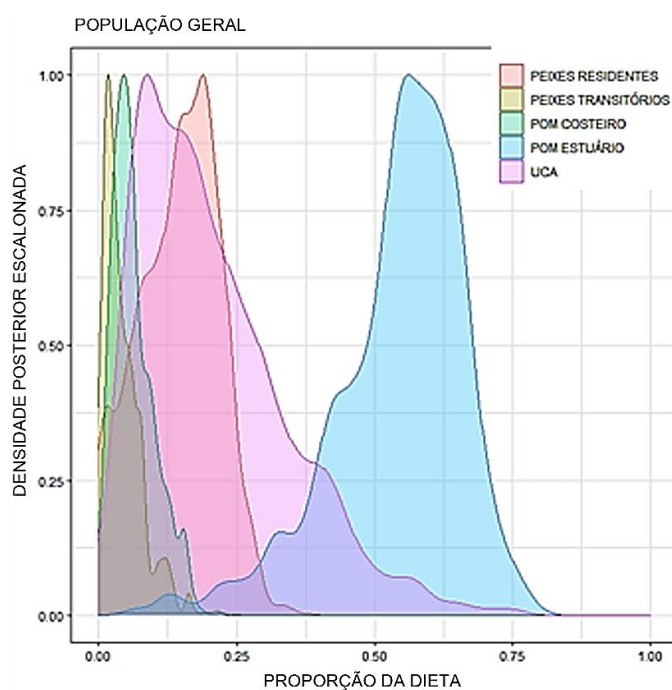


Figura 17 – Distribuição posterior das contribuições relativas das fontes de recursos de *Centropomus parallelus* na primavera.

4.3.3 Nicho isotópico (SEA_B) entre *Centropomus undecimalis* e *Centropomus parallelus* no verão

Não houve diferença significativa para a $\delta^{13}\text{C}$ ($-23,06 \pm 0,97\text{‰}$; $-24,02 \pm 3,60\text{‰}$; $t = 0,83$; $gl = 34$; $p = 0,413$, respectivamente) e $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies *C. undecimalis*

e *C. parallelus* ($12,34 \pm 0,53\text{‰}$; $11,51 \pm 1,43\text{‰}$; $t = 1,80$; $gl = 34$; $p = 0,08$, respectivamente) (Figura 18).

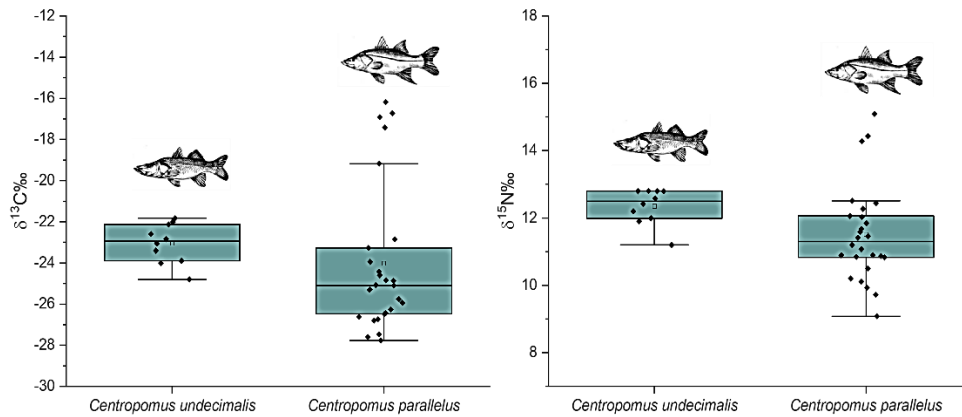


Figura 17 – Box - plot da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Centropomus undecimalis* ($n=10$) e *Centropomus parallelus* ($n=26$) no verão.

A amplitude de nicho isotópico SEA_B entre *C. undecimalis* e *C. parallelus* foi diferente ($p < 0,05$) no verão. O SEA_B de *C. undecimalis* apresentou a média = $1,24\text{‰}^2$, mediana = $1,16\text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $0,63 - 2,34 \text{‰}^2$. Contudo, *C. parallelus* apresentou uma amplitude maior, sendo SEA_B com média = $13,67\text{‰}^2$, mediana = $13,60 \text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $8,98 - 20,09 \text{‰}^2$ (Figura 11). Houve sobreposição de nicho de 9,93%, abrangendo uma área de 9,93% para *C. undecimalis* em relação a área de 71,73% apresentada por *C. parallelus* (Figuras 19 e 20).

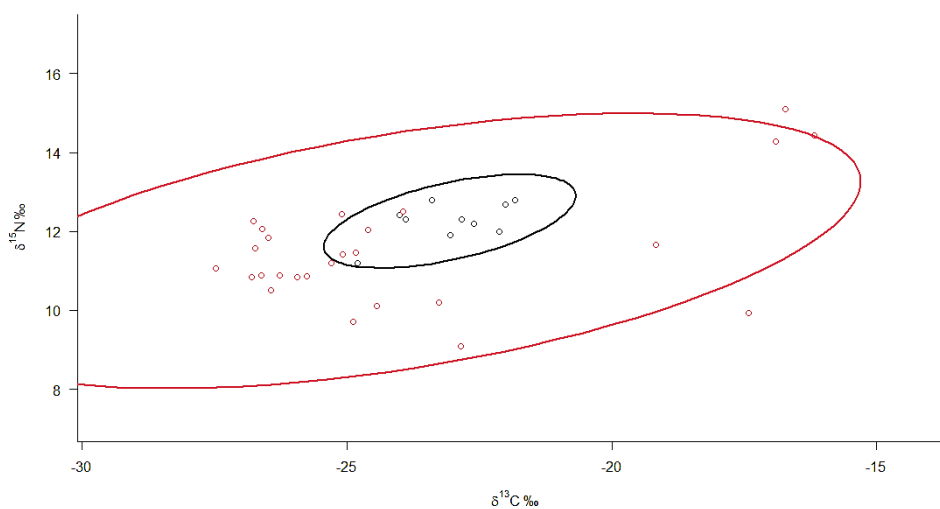


Figura 19 – Elipses padrão corrigidas ($SEAc$) entre *Centropomus undecimalis* (linha e círculos vazados na cor preta) e *Centropomus parallelus* (linha e círculos vazados na cor vermelha) no espaço ($\delta^{15}N - \delta^{13}C$).

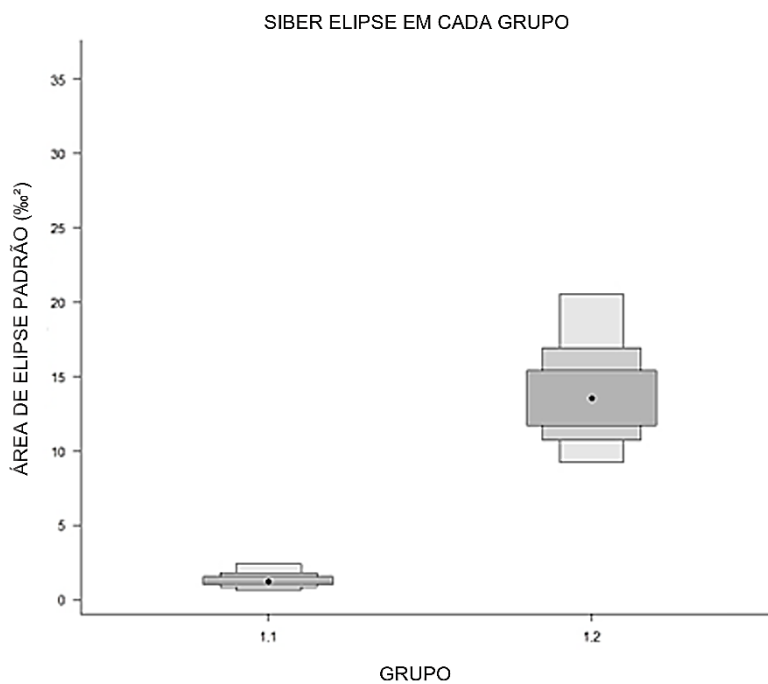


Figura 20 – Amplitude de nicho para 1.1 - *Centropomus undecimalis* e 1.2 - *Centropomus parallelus* estimado por áreas elipse padrão Bayesiana ($SEAB$). Os pontos pretos correspondem a média $SEAB$ para cada grupo, enquanto as caixas sombreadas representam os 50%, 75% e 95% de intervalo de credibilidade do cinza escuro para o claro.

4.4 Discussão

4.4.1 Contribuição de fontes de recursos de *Centropomus undecimalis*

A média do comprimento total dos 10 espécimes capturados no verão foi de $370 \pm 114,89$ mm. Stevens et al. (2007), Chaves-Caballero (2011) e Loran-Nuñez et al. (2012), relataram em seus estudos três classes de comprimento total, sendo juvenis C1 (<350mm), juvenis C2 (351 – 499 mm) e adultos C3 (>500mm). A variação do comprimento total encontrada nesse estudo foi de indivíduos de 200 – 560 mm. Entretanto, mesmo obtendo indivíduos das três classes citadas não houve relação significativa tanto para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, ou seja, provavelmente nessas três classes a variação ontogenética foi mínima (Figura 2). Aragon-Flores (2022) relatou que indivíduos da classe C1, apresentando comprimento total <350mm, alimentaram-se mais de crustáceos em comparação com indivíduos maiores das classes C2 e C3. Nesse estudo, sempre que possível, foi analisado o conteúdo estomacal dos espécimes capturados e sempre Brachyura do gênero *Uca* spp. apresentava-se com uma proporção considerável. Contudo, os peixes apresentam uma digestibilidade maior e desta forma, a análise de conteúdo estomacal mostra-se em desvantagem em relação a metodologia dos isótopos estáveis que pode analisar exatamente o que foi incorporado pela espécie estudada (SEPULVEDA-LOZADA et al., 2015).

Os espécimes de *C. undecimalis* localizam-se no nível secundário. Esse resultado está de acordo com hábitos piscívoros registrados em estuário do Nordeste do Brasil e da Flórida (GONZALES et al., 2019; MALINOWSKI et al., 2019). No Rio Quiririm a disponibilidade de Brachyura do gênero *Uca* spp. ($\delta^{13}\text{C} = -28,06 \pm 1,00\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N} = 6,52 \pm 0,95\text{‰}$), peixes residentes como *Geophagus brasiliensis* e da família Belontiidae ($\delta^{13}\text{C} = -25,17 \pm 1,29\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N} = 9,08 \pm 0,89\text{‰}$) e seguido pelos peixes transitórios dependentes de estuários como os Mugilídeos, seguido pelos peixes transitórios (migrantes marinhos) ($\delta^{13}\text{C} = -21,567 \pm 4,10\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N} = 10,60 \pm 1,75\text{‰}$). Além do mais, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do POM estuarino e costeiro (Tabela 3.0) estão de acordo com os valores encontrados em outros estuários brasileiros (GARCIA et al., 2007; GIARRIZO et al., 2011; HOEINGHAUS et al., 2011; CLAUDINO et al., 2015).

A maior contribuição como fonte de recurso para *C. undecimalis* desse estudo foi ao do gênero *Uca* spp. (Brachyura) com 43,6%, seguido por peixes residentes com

37,6% e menores contribuições de peixes transitórios 6,7%, POM estuarino e costeiro, 1,1% e 11,4% respectivamente. Desta forma, os dados isotópicos relacionados com a incorporação das fontes de recursos parecem estar de acordo com dados relatados em estudos de dieta com a metodologia de conteúdo estomacal. A maior proporção de invertebrados na dieta de *C. undecimalis* já está bem documentada e a grande maioria dos estudos mostra que a maior proporção encontrada está relacionada com a classe de indivíduos juvenis (RABELO et al., 2009; CONTENTE; STEFANONI; GADIG, 2009; ARAGON-FLORES 2022). Em adição, Della-Patrona (1984) relatou que juvenis de *C. undecimalis* também mostraram grande tendência de dieta baseada em zooplâncton, seguido pelos adultos piscívoros. Os autores Rabelo et al. (2009), Contente, Stefanoni e Gadig (2009) e Aragon-Flores (2022) argumentam que os robalos juvenis podem se beneficiar de presas com menor mobilidade, abundantes e de fácil captura quando jovens, já que possuem uma abertura de boca menor. Entretanto, em outros estudos a espécie foi classificada como oportunista e destacada pelo fato de adultos consumirem presas pequenas quando o número populacional do recurso no estuário é abundante (BLEWETT; HENSLEY; STEVENS, 2006; ARAGON-FLORES et al., 2022).

4.4.2 Contribuição de fontes de recursos de *Centropomus parallelus*

A variação sazonal na dieta de *C. undecimalis* pode estar associada com o ciclo hidrológico que afeta e pode influenciar diretamente a disponibilidade de presas em sistemas estuarinos (FERREIRA et al., 2019; ARAGÓN-FLORES et al., 2022). Durante a estação chuvosa (verão e primavera) a salinidade pode ser afetada com a entrada da água fluvial que chega pelo montante (BARRIERO-GUEMES; AGUIRRE-LEON, 1999; FUENTES-YACO et al., 2001). Por outro lado, nas estações seca (outono e inverno) o regime de chuvas diminui e o mar passa ter maior influência com a chegada e passagens de frente frias concomitantemente com as ressacas (TAVARES, 2002; ARAGÓN-FLORES et al., 2022). Essas influências podem propiciar impactos na salinidade capaz de promover a mobilidade e maior variedade de presas que chegam pelo mar ou pela água doce e que utilizam o estuário em determinadas épocas do ano para reprodução ou até mesmo como berçário (TAVARES, 2002; ARAGÓN-FLORES et al., 2022). Nesse estudo foi detectada variação sazonal na $\delta^{13}\text{C}$ nos espécimes de *C. parallelus* no inverno, ficando empobrecido ($\delta^{13}\text{C} = -$

26,71±1,45‰) em relação as outras estações em -1,87‰. Essa variação está de acordo com o POM estuarino que foi o recurso que apresentou contribuição mais significativa para espécie ao longo do ano. O POM estuarino ficou mais pesado no inverno apresentando uma média de $\delta^{13}\text{C}$ de -28,14±0,012‰ e fracionamento de 0,62‰. Entretanto, não houve variação sazonal para a $\delta^{15}\text{N}$ concomitantemente com as $\delta^{15}\text{N}$ das fontes basais (POM estuarino e costeiro). Gonzales et al. (2019) sugeriram que os robalos podem apresentar diversidade em suas fontes basais e estratégias diferentes de alimentação e que a diferença apresentada nas $\delta^{13}\text{C}$ podem estar associadas ao tamanho do sistema em que habita (mobilidade), formas geomorfológicas, níveis de acesso ao mar e níveis de antropização nos estuários.

Os espécimes de *C. parallelus* ao longo da pesquisa apresentaram tamanho corporal variando de 200 – 650mm. Contudo, não foi encontrada relação do tamanho corpóreo com as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Provavelmente os indivíduos capturados com tamanhos diferentes não apresentem variação ontogenética. Todavia, esses dados não estão de acordo com estudo de conteúdo estomacal em que foi evidente a variação ontogenética (DELLA-PATRONA, 1984). Ao contrário, os trabalhos com a utilização dos isótopos estáveis não apresentaram relação entre o comprimento total e os valores isotópicos acima de 300 mm; esses estudos relataram que a relação positiva para $\delta^{15}\text{N}$ foi verificada para juvenis de até 100mm (MCCUTCHAN et al., 2003; GONZALES et al., 2019). Essa ausência de relação entre o tamanho corpóreo de *C. parallelus* e as composições isotópicas de carbono e nitrogênio podem estar relacionada com a generalização oportunista que beneficia a exploração eficiente pelos recursos abundantes temporal e localmente (GILMORE; DOAOHOE; COOKE, 1983; ALIAUME; ZERBI; MILLER, 1997; TEIXEIRA et al., 2005).

O nível trófico de *C. parallelus* em todas as estações foi de segunda ordem dentro de suas teias alimentares. Esses resultados estão de acordo com trabalhos que foram apontados hábitos piscívoros para essa espécie (GONZALES et al., 2019; MAINOWSKI et al., 2019). Além disso, Lira et al. (2018) em seu estudo verificaram que os robalos se alimentaram por presas piscívoras associadas ao substrato. Portanto, esperava-se que indivíduos que não apresentavam a dieta por presas pelágicas apontassem $\delta^{15}\text{N}$ mais baixos (LIRA et al., 2018). Nesse trabalho, os peixes residentes apresentaram a $\delta^{15}\text{N}$ com valor menor em relação a $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes transitórios e a $\delta^{13}\text{C}$ apresentou uma variação menor para os peixes residentes em

relação aos peixes transitórios que constituem de peixes dependentes de estuário, migrantes marinho e migrantes de água doce.

As estações verão e outono foram as que apresentaram maior variabilidade de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. No verão a maior contribuição foi pelo POM estuarino (38%), seguido pelo POM costeiro (21,4%), *Uca spp.* (18,2%), peixes transitórios e residentes apresentando o valor de (11,9 e 10,5%, respectivamente). Essa contribuição maior por peixes transitórios principalmente no verão pode estar relacionada com a época de reprodução da espécie no ambiente costeiro. Contudo, as fontes de recursos primário e presas que contribuíram de forma significativa no outono foram POM estuarino, 30,2%, *Uca spp.*, 25,7%, peixes residentes, 17,3% e peixes transitórios, 9,2%. Esses dados, indicam que a maior contribuição de fontes de recursos para *C. parallelus* nessas duas estações mesmo com a variabilidade espacial foram provenientes do estuário. Os resultados aqui relatados com o uso de isótopos estáveis estão de acordo em partes com estudos de análise de conteúdo estomacal que apresentaram resultados no Brasil e no México com três espécies de robalos. Nesses trabalhos os indivíduos de *Centropomus spp.* apresentaram valores semelhantes no índice de Levin e foram atribuídos com alta dependência de dieta baseada em peixes e crustáceos (RABELO et al., 2009; CONTENTE; STEFANONI; GADIG, 2009; LIRA et al., 2017).

No inverno e na primavera a maior contribuição foi da fonte basal POM estuarino com 54,1% e 54,2%, respectivamente, seguido pelo *Uca spp.* com 25,9% e 20,7%, peixes residentes com 9% e 14%, fonte basal POM costeiro 5% e 6,3% e por último, peixes transitórios com 4,9% e 4,3%. Como sugerido por Della-Patrona (1984), juvenis de *C. undecimalis* também apresentaram grande tendência de dieta baseada em zooplâncton, o mesmo aparentemente ocorrendo com *C. parallelus*. No entanto, pode-se observar que a contribuição da fonte basal do POM estuarino e costeiro foi bem mais significativa em relação ao *C. undecimalis*. Contudo, houve contribuição maior por *Uca spp.* do que por peixes residentes e transitórios. Esses dados refletiram os argumentos de Rabelo et al. (2009); Contente, Stefanoni e Gadig (2009) e Aragon-Flores (2022) sugerindo que os robalos juvenis podem se beneficiar de presas com menor mobilidade, abundante e de fácil captura quando jovens, já que possuem uma abertura de boca menor. Entretanto, o mesmo pode ocorrer com os adultos pois, a espécie foi classificada como oportunista e destacada por consumir presas pequenas

quando o número populacional do recurso no estuário é abundante (BLEWETT; HENSLEY; STEVENS, 2006; ARAGON-FLORES et al., 2022).

4.4.3 Nicho isotópico (SEA_B) entre *Centropomus undecimalis* e *Centropomus parallelus* no verão

O método de interpretação do nicho isotópico pode ser aplicado para verificar a diversidade de fontes de alimentos isotopicamente distintas e assimiladas por um organismo (NEWSOME et al., 2007). Os padrões podem ser atrelados a disponibilidade de fontes de recursos localmente. Geralmente os ambientes estuarinos apresentam conexões entre a água doce e o mar e, assim, favorecem o aumento da disponibilidade de recursos com valores isotópicos distintos (SHEAVES, 2009). Os indivíduos de *C. undecimalis* e *C. parallelus* no verão não apresentaram diferenças significativas tanto para $\delta^{13}C$ como para $\delta^{15}N$ (Figura 18). Esses resultados podem evidenciar que as possíveis fontes de recursos basais e presas foram semelhantes tanto em carbono como nitrogênio. Contudo, foi verificado que tanto *C. undecimalis* quanto *C. parallelus* apresentaram contribuição de fontes de recursos semelhantes, porém com proporção de incorporação distintas.

Em relação a amplitude de nicho foi constatado que *C. parallelus* apresentou amplitude de nicho maior, sendo $SEA_B = 13,67\%o^2$ enquanto *C. undecimalis* apresentou $SEA_B = 1,24\%o^2$, representados por uma área de nicho de 9,93% para *C. undecimalis* e uma área de 71,73% para *C. parallelus* com sobreposição de nicho de 9,93% (Figuras 18 e 19). A amplitude de nicho maior sugere que mesmo os *C. parallelus* alimentando-se dos mesmos recursos que *C. undecimalis* podem cobrir uma extensão ampla nos estuários (GONZALEZ et al., 2019). Segundo a literatura a ocorrência de espécies simpátricas utilizando recursos limitados pode acarretar processos de partição de alimentos (LOSOS, 2000). Todavia, quando os recursos alimentares são abundantes a sobreposição do nicho pode ocorrer entre as espécies, e assim, esse processo de sobreposição não pode inferir competição interespecífica, mas sim compartilhamento de fontes basais e presas (DELBECK; WILLIAMS, 1987; LUCENA et al., 2000). Esse é o primeiro estudo direcionado à ecologia trófica no Rio Quiririm e não foi levado em questão analisar a abundância dos recursos. No entanto, trata-se de um estuário com baixa antropização.

Os estuários de Santa Cruz e Catuama no México apresentaram fauna abundante e sobreposição do nicho isotópico (MERIGOT et al., 2017). Ao contrário, os estuários de Suape e Sinhaém apresentaram padrões evidentes de partição de recursos alimentares (ALIAUME; ZERBI; MILLER, 2005). Entretanto, em áreas estuarinas de Porto Rico os robalos apresentaram hábitos alimentares semelhantes e foram capazes de trocar de presas para reduzir a competição interespecífica (GONZALEZ et al., 2019). Além disso, Neumann-Leitão et al. (2003) relataram maiores densidade e menor diversidade zooplânctívora no estuário de Santa Cruz durante a estação chuvosa. Esses dados podem corroborar, de certa forma, os resultados dessa pesquisa, uma vez que o verão e o outono foram os períodos em que o POM estuarino apresentou uma menor contribuição de fonte basal no grupo de *C. parallelus*.

4.5 Conclusão

Compreender como as populações de *C. undecimalis* e *C. parallelus* utilizam os recursos disponíveis é de extrema importância para a avaliação do seu papel ecológico nos estuários. *C. undecimalis* foi coletado somente no verão, mas *C. parallelus* foram coletados ao longo do ano no mesmo ponto de amostragem do Rio Quiririm. Ao contrário dos estudos com conteúdo estomacal, que mostraram que a dieta com maior proporção foi a de peixes e em, segundo lugar, indivíduos do gênero *Uca* spp., e a dieta utilizando a metodologia com isótopos estáveis com maior contribuição para *C. undecimalis* no verão foi do gênero *Uca* spp., seguida de peixes. Nesse sentido, *C. parallelus* com estudo de conteúdo estomacal, apresentou maior proporção do gênero *Uca* spp., seguido de peixes. Com a metodologia dos isótopos estáveis a maior contribuição foi de Material Orgânico em Suspensão (POM), seguido do gênero *Uca* spp.

No verão houve sobreposição de nicho entre *C. undecimalis* e *C. parallelus*. No entanto, *C. parallelus* mostrou amplitude de nicho maior que *C. undecimalis*. Mesmo ocorrendo a sobreposição, não parece ter ocorrido competição interespecífica devido as fontes que contribuíram para a dieta estarem em proporções distintas.

Referências

- ADAMS, A.J.; KIRBY-WOLF, R.; LAYMAN, C.A. Preliminary examination of how human-driven freshwater flow alteration affects trophic ecology of juvenile snook (*Centropomus undecimalis*) in estuarine creeks. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 819-828, 2009.
- ALIAUME, C.; ZERBI, A.; MILLER, J.M. Nursery habitat and diet of juvenile *Centropomus* species in Puerto Rico estuaries. **Gulf of Mexico Science**, v. 2, p. 77-87, 1997.
- ALIAUME, C.; ZERBI, A.; MILLER, J.M. Juvenile snooks species in Puerto Rico estuaries: distribution abundance and habitat description. **Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**, v. 47, p. 499-519, 2005.
- ARAGÓN-FLORES, E.A. et al. Trophic Ecology and Resource Partitioning of Common Snook and Mexican Snook in the Usumacinta River Delta. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 151, n. 2, p. 185-201, 2022.
- BARBOUR, A.B.; ADAMS, A.J. Biologging to examine multiple life stages of an estuarine dependents fish. **Marine Ecology Progress Series**, v. 457, p. 241-250, 2012.
- BARREIRO-GÜEMES, M.T.; AGUIRRE-LEÓN, A. Distribución espacio-temporal de la biomasa fitopláncica en el sistema lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. **Revista de Biología Tropical**, v. 47, p. 27-35, 1999. Supl. 1.
- 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, n. 1, p. 537-568, 2016.
- BLEWETT, D.A.; HENSLEY, R.A.; STEVENS, P.W. Feeding habitats of common nook, *Centropomus undecimalis*, in Charote Harbor, Florida. **Gulf and Caribbean Research**, v. 18, p. 1-13, 2006.
- BLEWETT, D.A.; STEVENS, P.W.; MARVIN, E.C. Comparative ecology of euryhaline and freshwater predators in a subtropical floodplain river. **Biological Sciences**, v. 76, p. 166-190, 2013.
- BOUCEK, R.E.; REHAGE, J.S. No free lunch: displaced marsh consumers regulate a prey subsidy to an estuarine consumer. **Oikos**, v. 122, n. 10, p. 1453-1464, 2013.
- BOWEN, G.J.; WASSENAAR, L.I.; HOBSON, K.A. Global application of stable hydrogen and oxygen isotopes to wildlife forensics. **Oecologia**, v. 143, p. 337-348, 2005.

CHÁVEZ-CABALLERO, V. Reproducción y fecundidad del robalo blanco (*C. undecimalis*) en el suroeste de Campeche. **Ciencia Pesquera**, v. 19, p. 35-45, 2011.

CIANCIOTTO, A.C. et al. Modifying mosquito impoundment management to enhance nursery habitat value for juvenile common Snook (*Centropomus undecimalis*) and Atlantic tarpon (*Megalops atlanticus*). **Environmental Biology of Fishes**, v. 102, n. 2, p. 403-416, 2019.

CLAUDINO, M.C. et al. 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.

CONTENTE, R.F.; STEFANONI, M.F.; GADIG, O.B.F. Size-related shifts in dietary composition of *Centropomus parallelus* (Perciformes: Centropomidae) in an estuarine ecosystem of the southeastern coast of Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 335-342, 2009.

COOK, R.M.; HINDELL, J.S.; GORMAN, D. Seagrass and epiphytic alga support nutrition of a fisheries species, *Sillago schomburgkii* in adjacent intertidal habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 286, p. 69-79, 2005.

DAROS, F.A.; SPACH, H.L.; CORREA, A.T. Habitat residency and movement patterns of *Centropomus parallelus* juveniles in a subtropical estuarine complex. **Journal of Fish Biology**, v. 88, p. 1796-1810, 2016.

DEEGAN, L.A.; GARRITT, R. H. Evidence for spatial variability in estuarine food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 147, p. 31-47, 1997.

DELBECK, J.C. WILLIAMS, D.D. Food resources partitioning between sympatric populations of brackishwater sticklebacks. **Journal of Animal Ecology** 56: 949-967, 1987.

DELLA-PATRONA, L. **Contribution to the biology of fat snook, *Centropomus parallelus* (Pisces Centropomidae), in the southeast of Brazil.** 1984. 175 p. (PhD Thesis) - National Agronomy School of Toulouse, Toulouse, France, 1984.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495-506, 1978.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 45, p. 341-351, 1981.

DOI, H. et al. Spatial shifts in food sources for macrozoobenthos in an estuarine ecosystem: carbon and nitrogen stable isotope analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 316-322, 2005.

DUTKA-GIANELLI, J. Feeding habits of the smallscale fat snook from East-Central Florida. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 143, n. 5, p. 1199-1203, 2014.

FAYE, D. et al. Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protect area (Senegal): evidence from stable isotope analysis. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 607-617, 2011.

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. III. Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1980. 90 p.

FUENTES-YACO, C. et al. Environmental forcing in a tropical estuarine ecosystem: the Palizada River in the Southern Gulf of Mexico. **Marine and Freshwater Research**, v. 53, p. 735-744, 2001.

GARCIA, A. M. et al. Isotope 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.

GIARRIZZO, T.; SCHWAMBORN, R.; SAINT-PAUL, U. Utilization of carbon sources in a northern Brazilian mangrove ecosystem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 95, n. 4, p. 447-457, 2011.

GILMORE, R.G.; DOAOHOE, J.; COOKE, D.W. Observations on the distributions and biology of east – central Florida populations of the common snook, *Centropomus unduacemalis* (Block). **Florida Science**, v. 46, p. 313-336, 1983.

GONZALEZ, J.G. et al. Trophic resource partitioning of two snook fish species (Centropomidae) in tropical estuaries in Brazil as evidenced by stable isotope analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, art. 106287, 2019.

HOEINGHAUS, D.J. et al. Estuary hydrogeomorphology affects carbon sources supporting aquatic consumers within and among ecological guilds. **Hydrobiologia**, v. 673, n. 1, p. 79-92, 2011.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. **Journal of the Fish Biology**, v. 17, p. 411-429, 1980.

JACKSON, A.L. et al. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 595-602, 2011.

KANG, C.K. et al. Trophic importance of benthic microalgas to macrozoobenthic in coastal bay systems in Korea: dual stable C and N isotopes analyses. **Marine Ecology Progress Series**, v. 259, p. 79-92, 2003.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2. ed. Vancouver: Addison Wesley Longman, 1998.

LAYMAN, C.A. et al. Can stable isotopes ratios provide for community-wide measures of trophic structure? **Ecology**, v. 88, p. 42-48, 2007a.

LAYMAN, C.A. et al. Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. **Ecology Letters**, v. 10, p. 937-944, 2007b.

LIRA, A. et al. Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. **Journal of Marine Systems**, v. 182, p. 31-45, 2018.

LIRA, S.A. et al. 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.

LITVIN, S.Y.; WEINSTEIN, M.P. Life history strategies of estuarine nekton: the role of marsh macrophytes, benthic microalgal and phytoplankton in the trophic spectrum. **Estuaries**, v. 23, p. 552-562, 2003.

LORÁN-NUÑEZ, R.M. et al. Reproducción y madurez sexual de robalo prieto (*Centropomus poeyi*) y robalo blanco (*C. undecimalis*) en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz (2005-2007). **Ciencia Pesquera**, v. 20, p. 49-64, 2012.

LOSOS, J.B. Ecological character displacement and the study of adaptation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 97, p. 5693-5695, 2000.

LUCENA, F.M. et al. Seasonal variation in the diets of bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae) and striped weakfish, *Cynoscion guatucupa* (Sciaenidae) in southern Brazil: implications of food partitioning. **Environmental Biology of Fishes**, v. 57, n. 4, p. 423-434, 2000.

MALINOWSKI, C. et al. Trophic relationships and niche partitioning of Red Drum *Sciaenops ocellatus* and Common Snook *Centropomus undecimalis* in coastal estuaries of south Florida. **Estuaries and Coasts**, v. 42, p. 842-856, 2019.

MCCUTCHAN JUNIOR, J.H. et al. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos**, v. 102, n. 2, p. 379-390, 2003.

MELVILLE, A.J.; CONNOLLY, R.M. Spatial analysis of stable isotopes data to determine primary source of nutrition for fish. **Oecologia**, v. 136, p. 499-507, 2003.

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

MULLER, R.G.; TROTTLER, A.A.; SEEVENS, P.W. **The 2015 stock assessment update of common snooks *Centropomus undecimalis***. Petersburg, FL: Fish and Wildlife Research Institute, 2015. 191 p.

MUNIZ, K. et al. Hydrological impact of the port complex of Suape on the Ipojuca River (Pernambuco-Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 21, n. 5, p. 909-914, 2005.

NEUMANN-LEITÃO, S. et al. Diel and seasonal changes in the macrozooplankton community of a tropical estuary in Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 439-446, 2003.

NEWSOME, S.D. et al. A niche for isotope ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 429-436, 2007.

ORREL, T.M. Perciformes. In: CARPENTER, K.E. **The living Marine resources of the Western Central Atlantic**. Rome: FAO. Part 1 (Ascipense redal to Grammatidae).

PARNELL, A.C.; JACKSON, A. **Package “siar” stable isotope analyses in R**. Vienna: R Foundation, 2015. (R package version 4.2.)

PARNELL, A.C. et al. Bayesian stable isotope mixing models. **Environmetrics**, v. 24, n. 6, p. 387-399, 2013.

PATERSON, A.W.; WHITFIELD, A.K. A stable carbon isotope study of the food-webs in a freshwater deprived South African estuary, with emphasis on the ichthyofauna. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 45, p. 705-715, 1997.

PHILLIPS, D.L.; GREGG, J.W. Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. **Oecologia**, v. 127, p. 171–179, 2001.

PHILLIPS, D.L. et al. Best practices for use of stable isotope mixing models in food web studies full manuscript. **Canadian Journal of Zoology**, v. 92, p. 1-50, 2014.

POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, v. 83, p. 703-718, 2002.

R. CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing R**. Vienna: Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso: 15 set. 2022.

RABELO, L.B. et al. Observações preliminares sobre o hábito alimentar do robalo flecha *Centropomus undecemalis* (BLOCK 1972) e robalo peva *Centropomus parallelus* (POEY 1860), no estuário de caravelas (Bahia, Brasil). **Boletim Técnico – Científico do CEPENE**, v. 17, p. 89-96, 2009.

RIVAS, L.R. Systematic review of the perciform fishes of the genus *Centropomus*. **Copeia**, n. 3, p. 579-611, 1986.

SEPÚLVEDA-LOZADA, A. et al. Differences in food web structure of mangroves and freshwater marshes: evidence from stable isotope studies in the southern of Gulf of Mexico. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, p. 293-314, 2015.

SHEAVES, M. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, p. 107-115, 2009.

STEVENS, P.W.; BLEWETT, D.A.; POULAKIS, G.R. Variable habitat use by juvenile Common Snook, *Centropomus undecimalis* (Pisces: Centropomidae): applying a life

history model in a southwest Florida estuary. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, p. 93-108, 2007.

STEVENS, P.W. et al. Niche partitioning among snook (Pisces: Centropomidae) in rivers of southeastern Florida and implications for species range limits. **Estuaries and Coasts**, v. 43, p. 396-408, 2020.

TAVARES, M. Shrimps. In: CARPENTER, K.E. (ed.). **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. v. 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. Rome: FAO, 2002. p. 251-291.

TEIXEIRA, T.P. et al. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia. Serie Biologia**, v. 95, n. 4, p. 347-357, 2005.

VANDERKLIFT, M.A.; PONSARD, S. Sources of variation in consumer-diet $\Delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. **Oecologia**, v. 136, p. 169-182, 2003.

VANDER-ZANDEN, M.J.; RASMUSSEN, J.B. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. **Limnology and Oceanography**, v. 46, n. 8, 2061-2066, 2001.

5. Ecologia isotópica de duas espécies *Mugil cephalus* e *Mugil curema* no Rio Quiririm, estuário da Praia do Puruba, Litoral Norte do Estado de São Paulo

Resumo

Mugilidae é uma família de peixes encontrada em ecossistemas aquáticos como litorais tropicais, subtropicais e temperados do mundo. Sua biomassa pode dominar comunidades de peixes entre maré, águas salinas, manguezais, estuários e lagoas. Estudos com análise de conteúdo estomacal realizada com espécies de mugilídeos adultos enfatiza que são micrófagos bentônicos onívoros e se alimenta de detritos, microalgas, invertebrados bentônicos da meio fauna e macrofauna. Além dos itens alimentares os estudos com análises de conteúdo estomacal mostraram sobreposições de nicho trófico. Diante disso, compreender os processos que controlam o nicho trófico de espécies simpátricas e as consequências para coexistirem é um tema relevante da ecologia. A sobreposição de nicho ocorre quando duas ou mais espécies compartilham até um certo patamar o mesmo nicho realizado. Se a sobreposição do nicho trófico for baixa ou se as fontes de recursos alimentares são abundantes as espécies coexistem sem configurar em competição. Em contraste, se a sobreposição for alta e a disponibilidade de fontes de recursos for limitado poderá ocorrer competição entre as espécies. Por outro lado, o particionamento de fontes de recursos entre espécies significa diferenças nas dietas e essa distinção pode ocorrer devido a características morfológicas, espaço-temporal e é considerada um padrão que propicia redução de competição entre as espécies. *M. cephalus* segundo o modelo de mistura apresentou a dieta filtradora e *M. curema* a dieta bentônica proveniente do sedimento em todas as estações (verão, outono e primavera). No verão a amplitude de nicho isotópico entre as espécies foi semelhante e indicou sobreposição de nicho de 81,3%. Entretanto, não parece ter ocorrido competição devido a preferência alimentar distinta entre as espécies. Na primavera a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *M. cephalus* foram enriquecidas. O modelo apresentou o POM costeiro como a fonte de recurso basal com maior contribuição. A amplitude de nicho foi semelhante e houve uma pequena sobreposição de nicho isotópico de 39,6%. Diante desse contexto, mesmo ocorrendo uma sobreposição do nicho não foi verificado uma possível competição entre as espécies, provavelmente refletindo espaço temporal distintos. No outono a amplitude de nicho foi distinta entre as espécies. Em contraste, nas outras estações, foi encontrado particionamento do nicho isotópico. Contudo, essa diferença apresentada na amplitude de nicho pode estar relacionada com a possível exploração de micro habitats distintos dentro do próprio estuário ou migração entre marés e também com a seleção de partículas mais nutritivas e com a composição isotópica de carbono mais leve no mesmo local. Uma terceira hipótese seria se tratar de espécies que no período reprodutivo indicam aumento dos lipídios devido ao ganho de massa corpórea que são empobrecidos em ^{13}C tornando a $\delta^{13}\text{C}$ do tecido mais empobrecida devido ao aumento da incorporação do ^{12}C . Contudo os dados encontrados nesse trabalho nas estações do ano são preliminares e precisam ser comprovados através de mais estudos.

Palavras-chave: Nicho isotópico; Dieta; Fluxo de energia; gênero *Mugil* spp.

Abstract

Mugilidae is a family of fish found in aquatic ecosystems such as tropical, subtropical, and temperate coastlines of the world. Their biomass can dominate intertidal fish communities, saline waters, mangroves, estuaries, and lagoons. Studies with analysis of stomach contents performed with species of adult mugilids emphasize that they are omnivorous benthic microphages and feed on detritus, microalgae, benthic invertebrates of meiofauna and macrofauna. In addition to food items, studies with stomach content analysis showed trophic niche overlaps. Therefore, understanding the processes that control the trophic niche of sympatric species and the consequence for their coexistence is a relevant topic in ecology. Niche overlap occurs when two or more species share the same realized niche to a certain extent. If the trophic niche overlap is low or if the sources of food resources are abundant, the species coexist without being in competition. In contrast, if the overlap is high and the availability of resource sources is limited, competition between species may occur. On the other hand, the partitioning of sources of resources between species means differences in diets and this distinction can occur due to morphological, spatio-temporal characteristics and is considered a pattern that provides a reduction in competition between species. *M. cephalus* according to the mixture model indicated the filtering diet and *M. curema* the benthic diet from the sediment in all seasons (summer, autumn and spring). In summer, the isotopic niche breadth between species was similar and indicated a niche overlap of 81.3%. However, competition does not seem to have occurred due to the distinct food preference between the species. In spring, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of *M. cephalus* were heavy. The model pointed to the coastal POM as the source of basal resource with the greatest contribution. Niche breadths were similar and there was a small isotopic niche overlap of 39.6%. In this context, even with an overlapping of the niche, a possible competition between the species was not verified, but a probable coincidence in the isotopic values of carbon, probably reflecting different temporal spaces. In autumn the niche breadth was different between species. In contrast to the other stations, partitioning of the isotopic niche was found. However, this difference in niche breadth may be related to the possible exploitation of distinct microhabitats within the estuary itself or migration between tides. In addition, it may be related to the selection of more nutritious particles and the lighter carbon isotopic composition in the same location. Or the third hypothesis deals with species that in the reproductive period show an increase in lipids due to body mass gain, which are depleted in ^{13}C , making the $\delta^{13}\text{C}$ of the tissue more depleted due to the increased incorporation of ^{12}C . However, these data found in this work in the seasons throughout the year are preliminary and need further studies.

Keywords: Isotopic Niche; Diet; Energy Flow, Genus *Mugil* spp.

5.1 Introdução

Mugilidae é uma família de peixes com grande sucesso em todos os ecossistemas aquáticos, e.g. litorais tropicais, subtropicais e temperados do mundo, além de apresentar um grande valor comercial tanto pela carne como pelas ovas. Sua biomassa pode dominar comunidades de peixes entre maré (GONZALES-MURCIA; MARIN-MATINEZ; AYALA-BOCOS, 2012), águas com alta salinidade, (LEFEUVRE; LAFFAILLE; FEUNTEUN, 1999; LAFFAILLE et al., 2002; GREEN et al., 2009; WITHFIELD et al., 2012), manguezais (THOLLOT; KULBICKI; HARMELIN-VIVIEN, 1999; SUKARDJO, 2004; WITHFIELD et al., 2012), estuários e lagoas (CARDONA, 2006; OKYERE; AHETO; AGGREY-FYNN, 2011; WITHFIELD et al., 2012).

Estudos com análise de conteúdo estomacal realizada com espécies de mugilídeos adultos enfatiza que suas principais fontes de recursos alimentares são micrófagos bentônicos onívoros e se alimenta de detritos incluindo material particulado em suspensão, microalgas, invertebrados bentônicos da mesofauna e da macrofauna (ODUM, 1970; LASSERRE, 1976; BRUSLE, 1981; LAFFAILLE et al., 1998; RIERA et al., 1999; BOUCHARD; LEFEUVRE, 2000; LAFFAILLE et al., 2002; ALMEIDA, 2003; QUAN et al., 2007). Além dos itens alimentares os estudos com análises de conteúdo estomacal mostraram sobreposições de nicho trófico significativas (BLABER, 1976; BLABER; WITHFIELD, 1977; IBÁÑEZ-AGUIRRE, 1993; CARDONA, 2001). Entretanto, essas análises são capazes de revelar somente quais foram as fontes de recursos ingeridas recentemente, mas não o que foi incorporado pelo consumidor (LOC'H et al., 2015). As análises de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio dos tecidos permitem determinar as possíveis fontes de recursos basais e presas que foram incorporadas pelo consumidor ao longo do tempo (PINNEGAR; POLUNIN, 1999). As razões de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ refletem a assinatura isotópica das fontes de matéria orgânica das quais pertencem as cadeias alimentares do consumidor e a $\delta^{15}\text{N}$ permite estimar o nível trófico do consumidor (FRY; SCHEER, 1989; PETERSON; FRY, 1987). Desta forma, essas análises são capazes de fornecer informações e quantificar as fontes de recursos alimentares em períodos e dias (HESSLEIN; HALLARD; RAMLAL, 1993; GERMAN; MILES, 2010; OLIVEIRA et al., 2017). Assim sendo, as análises isotópicas de carbono e nitrogênio apresenta uma alternativa para avaliar as diferenças tróficas que podem fornecer luz

dos padrões que controlam o nicho trófico de espécies simpátricas que vivem nos mesmos habitats.

Diante disso, compreender os padrões (e.g. processos e mecanismos) que controlam o nicho trófico de espécies simpátricas e as possíveis consequências para coexistirem é um tema de longa data da ecologia (SCHOENER, 1974; WINEMILLER, 2005; WITHFIELD et al., 2012; ANDRADE et al., 2019; VOLLRATH et al., 2021). Segundo Hutchinson (1957), a sobreposição de nichos tróficos ocorre quando duas ou mais espécies compartilham até um certo patamar o mesmo nicho. Se a sobreposição do nicho trófico for pequena ou se as fontes de recursos alimentares (e.g. fontes basais ou presas) são abundantes as espécies coexistem sem configurar competição intra ou interespecífica. Em contraste, se a sobreposição for grande e a disponibilidade de fontes de recursos for limitada, poderá ocorrer competição entre as espécies (PIANKA, 1974).

Por outro lado, o particionamento de fontes de recursos entre espécies significa diferenças nas dietas e essa distinção pode ocorrer devido a características morfológicas (e.g. órgão faringobraquial), espaço-temporal (recrutamento, migração entre marés e migrações para reprodução) e pode ser considerada um padrão que propicia redução de competição entre as espécies (ALEXANDROU et al., 2011; CARDONA, 2015; LOC'H et al., 2015; ROHAR; BUCKELY, 2018). Alguns autores apresentaram dados e análises que revelam particionamento de fontes de recursos entre espécies de mugilídeos iliófagos (e.g. alimentando-se principalmente de itens encontrados no sedimento e detritos) (DUALIBY, 1988; VIEIRA, 1991; CARDONA, 2015). Além desses foram apontados por outros autores a segregação de nicho trófico entre estuários com padrões de salinidades distintas (LOC'H et al., 2015; GARCIA et al., 2018). Essas diferenças encontradas nos estudos podem estar relacionadas com habitats distintos, variação na disponibilidade de fontes de recursos e diferenças no tamanho das partículas (CARDONA, 2001; LOC'H et al., 2015; GARCIA et al., 2018).

Assim sendo, o objetivo desse estudo foi determinar quais possíveis fontes de recursos basais – POM (Material Orgânico Particulado em Suspensão) e SOM (Material Orgânico Particulado do Sedimento) – do ambiente estuarino e costeiro contribuíram significativamente na dieta das espécies simpátricas de *Mugil cephalus* e *M. curema* coletadas ao longo do ano. Foi verificado ainda se as espécies apresentaram sobreposição, partição ou segregação de nicho isotópico ao longo do

ano no Rio Quiririm do estuário na Praia do Puruba – Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil.

5.2 Material e Métodos

Foram realizadas quatro campanhas de campo para realizar coleta de peixes, invertebrados e fontes basais (POM – Material Orgânico Particulado em Suspensão e SOM – Material Orgânica no Sedimento) representando verão, outono, inverno e primavera em um ponto amostral determinado com GPS com as seguintes coordenadas: Rio Quiririm, 23°34'52"S, 44°92'77"W, representando um ponto amostral no estuário inferior com baixa salinidade e composta por manguezais. O POM e o SOM costeiro foram coletados na Praia do Puruba (23°36'13" S, 44°92'77" W) (Figura 1).

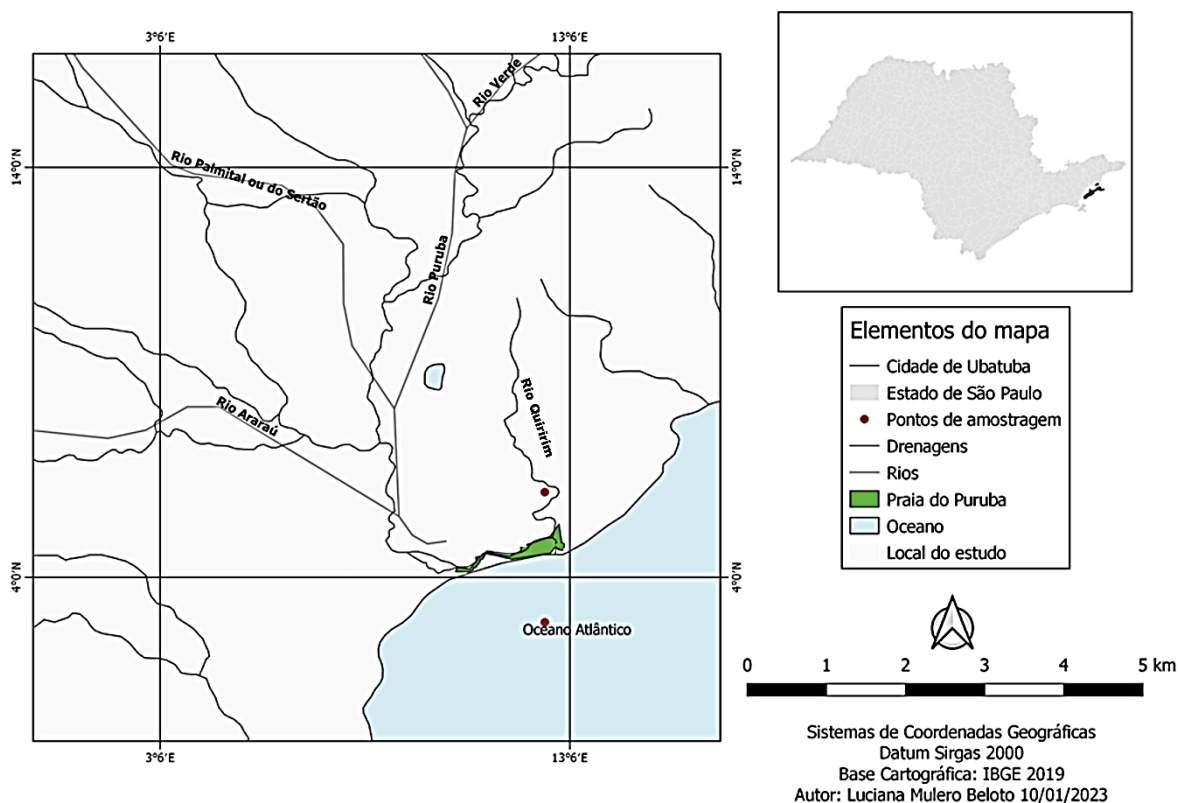


Figura 1 - Mapa do Município de Ubatuba – Litoral Norte de São Paulo e a localização da Praia do Puruba e Rio Quiririm.

O Material Orgânico Particulado em Suspensão (POM) nos locais amostrados foi coletado com a garrafa diretamente na água sempre na mesma profundidade e no

ponto específico. Foi realizado a coleta de cinco réplicas por estação do ano. Essas garrafas foram colocadas no gelo, transportadas até o laboratório e filtradas com uma bomba à vácuo (modelo GBv70234A-AzBiv) com um filtro de quartzo Whatman QM-A $\varnothing = 0,20 \mu\text{m}$. Em seguida, os filtros foram secos em estufa a 60°C por 48 horas, depois foram armazenados para posteriormente ser analisado as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

O Material Particulado do Sedimento (SOM) (camada $< 5\text{cm}$ de profundidade) sem estratificação foi coletado com o uso de draga Ekman. Foi realizado a coleta de cinco réplicas por estação do ano. Posteriormente esse material foi acondicionado em sacos plásticos etiquetados e colocados em refrigeração. A seguir o material foi levado para o laboratório para que as amostras fossem peneiradas (peneira de metal $\varnothing = 2\text{mm}$), secas na estufa a 60°C por 48 horas e armazenadas para posterior análise das $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

As espécies *M. cephalus* e *M. curema* no ponto da amostragem foram capturados por várias técnicas de pesca artesanal observado o disposto na Lei nº 11.959/2009 (Lei da Pesca) (rede de espera de 10m de comprimento por 3 m de altura e malha de 35, 50 e 70mm entre nós). Foi realizado a coleta de três réplicas por dia durante três a cinco dias. As espécies foram identificadas pelo manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Nesse estudo, amostras de músculo anterodorsal de todos os indivíduos capturados foram coletadas e armazenadas em potes individuais sem a utilização de produtos químicos. Todas as amostras foram lavadas com água destilada e secas na estufa a 60°C por 48 horas, maceradas e armazenadas para posterior análise das $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

5.2.1 Metodologia analítica

O material animal e vegetal pesado foi de 0,8 – 1,0 mg e 2,0 – 3,0 mg, respectivamente. Entretanto, para o material particulado em suspensão e o sedimento foi utilizado o peso suficiente para emitir o valor isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e colocado em pequenas (cápsulas de estanho).

As composições isotópicas de carbono e nitrogênio foram determinadas pela combustão *on-line* da amostra por CF-IRMS em um analisador Carlo Erba (CHN-1110) acoplado ao espectrômetro de massa Delta Plus, no LEI-CENA/USP. O cálculo da composição isotópica do carbono e nitrogênio foi realizado por meio da equação:

$$\delta^{13}\text{C} \text{ ‰ ou } \delta^{15}\text{N} \text{ ‰} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000 \text{ (1)}$$

onde R é a razão molar $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ na amostra e no padrão, sendo os resultados representados em delta (δ) por mil (‰). Os padrões usados para o carbono e nitrogênio foram o Pee Dee Belemnite (PDB) e o ar atmosférico (AIR), respectivamente. O erro analítico das medidas isotópicas estimado foi de 0,3 ‰ para o $\delta^{13}\text{C}$ e 0,5 ‰ para o $\delta^{15}\text{N}$ por meio de medidas repetidas do padrão interno (“sugarcane”).

5.2.2 Forma de análise dos resultados

A contribuição das fontes basais para *M. cephalus* e *M. curema* foram analisadas utilizando o modelo de mistura MixSIAR (PARNELL et al., 2013), no software estatístico R 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018). Esses modelos usam a estatística bayesiana para estimar a contribuição relativa de mais de duas fontes de recursos para a mistura isotópica de um consumidor-alvo (PARNELL et al., 2010). Os dados que entraram no modelo foram as composições isotópicas de carbono e nitrogênio das tainhas e paratis e um fator de discriminação documentado na literatura. O fator de discriminação utilizado para espécies de mugilídeos foi aquele proposto por Oliveira et al. (2017) apresentando os valores de $\Delta^{13}\text{C} = 2,10 \pm 0,70\text{‰}$; $\Delta^{15}\text{N} = 3,80 \pm 0,40\text{‰}$. Os elementos de concentração de %C e %N medidos para cada recurso basal foram utilizados para aumentar a precisão do modelo (PHILLIPS et al., 2014).

Tradicionalmente estudos tem utilizado a métrica da área total (área do polígono convexo formado pelos pontos extremos no espaço $\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$) para calcular a amplitude do nicho isotópico (LAYMAN et al., 2007a; 2007b). No entanto, esta estimativa pode ser fortemente influenciada pelo tamanho da amostra, tornando esse modelo inviável em comparações de grupos com números amostrais distintos (JACKSON et al., 2011). Para resolver esse problema, a amplitude do nicho isotópico foi calculada por meio da metodologia de elipse padrão que utiliza a inferência bayesiana (SEA_B) e se mostra robusta à variação no tamanho amostral (JACKSON et al., 2011). Essa métrica foi estimada a partir da variância e covariância de dados x e y (conjunto de dados bivariados) contendo aproximadamente 40% dos dados e revelando, desta forma, o nicho central (JACKSON et al., 2011). Valores de

probabilidades para verificar diferenças estatísticas da amplitude de nicho isotópico entre as espécies *Mugil curema* e *Mugil cephalus* foram obtidos calculando a proporção do número total de simulações (10.000), em que um grupo tem SEA_B maior que o outro. Detalhes a respeito dos cálculos podem ser encontrados em Jackson et al. (2011). Todas as métricas foram calculadas usando o pacote SIBER (“Stable Isotope Analysis in R”) (PARNELL; JACKSON, 2015) no software estatístico R 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018).

A análise de variância ANOVA e o teste de comparação de médias de Tukey ($\alpha = 0,05$) foram utilizados para detectar possíveis diferenças entre a $\delta^{13}C$ $\delta^{15}N$ de *M. cephalus* e *M. curema* ao longo das estações. Foram ainda realizadas comparações com o Teste t-Student da $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de *M. cephalus* e *M. curema*. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Origin 2020-© (OriginLab Corporation).

5.3 Resultados

5.3.1 Contribuição de fontes de recursos basais de *Mugil cephalus*

No verão, outono e primavera foram coletados 12, 10 e 15 espécimes de *M. cephalus*, respectivamente. No inverno não houve captura devido ao tamanho corpóreo correspondente à indivíduos sub-adultos e adultos que saem do rio em sentido ao mar para a reprodução. Os espécimes de *M. cephalus* apresentaram diferenças significativas na $\delta^{13}C$ em todas as estações do ano ($F= 52,12$; $gl = - 36$; $p < 0,001$). Contudo, a $\delta^{15}N$ foi diferente somente na primavera ($F= 4,60$; $df= 36$; $p < 0,05$) (Figura 2).

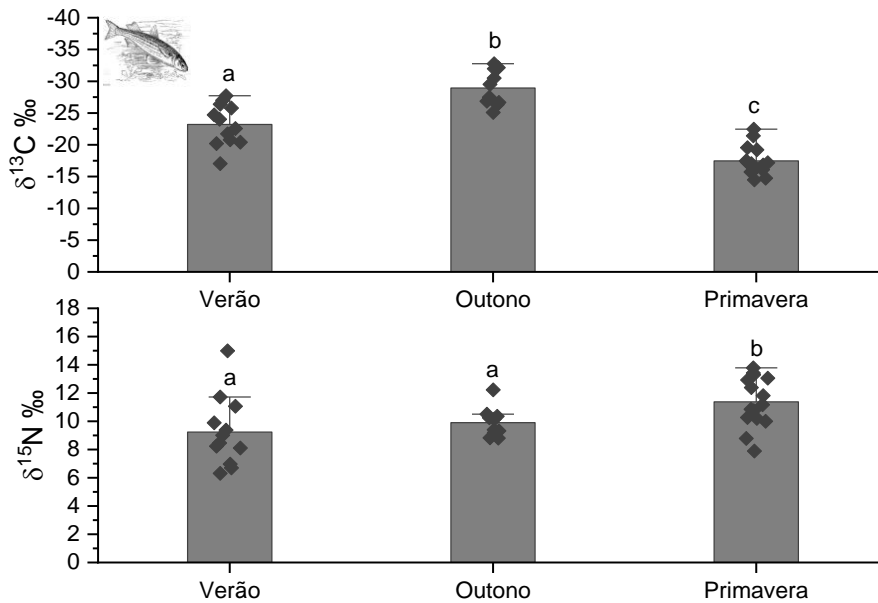


Figura 2 - Média e desvio padrão das $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil cephalus* ao longo das estações.

5.3.1.1 Verão

No verão foram capturados 12 espécimes de *M. cephalus* com média de comprimento total de $343,33 \pm 67,33$ mm (240 – 430 mm) e média de $\delta^{13}\text{C}$ de $-23,19 \pm 3,27\text{‰}$ ($-27,72$ - $-17,04\text{‰}$) e para $\delta^{15}\text{N}$ de $9,24 \pm 2,45\text{‰}$ ($6,31$ – $14,99\text{‰}$). Não houve relação positiva entre $\delta^{13}\text{C}$ e comprimento total $F= 1,62$; $gl=11$; $p=0,232$; $r^2 = 0,05$ e entre $\delta^{15}\text{N}$ e comprimento total $F= 0,01$; $gl= 11$; $p = 0,973$, $r^2 -0,09$ (Figura 3).

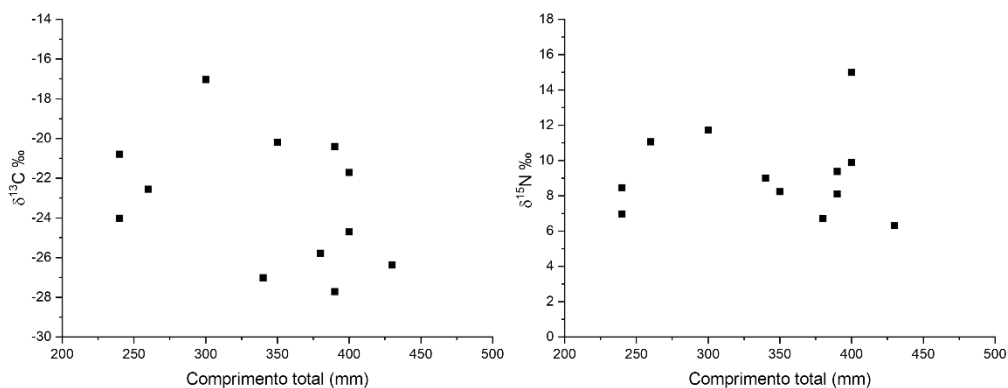


Figura 3. Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Mugil cephalus* no verão

As fontes de recursos basais consideradas nessa análise seguiram o critério da observação do conteúdo estomacal e da literatura e seguem na Tabela 5.0.

Tabela 5.0 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos basais de *Mugil cephalus* coletados no verão no Rio Quiririm.

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,91 \pm 0,27	4,57 \pm 0,47
POM COSTEIRO	15	-19,18 \pm 0,22	7,00 \pm 0,53
SOM ESTUÁRIO	10	-23,88 \pm 0,37	5,16 \pm 0,17
SOM COSTEIRO	10	-16,67 \pm 0,53	4,02 \pm 0,12

A maior contribuição de fonte basal para *M. cephalus* foi o POM estuarino com 77,5% (I.Cr 97,5% = 6,61 – 89,2%), seguida pelo SOM estuarino 8,9% (I.Cr 97,5% = 0,60% – 25,3%) e menores contribuições pelo POM costeiro 8,2% (I.Cr 97,5% = 0,40% – 24,1%) e SOM costeiro 5,4% (I.Cr 97,5% = 0,10% – 17,6%) (Figuras 3 e 4).

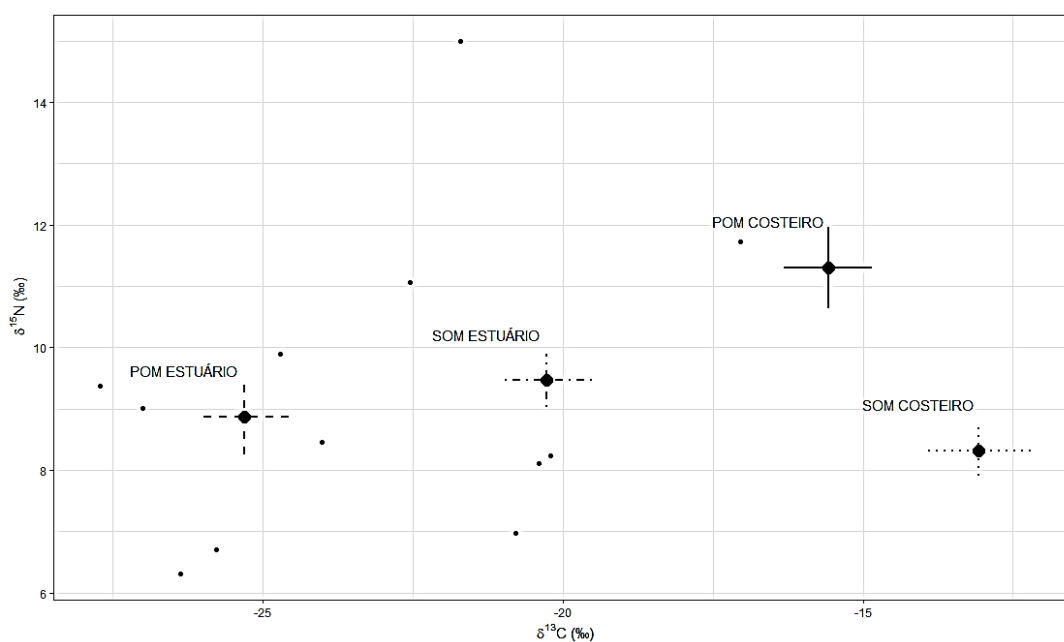


Figura 4 - Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil cephalus* e das fontes de recursos basais no verão.

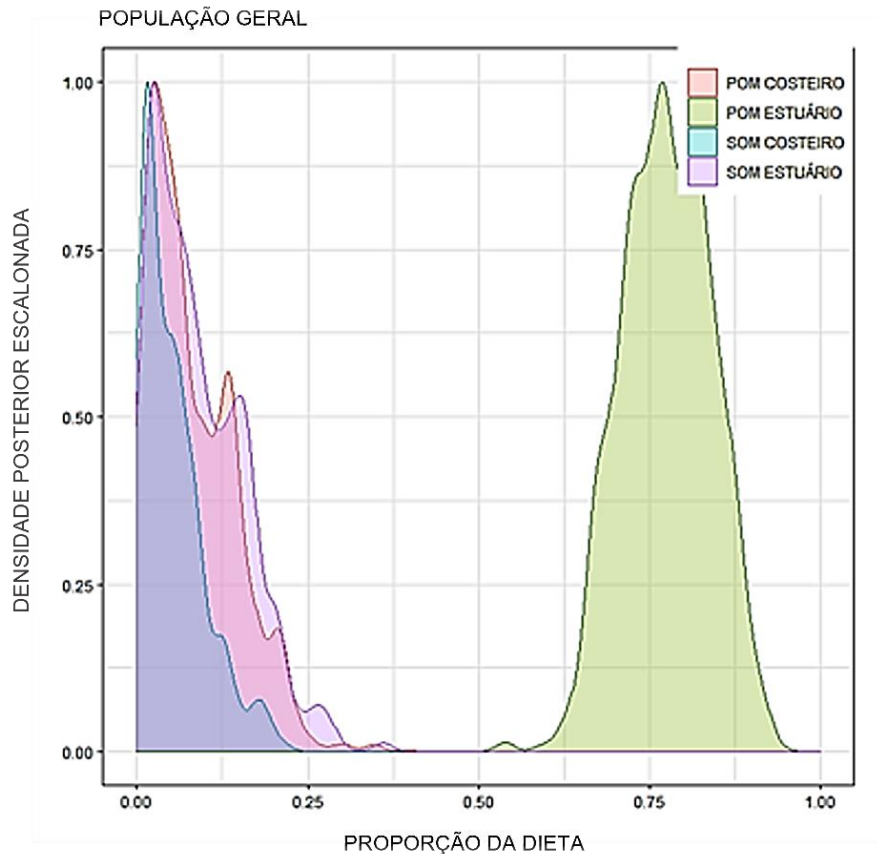


Figura 5 - Distribuição posterior das contribuições relativas das fontes de recursos basais de *M. cephalus* no verão.

5.3.1.2 Outono

No outono foram coletados 10 espécimes de *M. cephalus* com média de comprimento total de $358,00 \pm 103,75\text{mm}$ (240 – 590mm), média de $\delta^{13}\text{C}$ de $-28,93 \pm 2,78\text{‰}$ ($-32,76 - -25,10\text{‰}$) e média de $\delta^{15}\text{N}$ de $9,90 \pm 1,03\text{‰}$ ($8,80 - 12,23\text{‰}$). A exemplo do verão, não houve relação significativa entre o comprimento total e a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$: $F= 0,79$; $gl=9$; $p = 0,400$; $r^2 = -0,02$ e $F= 0,02$; $gl=9$; $p = 0,961$; $r^2 = -0,120$, respectivamente (Figura 6).

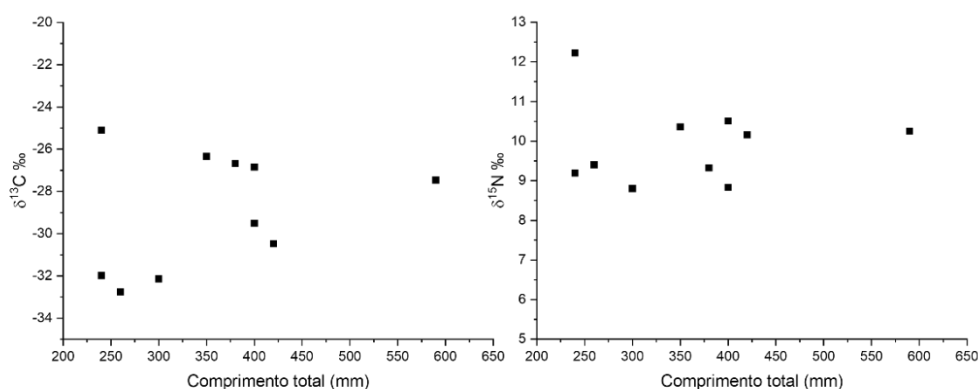


Figura 6 - Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Mugil cephalus* no outono

Os valores das fontes de recursos basais considerados nessa análise encontram-se na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos basais de *Mugil cephalus* coletados no outono no Rio Quiririm

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,30 \pm 0,50	4,25 \pm 0,34
POM COSTEIRO	15	-19,07 \pm 0,23	6,95 \pm 0,48
SOM ESTUÁRIO	10	-26,07 \pm 0,44	3,45 \pm 0,15
SOM COSTEIRO	10	-16,87 \pm 0,55	3,09 \pm 0,09

As fontes de recursos basais com maior contribuição foram o POM estuarino 91,4% (I.Cr 97,5% = 78,2 – 98,4%), seguido do SOM estuarino 4,8% (I.Cr 97,5% = 0,20 – 17,1%) e, apresentando uma contribuição menor, o POM costeiro, 2,5% (I.Cr 97,5% = 0 – 9,4%) e o SOM costeiro, 1,2% (I.Cr 97,5% = 0 – 6,1%) (Figuras 7 e 8).

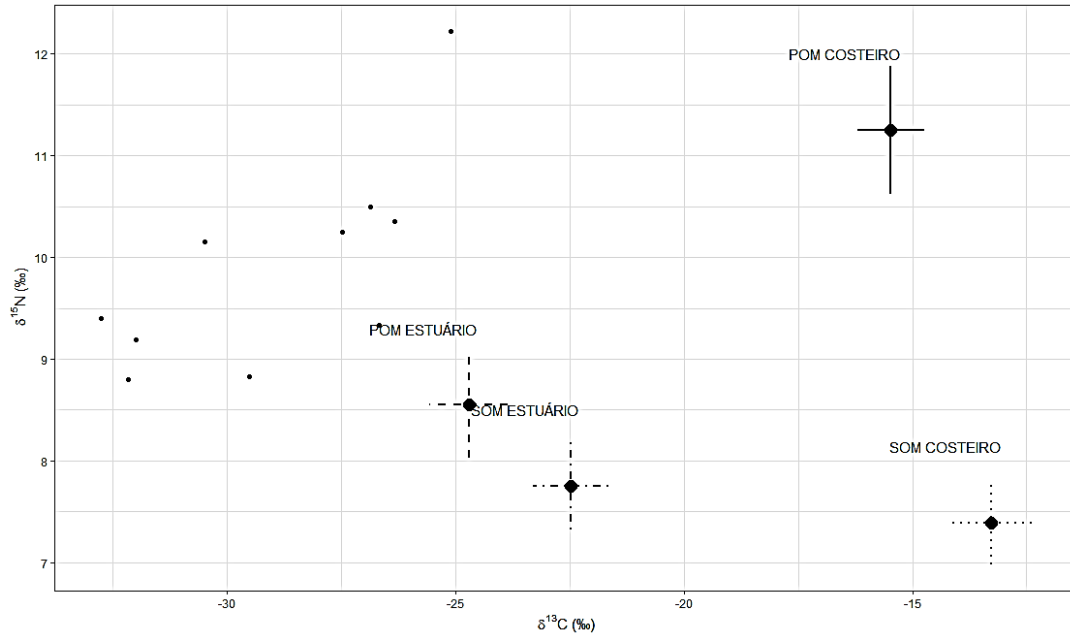


Figura 7 - Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil cephalus* e das fontes de recursos basais no outono.

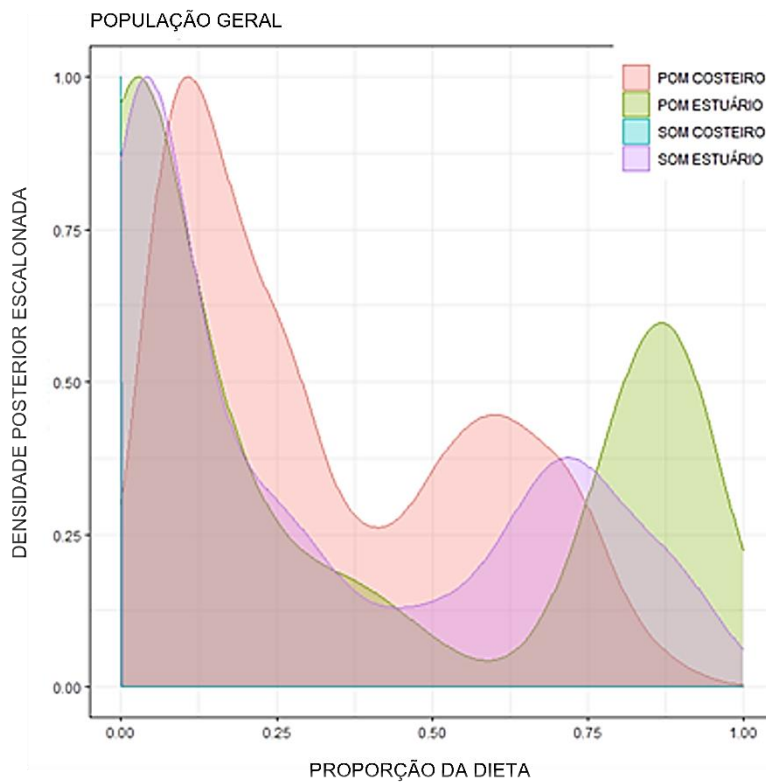


Figura 8 - Distribuição posteriori das contribuições relativas das fontes de recursos basais de *M. cephalus* no outono.

5.3.1.3 Primavera

Na primavera foram capturados 15 espécimes de *M. cephalus* com média de comprimento total de $336,67 \pm 67,58$ mm (240 – 430mm), média da $\delta^{13}\text{C}$ de $-17,46 \pm 2,29\text{‰}$ ($-22,47$ - $-14,49\text{‰}$) e média de $\delta^{15}\text{N}$ de $11,37 \pm 1,78\text{‰}$ ($7,89$ – $13,79\text{‰}$). Como nas outras estações, não foi detectada relação positiva entre o comprimento total e as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$: $F=0,71$; $gl=14$; $p = 0,415$; $r^2 = -0,02$, e $F= 0,98$; $gl=14$; $p = 0,340$; $r^2= -0,01$, respectivamente (Figura 9).

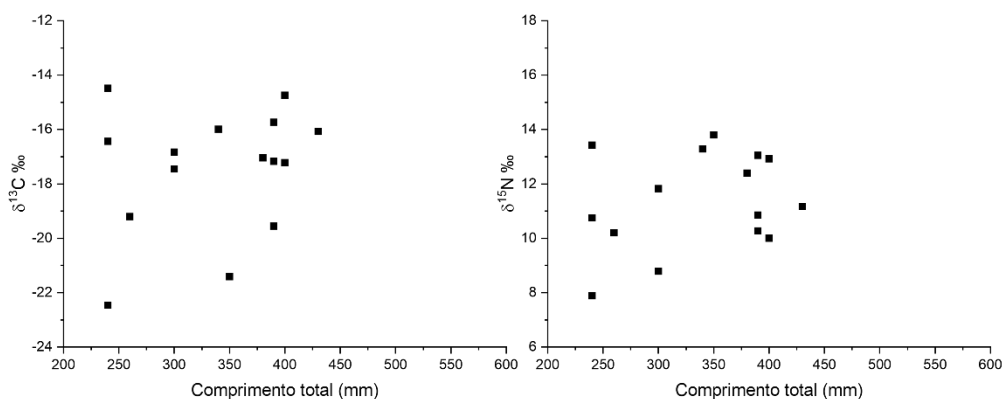


Figura 9 - Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Mugil cephalus* na primavera.

As fontes de recursos basais consideradas nessa análise encontram-se na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos basais de *Mugil cephalus* coletados na primavera no Rio Quiririm

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	$-29,08 \pm 0,22$	$5,02 \pm 0,62$
POM COSTEIRO	15	$-19,15 \pm 0,23$	$6,94 \pm 0,47$
SOM ESTUÁRIO	10	$-17,68 \pm 0,81$	$3,27 \pm 0,19$
SOM COSTEIRO	10	$-16,67 \pm 0,53$	$4,11 \pm 0,09$

As fontes basais que mais contribuíram na primavera foram diferentes das outras estações. Na posição de maior contribuição segue o POM costeiro com 72,8%

(I.Cr 97,5% = 55 – 87,3%), seguido pelo POM estuarino com 17,8% (I.Cr 97,5%= 6,8 – 28,5%) e, com menor contribuição, seguem o SOM costeiro, com 4,8% (I.Cr 97,5% = 0,20 – 14,3%) e o SOM estuarino, com 4,6% (I.Cr 97,5% = 0,30 – 18,2%) (Figuras 10 e 11).

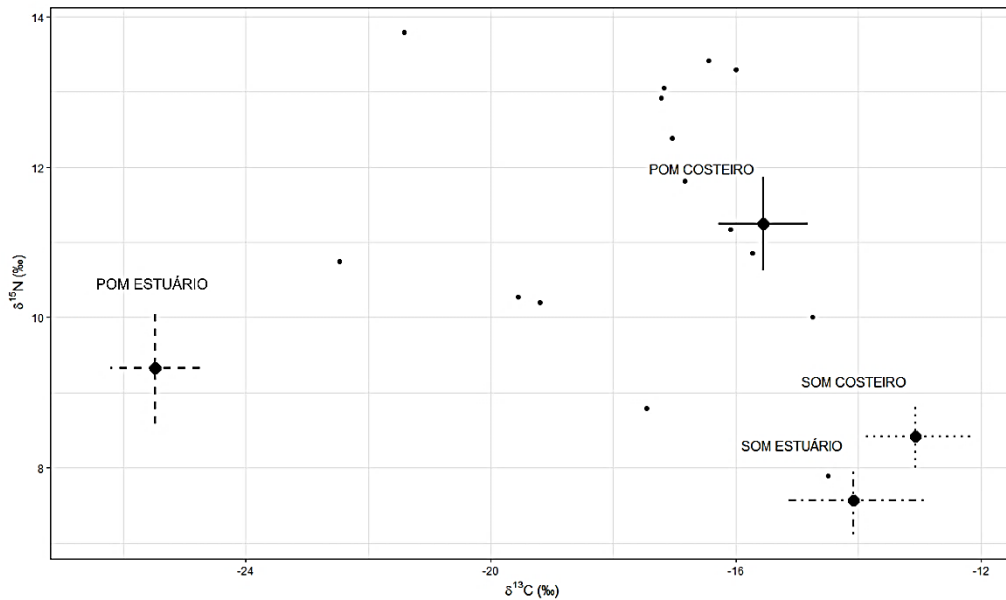


Figura 10 - Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil cephalus* e das fontes de recursos basais na primavera.

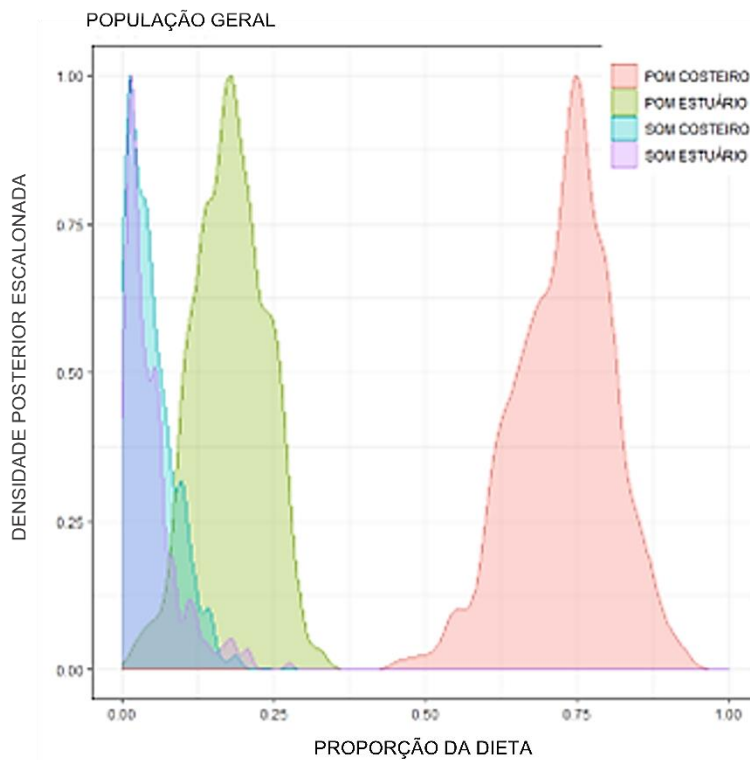


Figura 11 - Distribuição posterior das contribuições relativas das fontes de recursos basais de *M. cephalus* na primavera.

5.3.2 Contribuição de fontes de recursos basais de *Mugil curema*

Foram coletados espécimes de *M. curema* no verão, outono, inverno e primavera em números de 26, 16, 15 e 25, respectivamente. Os indivíduos de *M. curema* apresentaram diferenças significativas na $\delta^{13}\text{C}$ somente no verão e primavera $F= 2,73$; $gl = 81$; $p < 0,05$. Contudo, a $\delta^{15}\text{N}$ foi diferente no verão, outono e primavera $F= 7,34$; $gl= 81$; $p<0,001$ (Figura 12).

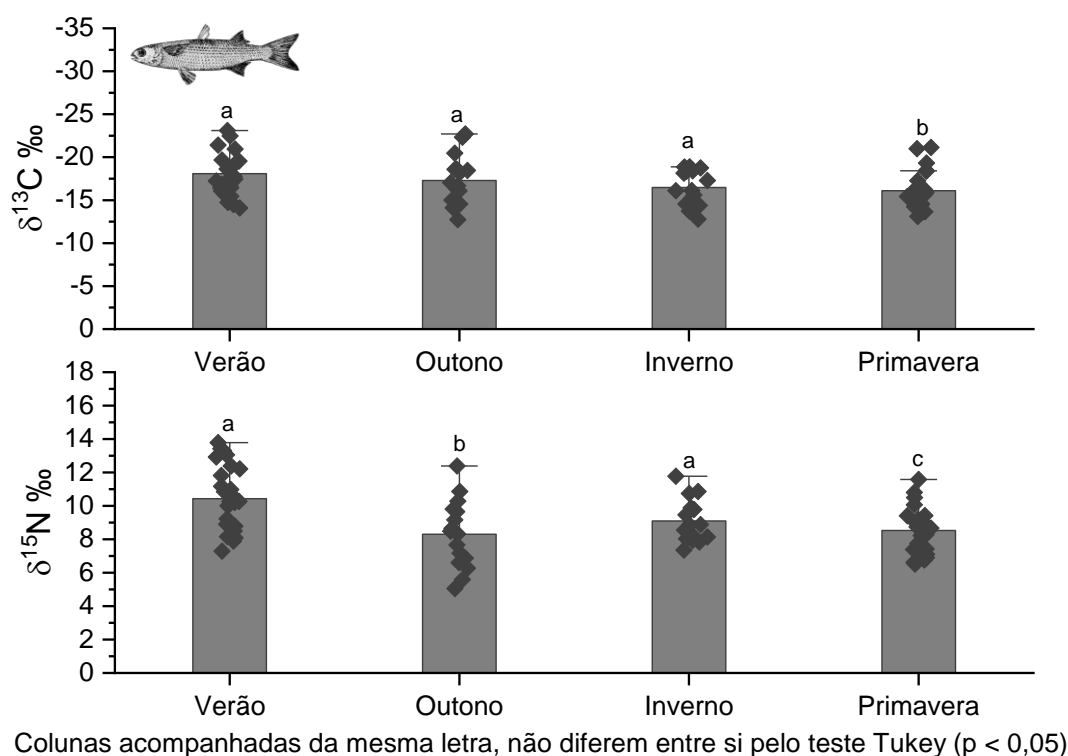


Figura 12 - Média e desvio padrão das $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil curema* ao longo das estações.

5.3.2.1 Verão

No verão foram coletados 26 espécimes de *M. curema* apresentando uma média de comprimento total de $256,92 \pm 16,68$ mm (210 – 280mm) e média de $\delta^{13}\text{C} = -18,67 \pm 4,49\text{‰}$ ($-29,58 - -12,53\text{‰}$) e $\delta^{15}\text{N} = 9,58 \pm 1,71\text{‰}$ ($7,29 - 13,28\text{‰}$). Não houve relação significativa entre o comprimento total e as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$: $F = 0,20$; $gl = 25$; $p = 0,656$; $r^2 = -0,03$, e $F = 0,14$; $gl = 25$; $p = 0,713$; $r^2 = -0,04$, respectivamente (Figura 13).

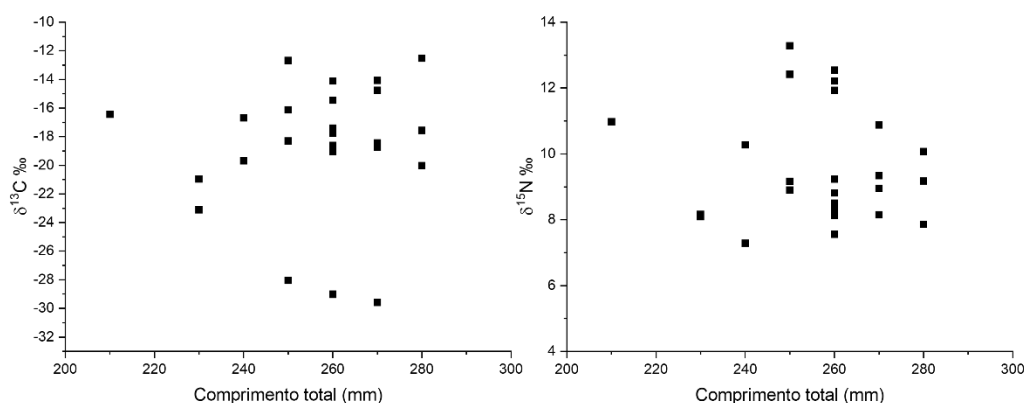


Figura 13 - Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Mugil curema* no verão.

As fontes de recursos basais consideradas nessa análise foram escolhidas seguindo o conteúdo estomacal e a literatura, e encontram-se na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos basais de *Mugil curema* coletados no verão no Rio Quiririm

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,91 \pm 0,27	4,57 \pm 0,47
POM COSTEIRO	15	-19,18 \pm 0,22	7,00 \pm 0,53
SOM ESTUÁRIO	10	-23,88 \pm 0,37	5,16 \pm 0,17
SOM COSTEIRO	10	-16,67 \pm 0,53	4,02 \pm 0,12

As fontes de recursos basais de *M. curema* no verão com maior contribuição foi o SOM estuarino com 30,9% (I.Cr 97,5% = 0,40 – 91,9%), seguido pelo POM estuarino com 28,6% (I.Cr 97,5% = 0 – 57,7%) e menores contribuições para SOM costeiro e POM costeiro com 25,1% (I.Cr 97,5% = 0,50 – 59,9%) e 15,4% (I.Cr 97,5% = 0,50 – 44,2%), respectivamente (Figuras 14 e 15).

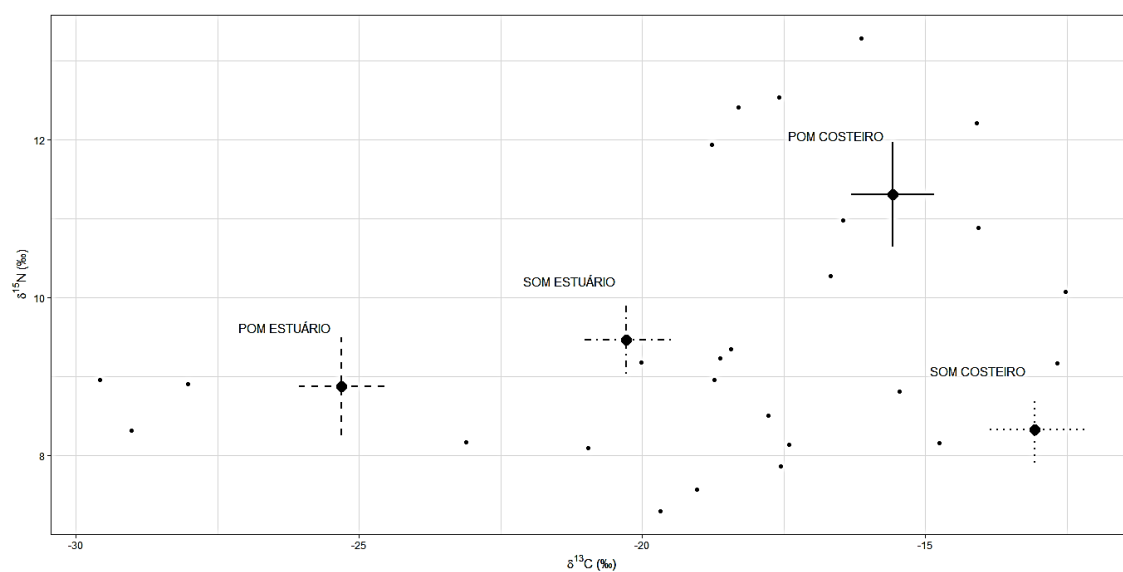


Figura 14 - Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil curema* e das fontes de recursos basais no verão.

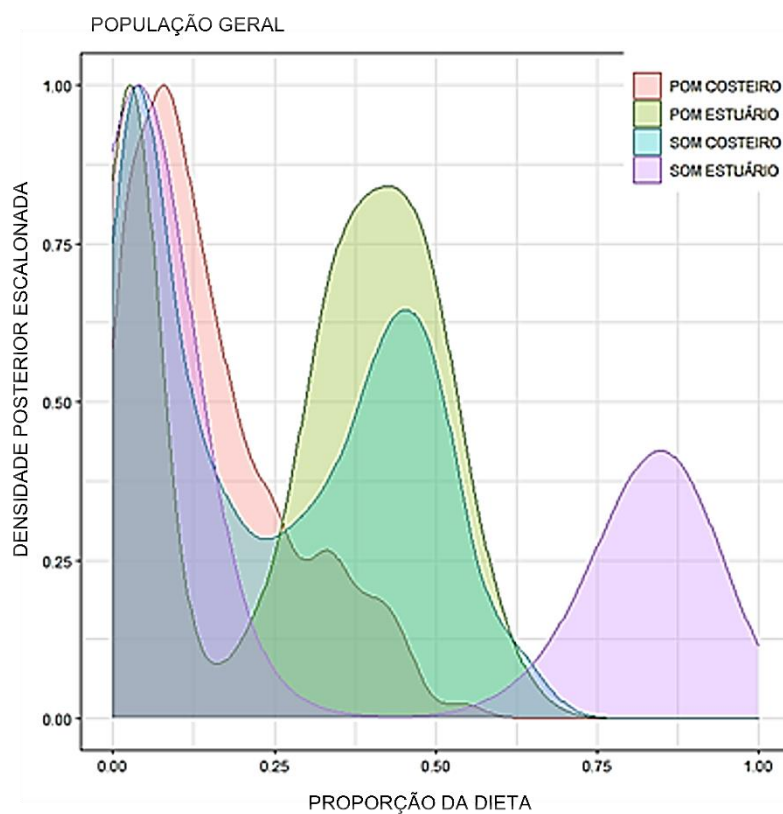


Figura 15 - Distribuição posteriori das contribuições relativas das fontes de recursos basais de *M. curema* no verão.

5.3.2.2 Outono

No outono foram coletados 16 espécimes de *M. curema* com média de comprimento total de $243,13 \pm 18,15$ mm (210 – 260mm) e média de $\delta^{13}\text{C} = -17,29 \pm 2,86\text{‰}$ (-22,70 - -12,74‰) e de $\delta^{15}\text{N} = 8,30 \pm 2,01\text{‰}$ (5,06 – 12,39‰). Não houve relação significativa entre o comprimento total e as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$: $F = 1,47$; $gl = 15$; $p = 0,246$; $r^2 = 0,03$, e $F = 0,28$; $gl = 15$; $p = 0,606$; $r^2 = -0,05$, respectivamente (Figura 16).

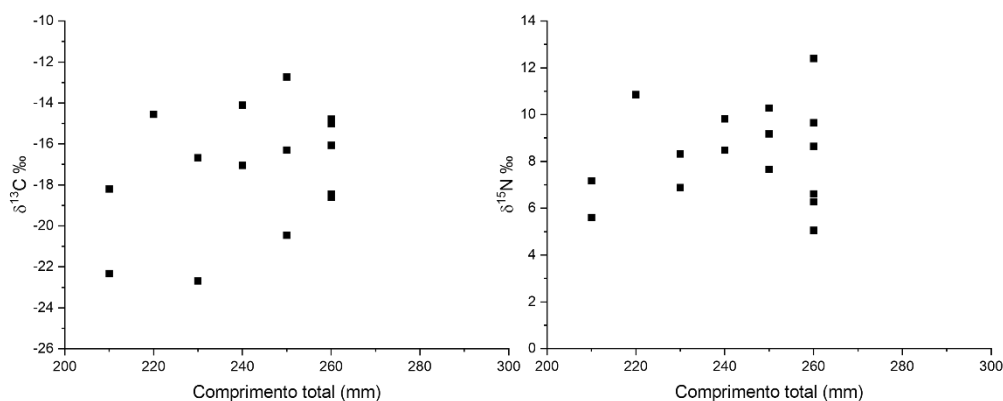


Figura 16 - Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Mugil curema* no outono.

As fontes de recursos basais consideradas nessa análise e encontram-se na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos basais de *Mugil curema* coletados no outono no Rio Quiririm

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	-28,30 \pm 0,50	4,25 \pm 0,34
POM COSTEIRO	15	-19,07 \pm 0,23	6,95 \pm 0,48
SOM ESTUÁRIO	10	-26,07 \pm 0,44	3,45 \pm 0,15
SOM COSTEIRO	10	-16,87 \pm 0,55	3,09 \pm 0,09

As fontes de recursos basais com maior contribuição foram diferentes do verão. A fonte com maior contribuição foi SOM costeiro com 53,9% (I.Cr 97,5% = 18 – 74,7%), seguido do POM estuarino com 26,9% (I.Cr 97,5% = 0,35 – 41,8%) e menores contribuições para o POM costeiro com 13,2% (I.Cr 97,5% = 0,30 – 47,6%) e SOM estuarino com 6% (I.Cr 97,5% = 0,10 – 30,3%) (Figuras 17 e 18).

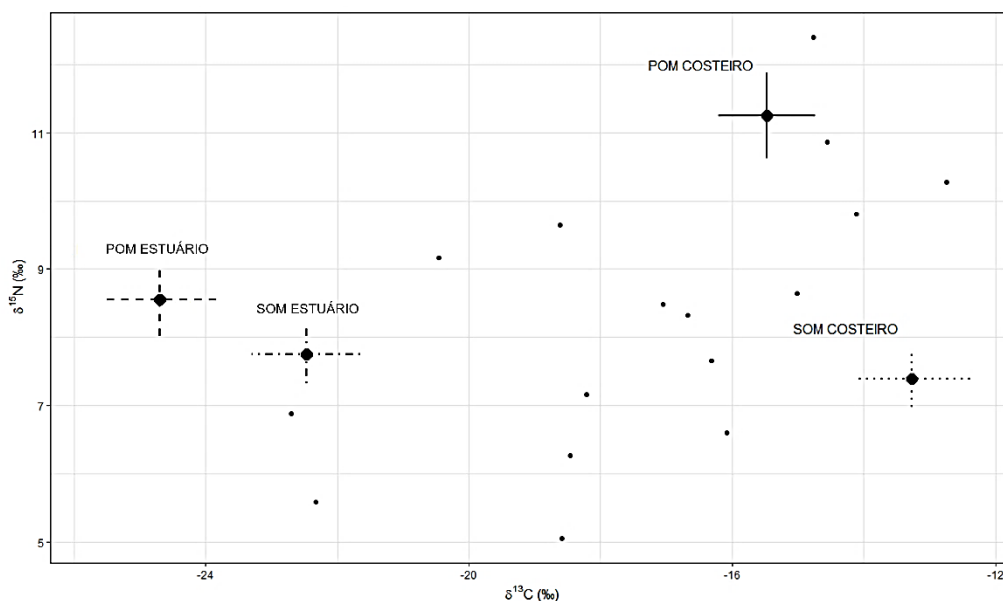


Figura 17 - Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil curema* e das fontes de recursos basais no outono.

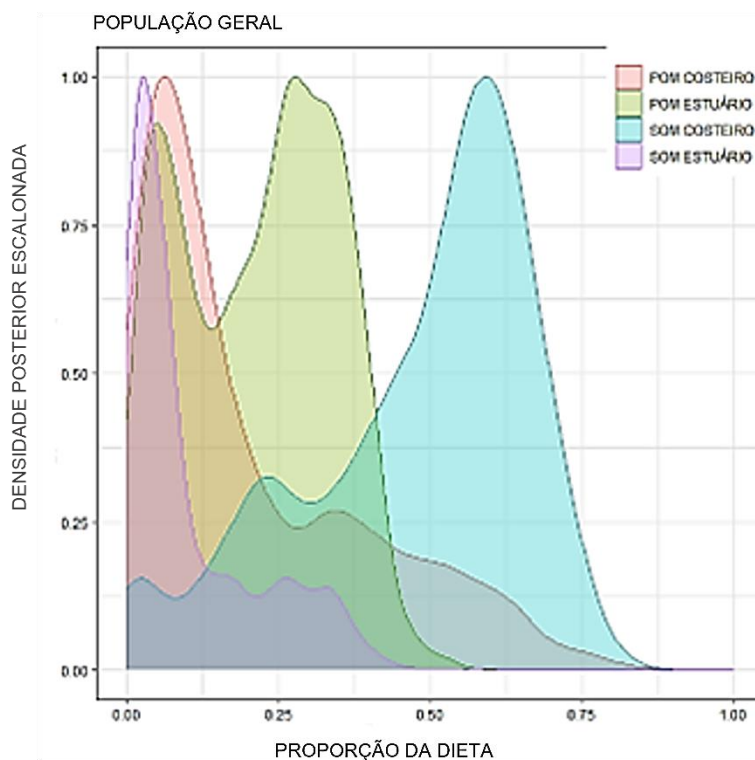


Figura 18 - . Distribuição posteriori das contribuições relativas das fontes de recursos basais de *M. curema* no outono.

5.3.2.3 Inverno

No inverno foram coletadas 15 amostras de músculo de *M. curema* com média de comprimento total de $250,67 \pm 17,92$ mm (210 – 280mm), média da $\delta^{13}\text{C}$ de $-16,48 \pm 2,06\text{‰}$ ($-18,89$ - $-12,79\text{‰}$) e média de $\delta^{15}\text{N}$ de $9,09 \pm 1,29\text{‰}$ ($7,36$ – $11,77\text{‰}$). Como nas outras estações não foi detectada relação positiva entre o comprimento total e as $\delta^{13}\text{C}$: $F=1,19$; $gl=14$; $p = 0,295$; $r^2 = 0,01$ e $\delta^{15}\text{N}$: $F= 0,01$; $gl=14$; $p = 0,946$; $r^2= -0,07$ (Figura 19).

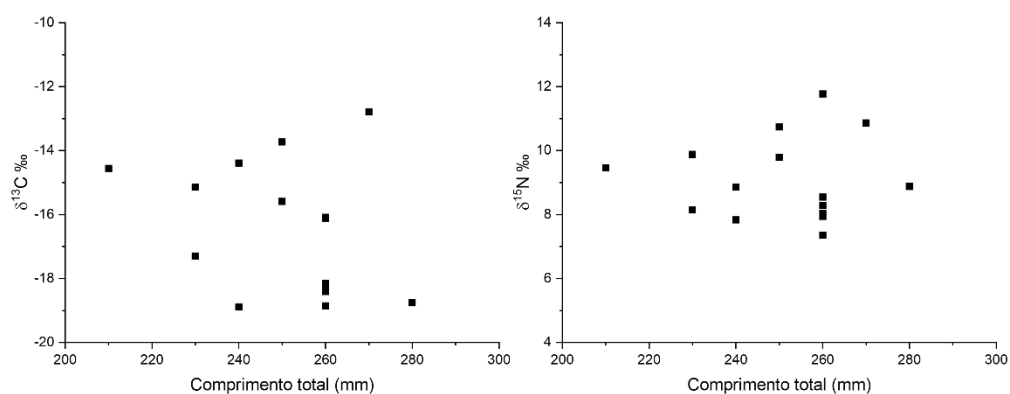


Figura 19 - Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Mugil curema* no inverno.

As fontes de recursos basais consideradas nessa análise e encontram-se na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos basais de *Mugil curema* coletados no inverno no Rio Quiririm

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	$-28,14 \pm 0,12$	$4,47 \pm 1,09$
POM COSTEIRO	15	$-19,10 \pm 0,24$	$6,96 \pm 0,45$
SOM ESTUÁRIO	10	$-21,80 \pm 0,54$	$3,59 \pm 0,37$
SOM COSTEIRO	10	$-16,86 \pm 0,52$	$3,65 \pm 0,17$

As fontes de recursos basais que contribuíram em maior valor foi SOM estuário com 31,2% (I.Cr 97,5% = 4,1 – 62,6%), seguido de POM costeiro com 31% (I.Cr 97,5% = 11 – 52,2%), e com menores contribuições o SOM costeiro com 28,2% (I.Cr 97,5% = 2 – 58,4%) e POM estuário com 9,6% (I.Cr 97,5% = 0 – 25,9%) (Figuras 20 e 21).

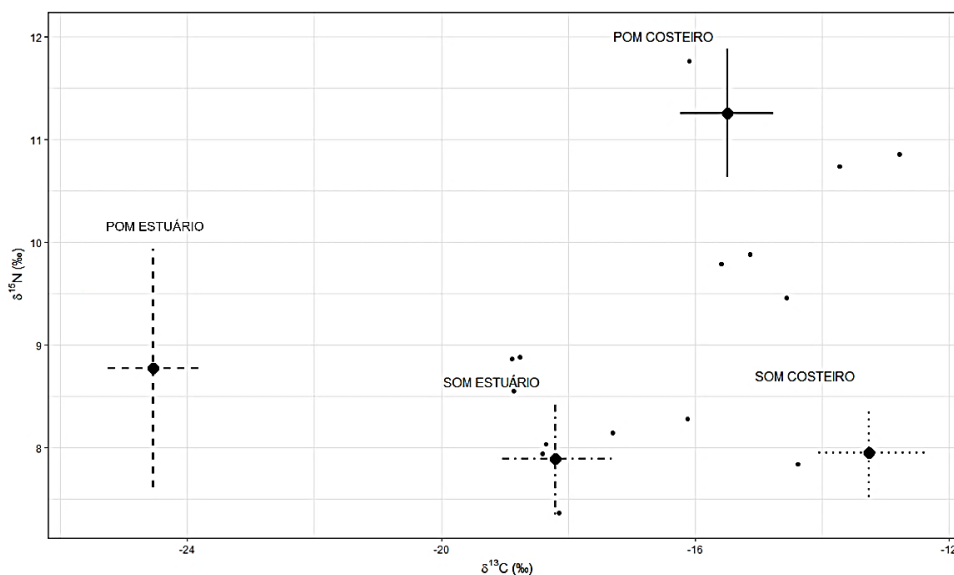


Figura 20 - Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil curema* e das fontes de recursos basais no inverno.

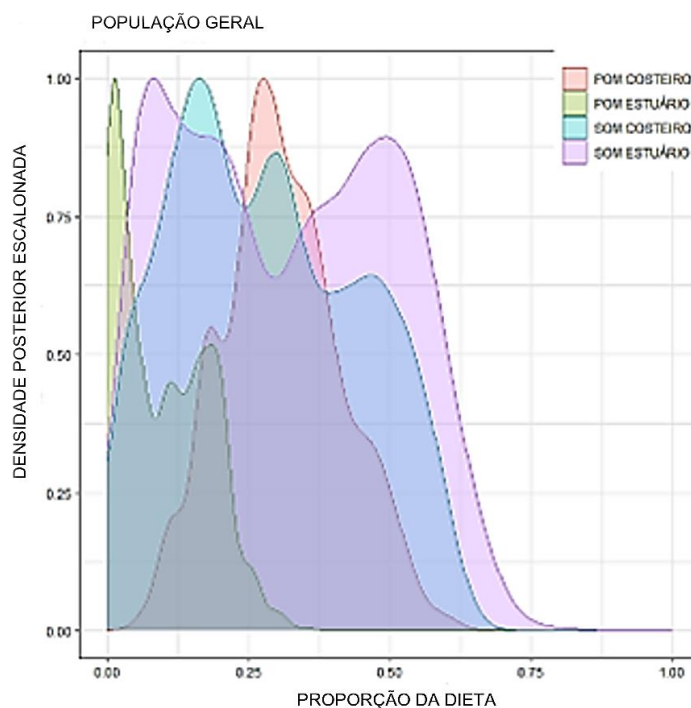


Figura 21 - Distribuição posteriori das contribuições relativas das fontes de recursos basais de *M. curema* no inverno.

5.3.2.4 Primavera

Na primavera foram capturados 25 espécimes de *M. curema* apresentando uma média de comprimento total de $242,82 \pm 17,44$ mm (210 – 265 mm), média da $\delta^{13}\text{C}$ de $-16,10 \pm 2,11\text{‰}$ ($-21,13$ - $-13,10\text{‰}$) e média de $\delta^{15}\text{N}$ de $8,53 \pm 1,37\text{‰}$ ($6,52$ – $11,58\text{‰}$). Como nas outras estações não foi apresentado relação positiva entre o comprimento total e as $\delta^{13}\text{C}$: $F=3,98$; $gl=24$; $p = 0,06$; $r^2 = 0,11$ e $\delta^{15}\text{N}$: $F= 0,19$; $gl=24$; $p = 0,662$; $r^2= -0,03$ (Figura 22).

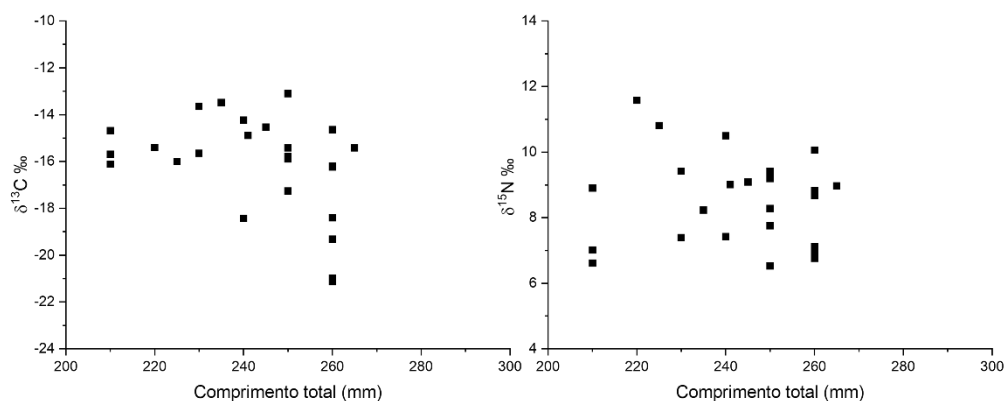


Figura 22 - Relação entre as composições de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) e medidas biométricas (comprimento total) de *Mugil curema* na primavera.

As fontes de recursos basais consideradas nessa análise encontram-se na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Valores médio e desvio padrão das composições isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$) das diferentes fontes de recursos basais de *Mugil curema* coletados na primavera no Rio Quiririm

Tipo de Fontes	N	$\delta^{13}\text{C}\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}\text{‰}$
		Média \pm Desvio Padrão	Média \pm Desvio Padrão
POM ESTUÁRIO	10	$-29,08 \pm 0,22$	$5,02 \pm 0,62$
POM COSTEIRO	15	$-19,15 \pm 0,23$	$6,94 \pm 0,47$
SOM ESTUÁRIO	10	$-17,68 \pm 0,81$	$3,27 \pm 0,19$
SOM COSTEIRO	10	$-16,67 \pm 0,53$	$4,11 \pm 0,09$

As fontes de recursos com maior contribuição na primavera foram SOM estuarino com 48,5% (I.Cr 97,5% = 10,6 – 71,7%), seguido por SOM costeiro com 19,9% (I.Cr 97,5% = 0,30 – 58,7%), com menores contribuições por POM estuarino com 18,7% (I.Cr 97,5% = 9,6 – 26,5%) e POM costeiro, com 12,9% (I.Cr 97,5% = 0,80 – 28,8%) (Figuras 23 e 24).

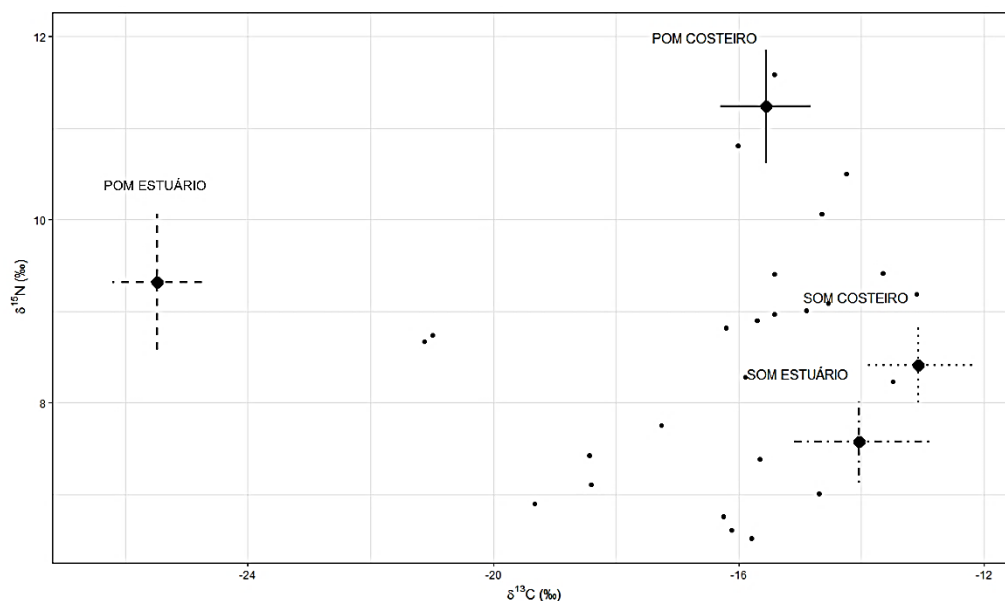


Figura 23 - Valores médios da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil curema* e das fontes de recursos basais na primavera.

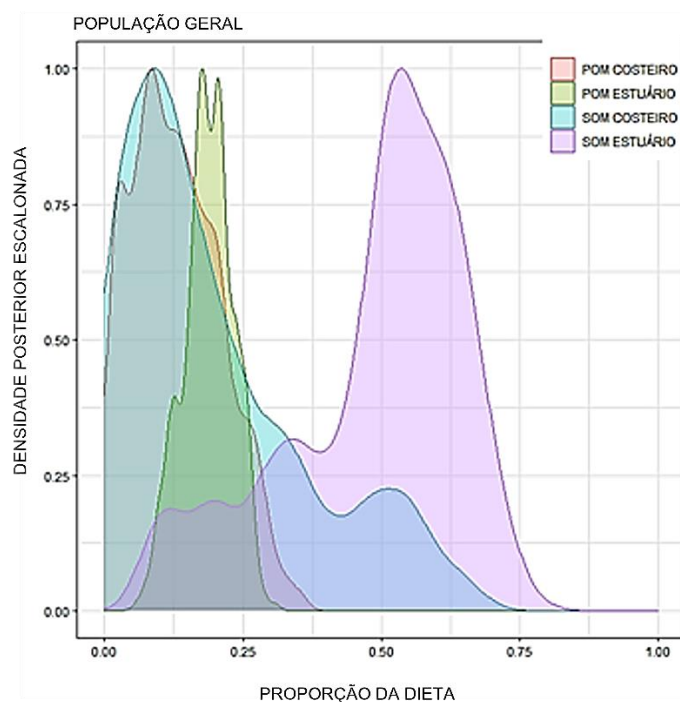


Figura 24 - Distribuição posterior das contribuições relativas das fontes de recursos basais de *M. curema* na primavera.

5.3.3 Nicho isotópico (SEAB) entre *Mugil cephalus* e *Mugil curema* no Rio Quiririm no verão, outono e primavera

5.3.3.1 Verão

Houve diferença significativa para a $\delta^{13}\text{C}$ entre as espécies *M. cephalus* e *M. curema* no verão $-23,19 \pm 3,27\text{‰}$; $-18,67 \pm 4,49\text{‰}$; $t = -3,12$; $gl = 36$; $p < 0,05$. Por outro lado, a $\delta^{15}\text{N}$ não apresentou diferença entre as espécies $9,24 \pm 2,45\text{‰}$; $9,58 \pm 1,70\text{‰}$; $t = -0,50$; $gl = 36$; $p = 0,618$. (Figura 25).

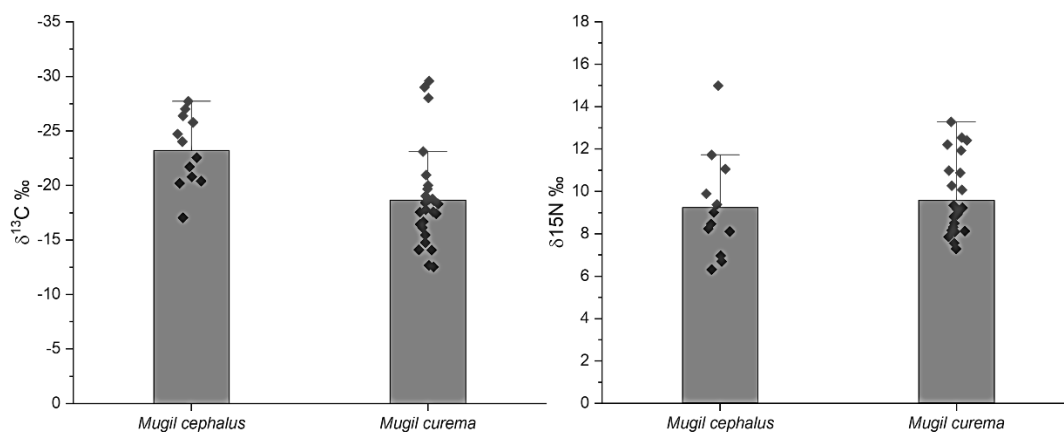


Figura 25 - Box - plot da $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ de *Mugil cephalus* (n=12) e *Mugil curema* (n=26) no verão.

A amplitude de nicho isotópico SEAB foi estatisticamente semelhante $p = 0,323$ entre *M. cephalus* e *M. curema* no verão. O SEAB de *M. cephalus* apresentou a média = $26,16 \text{‰}^2$, mediana = $22,57 \text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $11,83 - 41,93 \text{‰}^2$ (Figuras 26 e 27). Contudo, *M. curema* apresentou uma amplitude menor, sendo SEAB com média = $21,39 \text{‰}^2$, mediana = $20,16 \text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $13,23 - 29,76 \text{‰}^2$ (Figuras 26 e 27). Desta forma, houve sobreposição de nicho, porém a área de *M. cephalus* foi de $133,99 \text{‰}$ e *M. curema* apresentou uma área de $122,28 \text{‰}$ e a sobreposição entre as duas áreas foi de $81,27\%$ (Figuras 26 e 27).

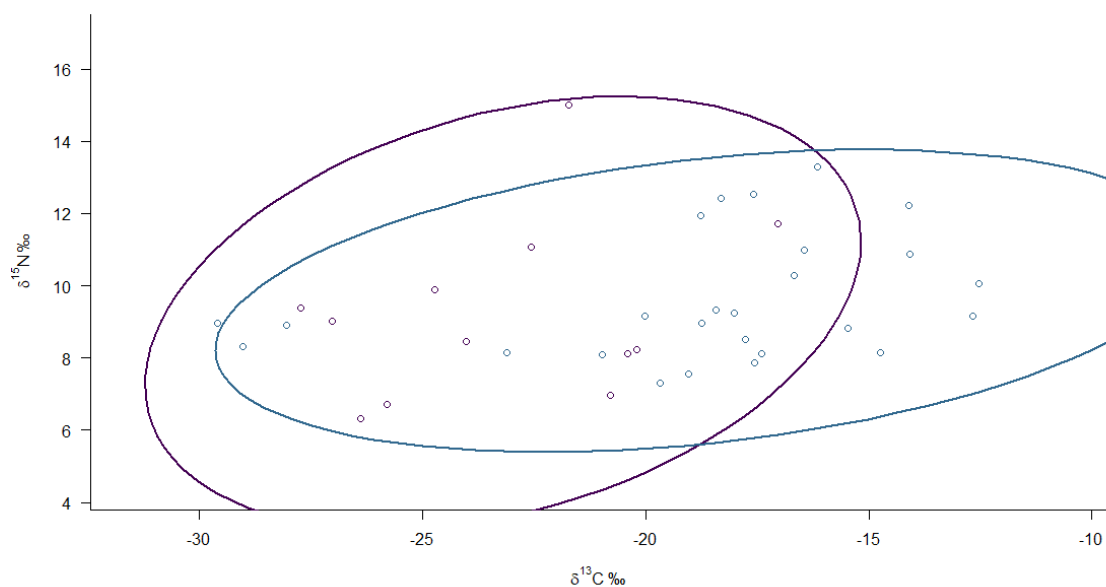


Figura 26 - Elipses padrão corrigidas (SEAc) entre *Mugil cephalus* (linha e círculos vazados na cor roxa) e *Mugil curema* (linha e círculos vazados na cor azul) no espaço ($\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$) no verão.

SIBER ELIPSE EM CADA GRUPO

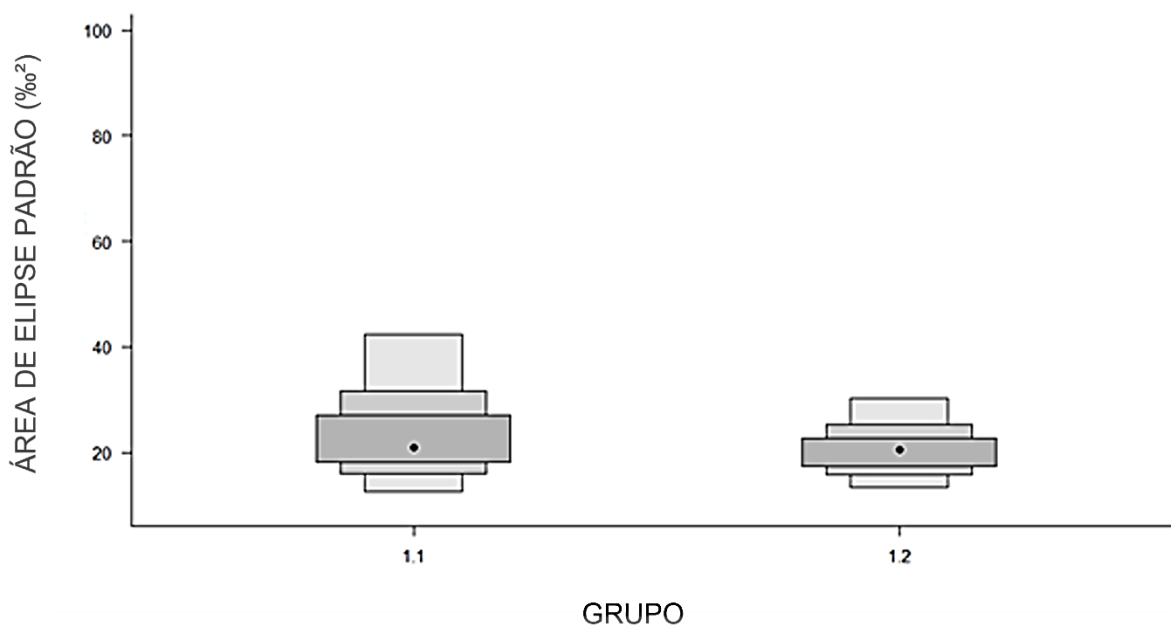


Figura 27 - Amplitude de nicho para 1.1 – *Mugil cephalus* e 1.2 – *Mugil curema* estimado por áreas elipse padrão Bayesiana (SEAB) no verão. Os pontos pretos correspondem a média SEAB para cada grupo, enquanto as caixas sombreadas representam os 50%, 75% e 95% de intervalo de credibilidade do cinza escuro para o claro.

5.3.3.2 Outono

Houve diferença para a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies *M. cephalus* e *M. curema* no outono $-28,93 \pm 2,79\text{‰}$; $-17,29 \pm 2,86\text{‰}$; $t = -10,18$; $gl = 26$; $p < 0,001$, e $9,90 \pm 1,03\text{‰}$; $8,30 \pm 2,01\text{‰}$; $t = 2,32$; $gl = 26$; $p < 0,05$, respectivamente (Figura 28).

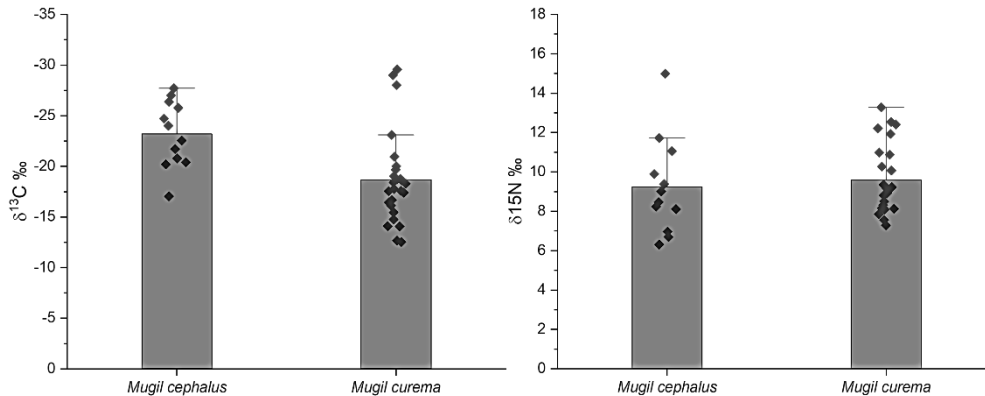


Figura 28 - Box - plot da $\delta^{13}\text{C}$ – $\delta^{15}\text{N}$ de *Mugil cephalus* (n=10) e *Mugil curema* (n=16) no outono.

A amplitude de nicho isotópico SEA_B foi diferente ($p < 0,05$) entre *M. cephalus* e *M. curema* no outono. O SEA_B de *M. cephalus* apresentou a média = $7,17 \text{‰}^2$, mediana = $6,32 \text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $3,35 - 12,72 \text{‰}^2$ (Figuras 29 e 30). Contudo, *M. curema* apresentou uma amplitude maior, sendo SEA_B com média = $15,20 \text{‰}^2$, mediana = $13,96 \text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $8,22 - 24,03 \text{‰}^2$ (Figuras 29 e 30). Todavia, houve particionamento de nicho, sendo a área de *M. cephalus* apresentando $29,33\text{‰}$ e *M. curema* apresentando uma área de $72,13\text{‰}$ e a sobreposição entre as duas áreas equivalendo 0% (Figuras 29 e 30).

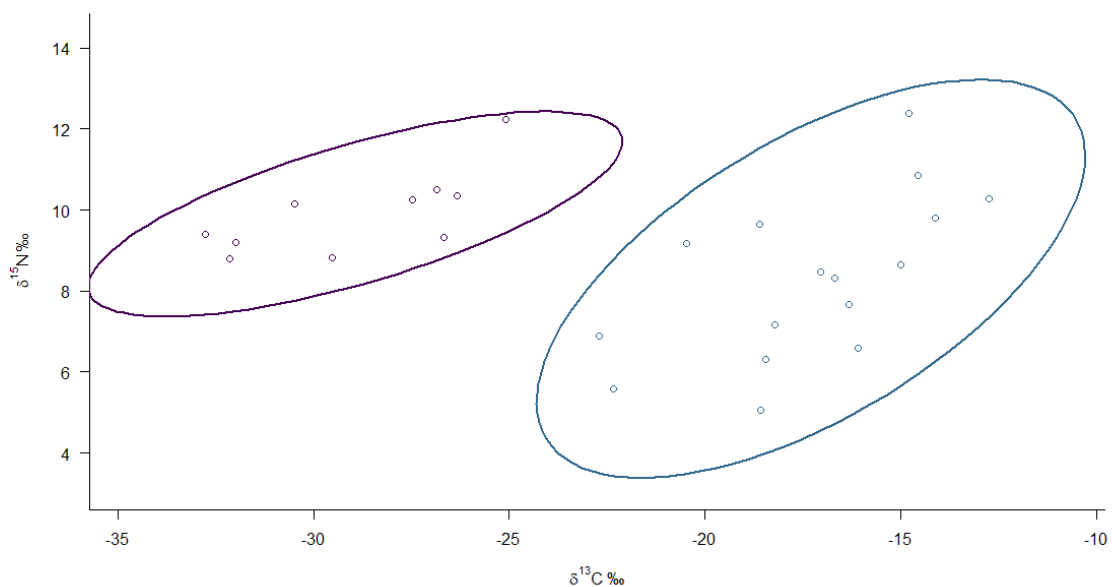


Figura 29 - Elipses padrão corrigidas (SEAc) entre *Mugil cephalus* (linha e círculos vazados na cor roxa) e *Mugil curema* (linha e círculos vazados na cor azul) no espaço ($\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$) no outono.

SIBER ELIPSE EM CADA GRUPO

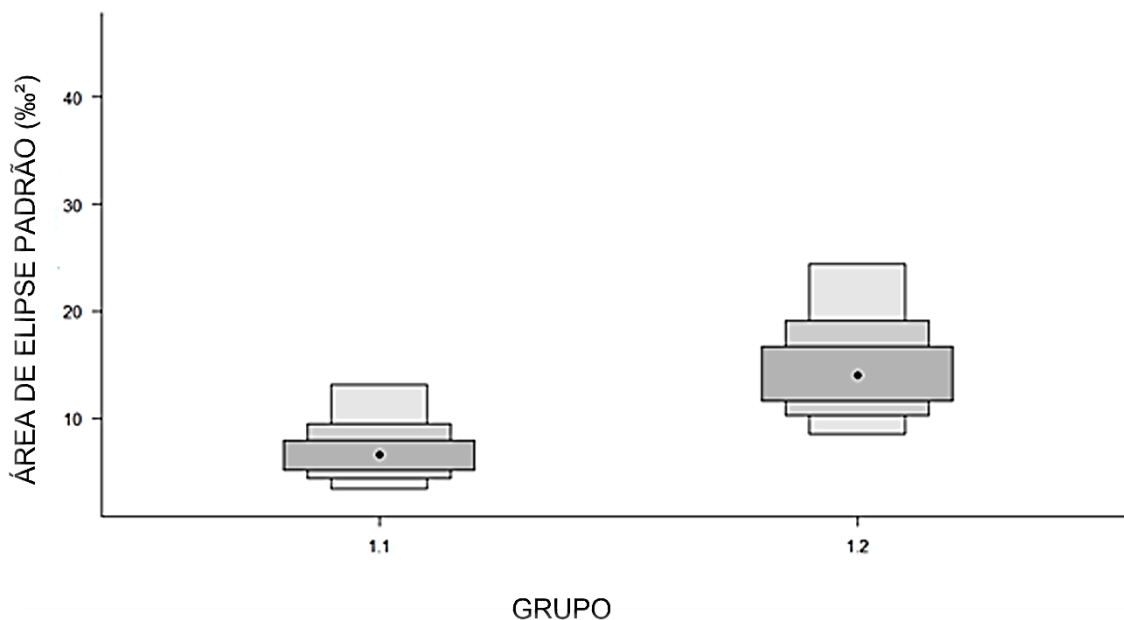


Figura 30 - Amplitude de nicho para 1.1 – *Mugil cephalus* e 1.2 – *Mugil curema* estimado por áreas elipse padrão Bayesiana (SEAB) no outono. Os pontos pretos correspondem a média SEAB para cada grupo, enquanto as caixas sombreadas representam os 50%, 75% e 95% de intervalo de credibilidade de cinza escuro para o claro.

5.3.3.3 Primavera

Não foram detectadas diferenças para a $\delta^{13}\text{C}$ entre as espécies *M. cephalus* e *M. curema* na primavera $-17,46 \pm 2,29\text{‰}$; $-16,10 \pm 2,11\text{‰}$; $t = -1,90$; $gl = 38$; $p = 0,065$, no entanto, as $\delta^{15}\text{N}$ foram diferentes entre as espécies $11,37 \pm 1,78\text{‰}$; $8,53 \pm 1,37\text{‰}$; $t = 5,70$; $gl = 38$; $p < 0,001$ (Figura 31).

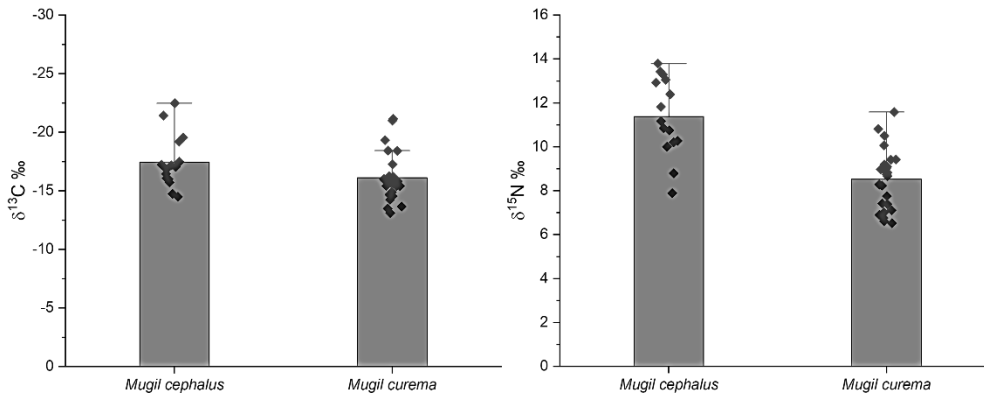


Figura 31. Box - plot da $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ de *Mugil cephalus* (n=15) e *Mugil curema* (n=25) na primavera.

A amplitude de nicho isotópico SEA_B foi semelhante ($p = 0,127$) entre *M. cephalus* e *M. curema* na primavera. O SEA_B de *M. cephalus* apresentou a média = $13,49\text{‰}^2$, mediana = $11,80\text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $7,00 - 20,41 \text{‰}^2$ (Figuras 32 e 33). Entretanto, *M. curema* apresentou uma amplitude menor, sendo SEA_B com média = $9,00\text{‰}^2$, mediana = $8,25 \text{‰}^2$, I.Cr. 95% = $5,67 - 12,60 \text{‰}^2$ (Figuras 32 e 33). Assim, houve sobreposição de nicho, sendo a área de *M. cephalus* apresentando $90,07\text{‰}$ e *M. curema* uma área de $61,44\text{‰}$ e a sobreposição entre as duas áreas igual a $39,58\%$ (Figuras 32 e 33).

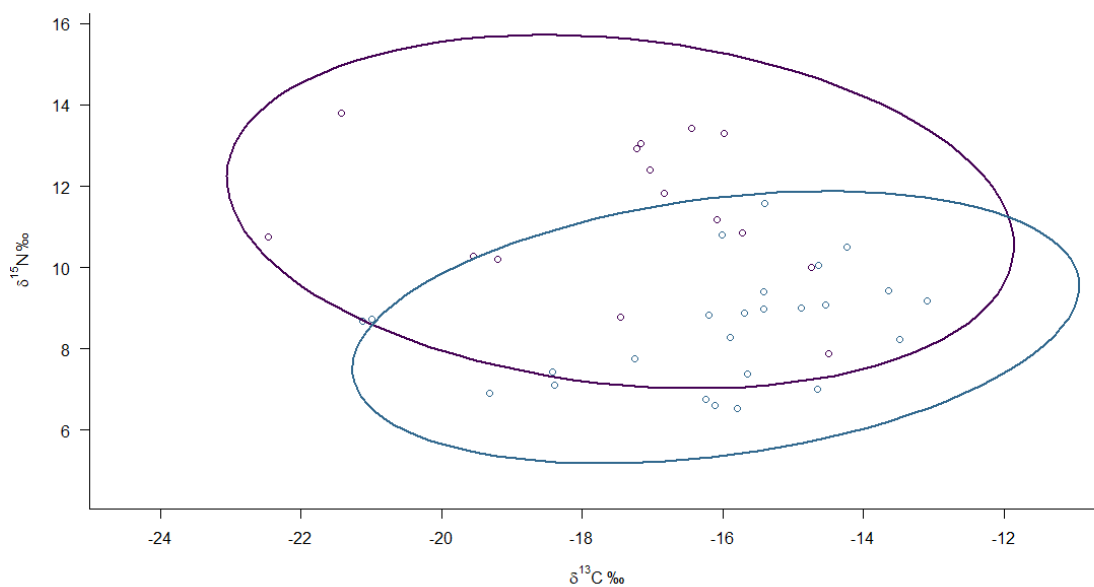


Figura 32 - Elipses padrão corrigidas (SEAc) entre *Mugil cephalus* (linha e círculos vazados na cor roxa) e *Mugil curema* (linha e círculos vazados na cor azul) no espaço ($\delta^{15}\text{N} - \delta^{13}\text{C}$) na primavera.

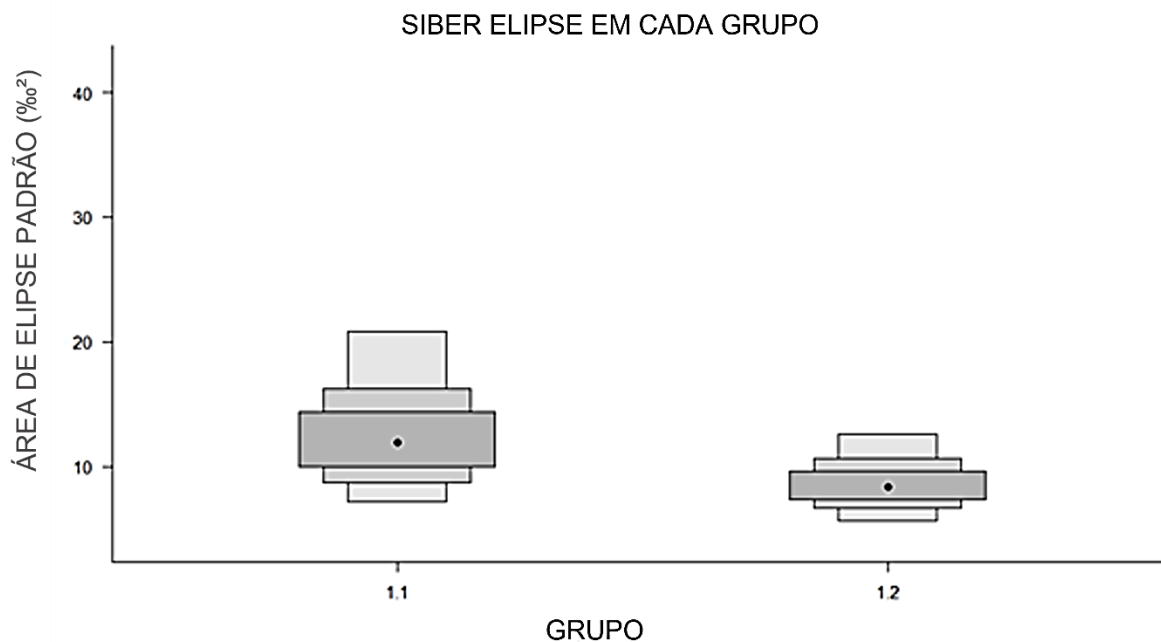


Figura 33 - Amplitude de nicho para 1.1 – *Mugil cephalus* e 1.2 – *Mugil curema* estimado por áreas elipse padrão Bayesiana (SEAB) na primavera. Os pontos pretos correspondem a média SEAB para cada grupo, enquanto as caixas sombreadas representam os 50%, 75% e 95% de intervalo de credibilidade do cinza escuro para o claro.

5.4 Discussão

5.4.1 Contribuição de fontes de recursos basais de *Mugil cephalus*

Os indivíduos de *M. cephalus* apresentaram assinaturas distintas de $\delta^{13}\text{C}$ nas três estações estudadas (verão, outono e primavera). Por outro lado, a assinatura isotópica do nitrogênio foi diferente das outras estações somente na primavera (Figura 1). Esses dados apresentam uma possível variação sazonal para a espécie ao longo do ano. Na estação do inverno não foram capturados indivíduos devido ao tamanho da malha (apetrecho de pesca) que selecionou somente sub-adultos e adultos e essa estação corresponde ao período que a espécie entra no mar para desovar. A entrada no mar para desova no Brasil foi documentada para *Mugil liza* no Sul do País. A entrada no mar para essa espécie para desova ocorre geralmente entre abril e julho quando a temperatura da água esfria (MAI et al., 2018). Entretanto, o autor argumenta que essa estação no Sul também está atrelada ao aumento da precipitação que aumenta o escoamento fluvial e estuarino reduzindo a salinidade do sistema (MAI et al., 2018). Porém, no Litoral Norte do Estado de São Paulo, não ocorre influência do regime pluviométrico no inverno, mas a passagem de frente fria e aumento das ressacas propiciam maior entrada da água do mar nos sistemas estuarinos. Assim sendo, os atributos para migração de Mugilídeos parecem ser mais complexos e carecem de mais estudos.

Nesse estudo foram capturados somente sub-adultos e adultos nas três estações (verão, outono e primavera). Segundo Whitfield, Panfilili e Durand (2012) sub-adultos e adultos não apresentaram diferenças ontogenéticas, dados condizentes com esse estudo que não apresentou variação ontogenética em nenhuma das estações.

As fontes de recursos basais que apresentaram maior contribuição para *M. cephalus* no verão foram o POM estuarino com 77,5%, seguido do SOM estuarino com 8,9% e menores contribuições para o POM e SOM costeiros, com 8,2% e 5,4%, respectivamente. Segundo a literatura sub-adultos e adultos apresentam uma ampla diversidade de fontes de recursos. No entanto, os detritos são os principais, incluindo matéria orgânica particulada em suspensão, microalgas bentônicas (e.g. diatomáceas), foraminíferos, algas filamentosas, protistas, mesofauna e pequenos invertebrados (THOMSON, 1963; BLABER, 1976; PAYNE, 1976; MARIAS, 1980; LAWSON; JIMOH, 2010). Entretanto, existem evidências que sugerem que *M.*

cephalus apresenta seletividade maior por diatomáceas bentônicas como fonte de alimento (DE SILVA; WIJEYARATNE, 1977; MICHAELIS, 1993; RUEDA, 2002). Contudo, sua dieta pode mudar para detritos menos nutritivos quando necessário (WHITFIELD; PANFILILI; DURAND, 2012). Nesse sistema os indivíduos coletados parecem beneficiar-se de material particulado em suspensão e menos do sedimento.

O mesmo foi encontrado no outono. A maior contribuição foi do POM estuarino com 91,4%, seguido do SOM estuarino com 4,8% e menores contribuições para o POM e SOM costeiros com 2,5% e 1,2%, respectivamente. Ponto interessante nessa estação foi que os espécimes coletados apresentaram a $\delta^{13}\text{C}$ leve em consideração ao verão ensejando duas hipóteses: 1) os indivíduos estavam se alimentando em outro ponto de amostragem rio acima em busca de fontes mais nutritivas; 2) os indivíduos estavam selecionando partículas mais nutritivas e com a composição isotópica de carbono mais leve no mesmo local. Todavia, essa estação é muito importante para espécie, pois ela antecede a estação do inverno quando esses animais migram para o mar para desovar e, portanto, esses indivíduos necessitam ganhar massa corpórea para migração.

Levando em consideração a primeira hipótese, já foi bem documentado a versatilidade de *M. cephalus* ocupar diferentes ambientes aquáticos. Estudos sobre juvenis de *M. cephalus* atraídos por sistemas fluviais já foram bem documentados, no entanto, as razões ainda são desconhecidas (BOK, 1979). Cardona (2001) relatou que juvenis de tainhas evitam águas polihalinas e euhalinas, preferindo águas doce e oligohalinas. Outros estudos com monitoramento dos movimentos de *M. cephalus* na Austrália relataram trajeto do montante para jusante e vice-versa (GEHRKE; GILLIGAN; BARWICK, 2001). Em águas de Taiwan, Chang, Iizuka e Tzeng (2004a) e Chang et al. (2004b) verificaram através de estudos com otólitos de espécimes adultos duas classes de *M. cephalus*, sendo uma classificada como Tipo 1 que abrange indivíduos que migram entre águas estuarinas e marinhas, mas raramente entram em água doce, e outra do Tipo 2, que abrange os indivíduos que migram para águas fluviais e ocupam esses habitats por um certo período (CHANG; IIZUKA; TZENG, 2004a; CHANG et al., 2004b). Chang, Iizuka e Tzeng (2004a) e Chang et al. (2004b) capturaram espécimes de *M. cephalus* no mar e constataram que alguns indivíduos pertenciam ao Tipo 1 e outros ao Tipo 2. Esses estudos mostram que tainhas da espécie *M. cephalus* podem em algum momento beneficiar-se do habitat de água doce. No entanto, há carência de estudos sobre a hipótese apresentada no outono.

Segundo Harrison e Howes (1991), a seleção do tamanho de partículas pode ocorrer através de diferenças na mandíbula e no órgão faringobraquial, para os quais as tainhas podem apresentar tanto de forma intraespecífica como interespecífica. Mai et al. (2018) relataram que tanto *M. liza* como *M. curema* apresentam mudanças em suas dietas, partindo de uma dieta rica em diatomáceas na zona de arrebentação para uma dieta rica em algas verdes, cianobactérias e flagelados no estuário. Em adição, foi relatado, na Lagoa dos Patos, plasticidade trófica nas tainhas em resposta a disponibilidade maior de microalga dentro do estuário (MAI et al., 2018). Entretanto, nesse estudo não foram analisadas as possíveis fontes de recursos disponíveis no material particulado em suspensão e no sedimento tanto estuarino como costeiro. Portanto, análises adicionais levando em consideração itens alimentares, tamanho de partículas e suas assinaturas isotópicas, tanto de carbono como do nitrogênio, poderão ajudar no entendimento dos dados encontrados no outono.

5.4.2 Contribuição de fontes de recursos basais de *Mugil curema*

Os espécimes capturados de *M. curema* apresentaram assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$ distintas no verão e primavera, sendo a composição isotópica do carbono mais pesada na primavera. Por outro lado, a assinatura isotópica do nitrogênio foi diferente nas estações verão, outono e primavera, sendo mais leves no outono e na primavera (Figura 11). Segundo Mai et al. (2018), a espécie *M. curema* pode ser tratada como uma espécie marinha que entra regularmente nos estuários e, portanto, pode usar esses habitats alternativos e em graus variados. Essa movimentação pode condicionar diretamente em uma dieta mista, ou seja, com contribuição de itens basais provenientes tanto da água salobra como marinha.

No verão, outono, inverno e primavera os espécimes coletados apresentaram uma variação de comprimento total de 210 - 280mm enquadrando-se em adultos (FERNANDEZ; DIAS; 2013) e, portanto, não houve relação com a composição isotópica tanto para $\delta^{13}\text{C}$ como para $\delta^{15}\text{N}$ em relação ao comprimento total.

As fontes de recursos basais de *M. curema* que apresentaram maior contribuição foi o SOM estuarino com 30,9%, seguido do POM estuarino com 28,6%. Ao contrário de *M. cephalus* que a maior contribuição foi do material particulado em suspensão, os paratis apresentam maior contribuição pelo sedimento. Esse padrão mostrado por *M. curema* se manteve em todas as estações sendo a maior contribuição

pelo Sedimento, sendo o costeiro com maior contribuição no outono 53,9%, e o SOM estuarino no inverno e na primavera apresentando 31,2% e 48,5% respectivamente. A maior contribuição do SOM costeiro no outono pode ter ocorrido devido a entrada da espécie desovar no mar que ocorre geralmente em abril e um outro pico em novembro (MAI et al., 2018). A coleta do outono ocorreu em maio, correspondendo um mês depois da entrada desses indivíduos para desovar. No trabalho de Oliveira et al. (2017), a taxa de “turnover” t_{50} dias ocorre em 23 dias. Assim, nesse período os indivíduos de *M. curema* podem estar refletindo uma mistura da dieta costeira com estuarina, sendo que t_{95} dias ocorre somente em 99,86 dias. Entretanto, essa variação não foi registrada na primavera, pois a coleta ocorreu antes da saída para desova no mar e quando os indivíduos foram coletados no verão já estavam refletindo o valor isotópico do SOM estuarino.

No entanto, esses dados diferem dos encontrados por Vollrath et al. (2021). Em sua pesquisa foi verificado a maior contribuição de fonte de alimento basal para *M. curema* na zona de arrebentação o material particulado em suspensão com 60% e no estuário a maior contribuição foi do SOM estuarino com 48%. Esse contraste, já foi documentado anteriormente para os mugilídeos que, dependendo do habitat, podem mudar seus hábitos alimentares (e.g. de pastagem para filtradores) para explorar de forma eficiente os recursos alimentares disponíveis (ODUM, 1970; BRUSLE, 1981; ALMEIDA et al., 1993; CARDONA, 2001).

5.4.3 Nicho isotópico (SEA_B) entre *Mugil cephalus* e *Mugil curema* no Rio Quiririm no verão, outono e primavera

5.4.3.1 Verão

No verão foi detectada diferenças para a $\delta^{13}C$ entre as espécies de *M. cephalus* e *M. curema* ($p < 0,05$). Por outro lado, a $\delta^{15}N$ não apresentou diferença entre as espécies ($p > 0,05$). Esses resultados indicam que as espécies apresentam variação entre as fontes de recursos basais, porém o nível trófico das fontes é semelhante. Esses dados condizem com as análises de contribuição das fontes de recursos que diferem, sendo maior contribuição do material particulado em suspensão para *M. cephalus* e sedimento para *M. curema*. Essa mudança já foi documentada para outras espécies de mugilídeos em sistemas diferentes. Entretanto, esse parece ser o

primeiro trabalho documentando essa diferença no mesmo local (dentro do mesmo sistema estuarino). Vollrath et al. (2021) encontraram diferenças semelhantes entre *Mugil liza* e *M. curema*. Contudo a diferença foi entre locais distintos, sendo que na zona de arrebentação marinha as espécies beneficiaram-se de alimentação planctônica na coluna d'água, e no estuário da dieta alimentar iliófaga associada ao sedimento (VOLLRATH et al., 2021).

Mesmo os dados apresentando diferença na composição isotópica do carbono, porém semelhantes na $\delta^{15}\text{N}$ ocorreu sobreposição do nicho isotópico de 81,27% entre as áreas de 133,99‰ para *M. cephalus* e 122, 28‰ para *M. curema*. A amplitude de nicho SEA_B de *M. cephalus* foi maior, apresentando um valor 26,16‰² e de 21,39‰² para *M. curema*; todavia, a amplitude de nicho não foi diferente entre as espécies. Apesar disso, a sobreposição encontrada, mesmo sendo significativa, não necessariamente configura em competição interespecífica, já que a preferência alimentar entre coluna d'água e sedimento entre as espécies ocorreram. Além disso, quando preservados, estuários apresentam alta biomassa e diversidade de fontes de recursos propiciando a coexistência entre espécies congêneres (HARAGUCHI et al., 2015). A alta variabilidade espaço temporal de partículas (e.g. microalgas) que entra no sistema juntamente com a plasticidade trófica observada em mugilídeos faz com que esses alternem seus hábitos alimentares (e.g. de pastagem para filtradores) para explorar de forma eficiente os recursos alimentares disponíveis (ODUM, 1970; BRUSLE, 1981; ALMEIDA et al., 1993; CARDONA, 2001).

5.4.3.2 Outono

No outono houve diferença entre as espécies *M. cephalus* e *M. curema* tanto para $\delta^{13}\text{C}$ como para $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,05$). Ponto interessante nessa estação foi que os espécimes de *M. cephalus* coletados apresentaram a $\delta^{13}\text{C}$ leve em comparação ao verão o que significa que os indivíduos estavam se alimentando em outro ponto de amostragem rio acima em busca de fontes mais nutritivas. Assim sendo, essa estação é muito importante para espécie, pois ela antecede a estação do inverno quando esses animais entram no mar para desovar e, portanto, esses indivíduos necessitam ganhar massa corpórea para migração. Na realidade, já foi bem documentado a versatilidade de *M. cephalus* em ocupar diferentes ambientes aquáticos. Estudos sobre juvenis de *M. cephalus* atraídos por sistemas fluviais já foram bem

documentados, no entanto, as razões ainda são desconhecidas (BOCK, 1979). No entanto, carece de mais estudos sobre a hipótese 1 apresentada no outono.

A amplitude de nicho SEA_B foi diferente entre as espécies ($p < 0,05$), sendo que a média do SEA_B para *M. cephalus* ($7,17\%o^2$) foi menor que para *M. curema* ($15,20\%o^2$). Além disso, houve particionamento de nicho com *M. cephalus* ocupando uma área de $29,33\%o$ e *M. curema* ocupando uma área maior, de $72,13\%o$. Tanto Garcia et al. (2018) como Vollrath et al. (2021) relataram o oposto da amplitude de nicho para *M. curema*. No trabalho dos autores a tainha (*M. liza*) apresentou a maior amplitude de nicho. Contudo, Garcia et al. (2018) sugerem que essa diferença apresentada na amplitude de nicho pode estar relacionada com a possível exploração de micro habitats distintos dentro do próprio estuário ou migração entre marés, fato muito comum para *M. curema* (MAI et al., 2018). Além do mais, a segunda hipótese está relacionada com a seleção de partículas mais nutritivas e com a composição isotópica de carbono mais leve no mesmo local. Segundo Cardona (2015), o micro-habitat pode apresentar diferenças nas profundidades que propicia partículas de tamanhos diferentes e com assinaturas isotópicas distintas. Essas diferenças podem reduzir a competição interespecífica nos estuários (MARAIS, 1980; CARDONA, 2015; LOC'H et al., 2015). Contudo, Garcia et al. (2018) dizem que a segregação de nicho entre *M. curema* e *M. liza* encontrada em seu estudo no estuário de Tramandaí (Sul do Brasil) não configurou em redução de competição, mas sim, a exploração de micro-habitats provavelmente com diferenças no tamanho e tipos de partículas. Uma terceira hipótese é que o valor empobrecido do carbono pode ter ocorrido devido ao ganho de massa corpórea que ocorre nessa estação. Embora a razão C:N tenha sido de $3,45 \pm 0,38\%o$ (valor abaixo da influência lipídica na composição isotópica), esse valor foi maior que o valor da razão C:N apontado no verão de $3,38 \pm 0,37\%o$ e na primavera $3,15 \pm 0,47\%o$ (Anexo 1). Entretanto, como já comentado em relação a outras espécies, no período reprodutivo pode ocorrer o aumento dos lipídios corporais que são empobrecidos em ^{13}C tornando a $\delta^{13}C$ do tecido mais empobrecida devido ao aumento da incorporação do ^{12}C (DENIRO; EPSTEIN, 1977; 1978; MALET et al., 2007; DESLOUS-PAOLI; HERAL, 1988).

5.4.3.3 Primavera

Na primavera não foram encontradas diferenças na $\delta^{13}\text{C}$ entre as espécies *M. cephalus* e *M. curema* ($p > 0,05$). Na primavera, *M. cephalus* apresentou a $\delta^{13}\text{C}$ relativamente mais pesada que nas outras estações (verão e outono). Além disso, foram detectadas diferenças entre as espécies em relação à $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,001$), sendo a composição isotópica de nitrogênio mais pesada para *M. cephalus*. A amplitude de nicho SEA_B foi estatisticamente semelhante entre as espécies ($p = 0,127$). O SEA_B de *M. cephalus* apresentou a média $13,49\text{‰}^2$ e para *M. curema* a média foi de $9,00\text{‰}^2$. Devido à semelhança na $\delta^{13}\text{C}$ houve sobreposição de nicho, sendo a área de *M. cephalus* de $90,07\text{‰}$ e de *M. curema* $61,44\text{‰}$, com sobreposição de $39,58\%$ (Figuras 31 e 32), ou seja, a maior amplitude para *M. cephalus* indica uma maior variedade de fontes de recurso que para *M. curema*.

A primeira hipótese para o resultado apresentado por *M. cephalus* em relação ao carbono foi a presença do sedimento mais enriquecido na primavera devido a influência das frentes frias e as ressacas. Entretanto, *M. cephalus* apresentou maior contribuição do material particulado em suspensão em sua dieta e, desta forma, o enriquecimento na $\delta^{13}\text{C}$ parece não ter sido influenciado pelo sedimento.

A explicação provável foi uma possível influência de partículas encontradas no material particulado costeiro (OLIVEIRA et al., 2014). Loc'h et al. (2015) e Garcia et al. (2018) sugeriram em suas pesquisas com *M. cephalus* e *M. curema* e *M. liza* e *M. curema*, respectivamente, que, possíveis diferenças encontradas enriquecendo a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ podem estar relacionadas com a distribuição zoogeográfica e tempo de residência nos estuários. Em adição, trabalhando com *M. liza*, Oliveira et al. (2017) relataram a ocorrência de taxa de “turnover” t_{50} em 23 dias e t_{95} dias ocorrendo em 99,86 dias. *M. cephalus* adultos não foram encontrados na estação do inverno (junho); a coleta dos indivíduos e sua presença ocorreu somente em setembro, aproximadamente 90 dias após a última coleta. Portanto, segundo a taxa de “turnover” t_{95} relatada por Oliveira et al. (2017), esses indivíduos deveriam estar refletindo a assinatura isotópica das fontes basais costeira e/ou marinha. Diante disso, a hipótese mais provável para explicar o enriquecimento isotópico tanto para carbono quanto para nitrogênio nesse estudo encontrado em alguns indivíduos de *M. cephalus* na primavera foi a entrada dos indivíduos que retornaram do mar devido a migração para reprodução que ocorre no inverno. Assim, houve tempo suficiente para os indivíduos

terem incorporado itens alimentares presentes no POM costeiro e/ou marinho na dieta, uma vez que o material particulado em suspensão marinho e os organismos marinhos geralmente apresentam a $\delta^{13}\text{C}$ mais pesada que os ecossistemas estuarinos e de água doce (BILBY; FRANSEN; BISSON, 1996; OLIVEIRA et al., 2014). Diante desse contexto, mesmo ocorrendo uma sobreposição do nicho, não foi detectada uma possível competição entre as espécies *M. cephalus* e *M. curema*, mas sim uma provável coincidência nos valores isotópicos do carbono, provavelmente de origens espaço temporal distintos. Esses resultados demonstram a necessidade de mais estudos que envolvam migrações de mugilídeos e possíveis sobreposições que envolvem memória isotópica.

5.5 Conclusão

Compreender como os mugilídeos utilizam os recursos disponíveis é de extrema importância para a avaliação do seu papel ecológico nos estuários. No verão houve sobreposição de nicho entre *M. cephalus* e *M. curema*, no entanto, segundo o modelo de mistura mostrou que a principal fonte de recurso basal para *M. cephalus* foi o POM (material particulado em suspensão) e *M. curema* teve a maior contribuição da fonte basal do sedimento. Assim sendo, não aparece ter ocorrido competição interespecífica. O mesmo ocorreu na primavera, entretanto, a sobreposição de nicho parece estar relacionada com uma provável coincidência nos valores isotópicos do carbono, provavelmente de origens espaço temporal distintos. O processo de migração pode ocorrer ao longo das costas e entre os ambientes continentais e de mar aberto e, desta forma, em junho os espécimes adultos de *M. cephalus* não estiveram presentes no estuário, o retorno ocorreu em setembro com a $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ mais pesados, diante disso, esse período deve ter atenção em estudos futuros. No outono os indivíduos de *M. cephalus* e *M. curema* apresentaram particionamento de nicho. A primeira hipótese levanta a luz sobre os indivíduos estarem se alimentando em outro ponto de amostragem rio acima em busca de fontes mais nutritivas. A segunda hipótese está relacionada com a seleção de partículas mais nutritivas e com a composição isotópica de carbono mais leve no mesmo local. A terceira hipótese é que o valor empobrecido do carbono pode ter ocorrido devido ao ganho de massa corpórea que ocorre na estação do outono.

Referências

- ALEXANDROU, M.A. et al. Competition and phylogeny determine community structure in Müllerian co-mimics. **Nature**, v. 469, n. 7328, p. 84-88, 2011.
- ALMEIDA, P.R. Feeding ecology of *Liza ramada* (Risso 1810) (Pisces, Mugilidae) in a south-western estuary of Portugal. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 313-323, 2003.
- ANDRADE, M.C. et al. Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, v. 829, n. 1, p. 265-280, 2019.
- BILBY, R.E.; FRANSEN, B.R.; BISSON, P. Incorporation of nitrogen and carbon from spawning coho salmon into the trophic system of small streams: evidence from stable isotopes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, n. 1, p. 164-179, 1996.
- BLABER, S.J. The food and feeding ecology of Mugilidae in the St. Lucia lake system. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 8, n. 3, p. 267-277, 1976.
- BLABER, S.J.M.; WHITFIELD, A.K. The feeding ecology of juvenile mullet (Mugilidae) in south-east African estuaries. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 9, n. 3, p. 277-284, 1977.
- BOK, A.H. The distribution and ecology of two mullet species in some fresh water rivers in the eastern Cape, South Africa. **Journal of the Limnological Society of Southern Africa**, v. 5, n. 2, p. 97-102, 1979.
- BOUCHARD, V.; LEFEUVRE, J.C. Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets. **Aquatic Botany**, v. 67, n. 1, p. 23-42, 2000.
- BRUSLE, J. Reproduction in grey mullets. **Aquaculture of Grey Mulletts**, v. 26, p. 99, 1981.
- CARDONA, L. Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet: Evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap. **Journal of Fish Biology**, v. 59, n. 3, p. 729-744, 2001.
- CARDONA, L. Habitat selection by grey mullets (Osteichthyes: Mugilidae) in Mediterranean estuaries: the role of salinity. **Scientia Marina**, v. 70, p. 443-455, 2006.
- CARDONA, L. Food and feeding of Mugilidae. In: CROSETTI, D.; BLABER, S.J.M. (eds.). **Biology, ecology and culture of grey mullet (Mugilidae)**. New York, NY: Taylor & Francis, 2015. p. 165–195.
- CHANG, C.W.; IIZUKA, Y.; TZENG, W.N. Migratory environmental history of the grey mullet *Mugil cephalus* as revealed by otolith Sr: Ca ratios. **Marine Ecology Progress Series**, v. 269, p. 277-288, 2004a.

CHANG, C.W. et al. Relationship between Sr: Ca ratios in otoliths of grey mullet *Mugil cephalus* and ambient salinity: validation, mechanisms, and applications. **Zoological Studies**, v. 43, n. 1, p. 74-85, 2004b.

DE SILVA, S.S.; WIJEYARATNE, M.J.S. Studies on the biology of young grey mullet, *Mugil cephalus* L. II. Food and feeding. **Aquaculture**, v. 12, n. 2, p. 157-167, 1977.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Mechanism of carbon isotope fractionation associated with lipid synthesis. **Science**, v. 197, n. 4300, p. 261-263, 1977.

DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495-506, 1978.

DESLOUS-PAOLI, J.; HÉRAL, M. Biochemical composition and energy value of *Crassostrea gigas* (Thunberg) cultured in the bay of Marennes-Oléron. **Aquatic Living Resources**, v. 1, n. 4, p. 239-249, 1988.

DUALIBY, D.O. Ecología trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (Pisces: Mugilidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. I. Analisis Cualitativo y Cuantitativo. **Anais do Instituto de Investigação Marinha em Punta Betin**, v. 18, p. 113-126, 1988.

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Teleostei (2)**. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1980. 90 p

FRY, B., SHERR, E. B. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. In: RUNDEL, P.W.; EHLERINGER, J.R.; NAGY, K.A. (Eds.). **Stable isotopes in ecological research**. New York, NY: Springer, 1989. p. 196-229. (Ecological Studies, 68).

GARCIA, A.F.S. et al. Spatial diet overlap and food resource in two congeneric mullet species revealed by stable isotopes and stomach content analyses. **Community Ecology**, v. 19, n. 2, p. 116-124, 2018.

GEHRKE, P.C.; GILLIGAN, D.M.; BARWICK, M. **Fish communities and migration in the Shoalhaven River-before construction of a fishway**. Taylors Beach, NSW, Australia: NSW Fisheries Office of Conservation, Port Stephens Fisheries Centre, 2001. 140 p.

GERMAN, D.P.; MILES, R.D. Stable carbon and nitrogen incorporation in blood and fin tissue of the catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* (Siluriformes, Loricariidae). **Environmental Biology of Fishes**, v. 89, n. 2, p. 117-133, 2010.

GONZALES-MURCIA, S.; MARIN-MATINEZ, C.; AYALA-BOCOS, A. Intertidal rockpool ichthyofauna of El Petal, La Libertad, El Salvador. **Check List**, v. 8, n. 6, p. 1216-1219, 2012.

GREEN, B.C. et al. Seasonal changes in community composition and trophic structure of fish populations of five salt marshes along the Essex coastline, United Kingdom. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 85, p. 247-256, 2009.

HARAGUCHI, L. et al. Long-term changes of the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon Estuary, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 162, p. 76-87, 2015.

HARRISON, I.J.; HOWES, G.J. The pharyngobranchial organ of mugilid fishes: its structure, variability, ontogeny possible function and taxonomic utility. **Bulletin of the British Museum of Natural History Zoology**, v. 57, p. 111-132, 1991.

HESSLEIN, R.H.; HALLARD, K.A.; RAMLAL, P. Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, n. 10, p. 2071-2076, 1993.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. **Cold Spring Harbor**, v. 22, p. 415-427, 1957.

IBÁÑEZ-AGUIRRE, A.L. Coexistence of *Mugil cephalus* and *M. curema* in a coastal lagoon in the Gulf of Mexico. **Journal Fish Biology**, v. 42, n. 6, p. 959-61, 1993.

JACKSON, A.L. et al. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 595-602, 2011.

LAFFAILLE, P. et al. Role of fish communities in particulate organic matter fluxes between salt marshes and coastal marine waters in the Mont Saint-Michel Bay. **Hydrobiologia**, v. 373/374, p. 121–133, 1998. Special issue: Oceans, Rivers and Lakes: Energy and Substance Transfers at Interfaces.

LAFFAILLE, P. et al. Can thin-lipped mullet directly exploit the primary and detritic production of European macrotidal salt marshes? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, n. 4, p. 729-736, 2002.

LASSERRE, G. **Dynamique des populations ichthyologiques lagunaires; application a Sparus aurata L.** 1976. These (Docteur es Sciences) - Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, França, 1976.

LAWSON, E.O.; JIMOH, A.A. Aspects of the biology of grey mullet, *Mugil cephalus*, in Lagos lagoon, Nigeria. **Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation**, v. 3, n. 3, p. 181-193, 2010.

LAYMAN, C.A. et al. Can stable isotopes ratios provide for community-wide measures of trophic structure? **Ecology**, v. 88, p. 42-48, 2007a.

LAYMAN, C.A. et al. Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. **Ecology Letters**, v. 10, p. 937-944, 2007b.

LEFEUVRE, J.C.; LAFFAILLE, P.; FEUNTEUN, E. Do fish communities function as biotic vectors of organic matter between salt marshes and marine coastal waters? **Aquatic Ecology**, v. 33, n. 3, p. 293-299, 1999.

LOC'H, F.L. et al. Spatio temporal isotopic signatures ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) reveal that two sympatric west African mullet species do not feed on the same basal production sources. **Journal of Fish Biology**, v. 86, p. 1444-1453, 2015.

MAI, A.C. et al. Discrimination of habitat use between two sympatric species of mullets, *Mugil curema* and *Mugil liza* (Mugiliformes: Mugilidae) in the rio Tramandaí Estuary, determined by otolith chemistry. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, e170045, 2018.

MALET, N. et al. Effect of seasonal variation in trophic conditions and the gametogenic cycle on $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ levels of diploid and triploid Pacific oysters *Crassostrea gigas*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 346, p. 203-217, 2007.

MARAIS, J.F.K. Aspects of food intake, food selection, and alimentary canal morphology of *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1958), *Liza tricuspidens* (Smith, 1935), *L. richardsoni* (Smith, 1846), and *L. dumerili* (Steindachner, 1869). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 44, n. 2, p. 193-209, 1980.

MICHAELIS, H. Food items of the grey mullet *Mugil cephalus* in the Banc d'Arguin area (Mauritania). **Hydrobiologia**, v. 258, n. 1, p. 175-183, 1993.

ODUM, W.E. **Pathways of energy flow in a south Florida estuary**. 1970. 160 p. Dissertation (Doctor of Philosophy) - University of Miami, Coral Gables, 1970.

OKYERE, I., AHETO, D.W. AGGREY-FYNN, J. Comparative ecological assessment of biodiversity of fish communities in three coastal wetland systems in Ghana. **European Journal of Experimental Biology**, v. 1, p. 178-188, 2011.

OLIVEIRA, M.C.L.M. et al. Transport of marine-derived nutrients to subtropical freshwater food webs by juvenile mullets: a case study in southern Brazil. **Aquatic Biology**, v. 20, n. 1, p. 91-100, 2014.

OLIVEIRA, M.C.L.M. et al. Elemental turnover rates and trophic discrimination in juvenile lebranche mullet *Mugil liza* under experimental conditions. **Journal of Fish Biology**, v. 91, n. 4, p. 1241-1249, 2017.

PARNELL, A.C.; JACKSON, A. **Package "siar" stable isotope analyses in R**. Vienna: R Foundation, 2015. (R package version 4.2.)

PARNELL, A.C. et al. Bayesian stable isotope mixing models. **Environmetrics**, v. 24, n. 6, p. 387-399, 2013.

PARNELL, A.C. et al. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **Plos One**, v. 5, e9672, 2010.

PAYNE, A.I. The relative abundance and feeding habits of the grey mullet species occurring in an estuary in Sierra Leone, West Africa. **Marine Biology**, v. 35, n. 3, p. 277-286, 1976.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293-320, 1987.

PHILLIPS, D.L. et al. Best practices for use of stable isotope mixing models in food web studies full manuscript. **Canadian Journal of Zoology**, v. 92, p. 1-50, 2014.

PIANKA, E.R. Niche overlap and diffuse competition. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 71, p. 2141–2145, 1974.

PINNEGAR, J.K.; POLUNIN, N.V.C. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. **Functional Ecology**, v. 13, n. 2, p. 225-231, 1999.

QUAN, W. et al. Tidal marshes as energy sources for commercially important nektonic organisms: stable isotope analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 352, p. 89-99, 2007.

R. CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing R. Vienna: Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: URL: <http://www.R-project.org/>. Acesso: 15 set. 2022.

ROHAN, S.K.; BUCKLEY, T.W. Trophic niche separation between sympatric sibling flatfishes in relation to gill raker morphology. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 147, n. 3, p. 431-443, 2018.

RUEDA, P.S. Stomach content analysis of *Mugil cephalus* and *Mugil curema* (Mugiliformes: Mugilidae) with emphasis on diatoms in the Tamiahua lagoon, México. **Revista de Biología Tropical**, v. 50, n. 1, p. 245-252, 2002.

SCHOENER, T.W. Resource Partitioning in Ecological Communities: Research on how similar species divide resources helps reveal the natural regulation of species diversity. **Science**, v. 185, n. 4145, p. 27-39, 1974.

SUKARDJO, S. Fisheries associated with mangrove ecosystem in Indonesia: a view from a mangrove ecologist. **Biotropica**, v. 23, p. 13-29, 2004.

THOLLOT, P.; KULBICKI, M.; HARMELIN-VIVIEN, M. Réseaux trophiques et fonctionnement trophodynamique de l'ichtyofaune des mangroves de Nouvelle-Calédonie. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III - Sciences de la Vie**, v. 322, n. 7, p. 607-619, 1999.

THOMSON, J.M. **Synopsis of biological data on the grey mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758**. Canberra: CSIRO, 1963.

VIEIRA, J.P. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. **Copeia**, n. 2, p. 409-418, 1991.

VOLLRATH, S. e al. Trophic niches and diet shifts of juvenile mullet species coexisting in marine and estuarine habitats. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 101, n. 2, p. 431-441, 2021.

WHITFIELD, A.K.; PANFILILI, J.; DURAND, J.D. A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae) with emphasis on the biology, ecology, genetic a fisheries aspect of this apparent species complex. **Reviews inf Fish Biology and Fisheries**, v. 22, p. 641-681, 2012.

WINEMILLER, K.O. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, n. 4, p. 872-885, 2005.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Compreender como a assembleia de peixes utiliza os recursos disponíveis é de extrema importância para a avaliação do seu papel ecológico nos estuários. Esse trabalho apresentou valores isotópicos de carbono e nitrogênio de várias espécies de peixes e quatro invertebrados. Futuros estudos com modelos de mistura e nicho isotópico com as essas espécies de invertebrados e dos peixes que foram utilizados como fonte de recursos para os robalos será interessante e importante.

Os robalos estudados *C. undecimalis* e *C. paralleus* apontaram dietas com fontes de recursos semelhantes, no entanto, com proporções distintas. Mesmo ocorrendo a sobreposição da dieta, não parece ter ocorrido competição interespecífica devido as fontes que contribuíram para a dieta estarem em proporções distintas.

Mugil cephalus e *M. curema* apresentaram dietas semelhantes, no entanto, com proporções diferentes e hábitos alimentares diferentes. Sendo *M. cephalus* mostrando um hábito filtrador e *M. curema* um hábito pastador. Portanto, não houve competição interespecífica entre essas espécies simpátricas no Rio Quiririm.

Assim, sendo, esse trabalho abre um leque de possibilidades de trabalhos nesse mesmo sentido com as outras espécies coletadas e uma contribuição de extrema importância para futuras comparações no mesmo sistema e em outros sistemas e futuras estratégias de conservação para as espécies com grande valor comercial como *C. undecimalis*, *C. paralellus* e *Mugil cephalus*.

ANEXOS

Anexo A – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 66825-3	Data da Emissão: 29/09/2020 17:24:39	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Luciana Mulero Beloto	CPF: 126.416.128-01
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DA PRAIA DO PURUBA DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO POR MEIO DA METODOLOGIA DOS ISÓTOPOS ESTÁVEIS	
Nome da Instituição: CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Coleta completa das espécies da ictiofauna que serão amostradas para dados isotópicos	01/2020	01/2021

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Nacionalidade
1	Thiago Simon Marques	Co-orientador	344.522.448-07	Brasileira
2	PLÍNIO BARBOSA DE CAMARGO	Orientador	067.607.638-66	Brasileira

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0668250320200929

Página 1/5



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 66825-3	Data da Emissão: 29/09/2020 17:24:39	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Luciana Mulero Beloto	CPF: 126.416.128-01
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DA PRAIA DO PURUBA DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO POR MEIO DA METODOLOGIA DOS ISÓTOPOS ESTÁVEIS	
Nome da Instituição: CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

Observações e ressalvas

1	A autorização não eximirá o pesquisador da necessidade de obter outras anuências, como: I) do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador quando as atividades forem realizadas em área de domínio privado e dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso; II) da comunidade indígena envolvida, ouvido o órgão indigenista oficial, quando as atividades de pesquisa forem executadas em terra indígena; III) do Conselho de Defesa Nacional, quando as atividades de pesquisa forem executadas em área indispensável à segurança nacional; IV) da autoridade marítima, quando as atividades de pesquisa forem executadas em águas jurisdicionais brasileiras; V) do Departamento Nacional da Produção Mineral, quando a pesquisa visar a exploração de depósitos fossilíferos ou a extração de espécimes fósseis; VI) do órgão gestor da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, dentre outras.
2	O pesquisador somente poderá realizar atividade de campo após o término do estado de emergência devido à COVID-19, assim declarado por ato da autoridade competente.
3	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
4	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
5	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
6	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
7	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
8	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen .
9	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infraestrutura da unidade.

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0668250320200929

Página 2/5



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 66825-3	Data da Emissão: 29/09/2020 17:24:39	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Luciana Mulero Beloto	CPF: 126.416.128-01
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DA PRAIA DO PURUBA DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO POR MEIO DA METODOLOGIA DOS ISÓTOPOS ESTÁVEIS	
Nome da Instituição: CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Descrição do local	Município-UF	Bioma	Caverna?	Tipo
1	Rios Puruba e Quirim	Ubatuba-SP	Marinho	Não	Dentro de UC Estadual

Atividades

#	Atividade	Grupo de Atividade
1	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Fora de UC Federal
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Fora de UC Federal
3	Captura de animais silvestres in situ	Fora de UC Federal
4	Coleta/transporte de material botânico, fúngico ou microbiológico	Fora de UC Federal

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
1	Captura de animais silvestres in situ	Actinopterygii	-
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Actinopterygii	-
3	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Actinopterygii	720
4	Coleta/transporte de material botânico, fúngico ou microbiológico	Plantae	-
5	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Dinophyta	-
6	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Dinophyta	720
7	Captura de animais silvestres in situ	Elasmobranchii	-
8	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Elasmobranchii	-
9	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Elasmobranchii	180
10	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Cryptophyta	-
11	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Cryptophyta	720
12	Captura de animais silvestres in situ	Malacostraca	-
13	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Malacostraca	-
14	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Malacostraca	720
15	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Haptophyta	-
16	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Haptophyta	720
17	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Ochrophyta	-
18	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Ochrophyta	720
19	Captura de animais silvestres in situ	Bivalvia	-

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0668250320200929

Página 3/5



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 66825-3	Data da Emissão: 29/09/2020 17:24:39	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Luciana Mulero Beloto	CPF: 126.416.128-01
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DA PRAIA DO PURUBA DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO POR MEIO DA METODOLOGIA DOS ISÓTOPOS ESTÁVEIS	
Nome da Instituição: CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
20	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Bivalvia	-
21	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Bivalvia	720

A quantidade prevista só é obrigatória para atividades do tipo "Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ". Essa quantidade abrange uma porção territorial mínima, que pode ser uma Unidade de Conservação Federal ou um Município.

Materiais e Métodos

#	Tipo de Método (Grupo taxonômico)	Materiais
1	Amostras biológicas (Invertebrados Aquáticos)	Outras amostras biológicas(Músculo)
2	Amostras biológicas (Peixes)	Fragmento de tecido/órgão
3	Amostras biológicas (Plantas)	Folhas
4	Amostras biológicas (Vegetais hidróbios)	Outras amostras biológicas(Fitoplâncton, Macrófitas e Macroalgas)
5	Método de captura/coleta (Invertebrados Aquáticos)	Captura manual, Rede de plâncton, Outros petrechos(Tarrafa), Draga, pegador (Van veen, Box corer, Holme, Petersen, etc.), Outros métodos de captura/coleta(rede de zooplâncton)
6	Método de captura/coleta (Peixes)	Rede de emalhar (emalhe de deriva, de fundo, malhadeiras, caceio, feiteiras,tresmalhos e caçoieira)
7	Método de captura/coleta (Vegetais hidróbios)	Captura manual, Outros métodos de captura/coleta(Rede de fitoplâncton)

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo destino
1	CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	Laboratório

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0668250320200929

Página 4/5



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 66825-3	Data da Emissão: 29/09/2020 17:24:39	Data da Revalidação*: 01/06/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Luciana Mulero Beloto	CPF: 126.416.128-01
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DA PRAIA DO PURUBA DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO POR MEIO DA METODOLOGIA DOS ISÓTOPOS ESTÁVEIS	
Nome da Instituição: CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	CNPJ: 63.025.530/0083-50

Registro de coleta imprevista de material biológico

De acordo com a Instrução Normativa nº03/2014, a coleta imprevista de material biológico ou de substrato não contemplado na autorização ou na licença permanente deverá ser anotada na mesma, em campo específico, por ocasião da coleta, devendo esta coleta imprevista ser comunicada por meio do relatório de atividades. O transporte do material biológico ou do substrato deverá ser acompanhado da autorização ou da licença permanente com a devida anotação. O material biológico coletado de forma imprevista, deverá ser destinado à instituição científica e, depositado, preferencialmente, em coleção biológica científica registrada no Cadastro Nacional de Coleções Biológicas (CCBIO).
--

Táxon*	Qtde.	Tipo de Amostra	Qtde.	Data

* Identificar o espécime do nível taxonômico possível.

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0668250320200929

Página 5/5

Anexo B – Carta de aprovação do COTEC (Comissão Técnica Científica)



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE

INSTITUTO FLORESTAL



PROCESSO SMA N.º : 260108 - 001.758/2019
INTERESSADO : Luciana Mulero Beloto
ASSUNTO : Encaminha o projeto de pesquisa: “Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da Praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis”
EQUIPE : Luciana Mulero Beloto, Plínio Barbosa de Camargo e Thiago Simon Marques
VIGÊNCIA : Janeiro de 2020 a Janeiro de 2021

Carta COTEC nº 315/2019 D20/2019 PH

São Paulo, 24 de Junho de 2019.

Senhora
Luciana Mulero Beloto
Rua Vereador Elídio Antonio Maniero, 315
Piracicaba-SP
CEP: 13.412-373
Tel.: (19) 3413-5603 / (19) 9-8212-2488
E-mail: lucianamulero@usp.br

Apraz-nos informar que o projeto “Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da Praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis”, constante do processo em referência, de autoria de Luciana Mulero Beloto, Plínio Barbosa de Camargo e Thiago Simon Marques, foi aprovado para ser executado, no período de Janeiro de 2020 a Janeiro de 2021, nas seguintes Unidades:

UNIDADE e RESPONSÁVEL	ENDEREÇO DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	OBSERVAÇÕES
APA - Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte Ao responsável pela Unidade Gestor da APA Marinha do Litoral Norte e da ARIE de São Sebastião: Marcio José dos Santos	Rua Dr. Esteves da Silva, 510 - Centro Ubatuba-SP CEP: 11.680-000. E-mail: apamarlitoralnorte@gmail.com Horário de Funcionamento da Sede: de 2ª-feira a 6ª-feira, das 8:00 às 17:00.	<ul style="list-style-type: none"> • Com relação à realização do projeto na Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte, manifestamo-nos: <u>De acordo com a execução do projeto</u>; • Com relação aos resultados do projeto, as informações geradas serão de: Alta prioridade; • Com relação ao planejamento da Unidade, a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte: não possui planos oficiais; • Com relação às atividades previstas pelo projeto: não existe restrição; • <u>As seguintes colocações devem ser observadas pelos autores, por ocasião da visita a esta Unidade:</u> • 1. A APA do Marinha do Litoral Norte está de acordo com a realização do referido projeto e orienta que seja explicitado no projeto e demais publicações que o local de coleta está inserido no território da mesma; • 2. As atividades não previstas no projeto original devem ser previamente notificadas e submetidas à análise e aprovação do Instituto Florestal/COTEC; • 3. Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem ser remetidos à APA Marinha do Litoral Norte, bem como todo e qualquer produto gerado a partir desse projeto (monografias, dissertações, teses, artigos, resumos em eventos científicos e outras formas de publicações); • 4. Solicitamos que ao final dos trabalhos haja: a) uma devolutiva para a APA Marinha do Litoral Norte/ARIE São Sebastião sobre os resultados obtidos durante a pesquisa; b) entrega de vídeo de no máximo 2 minutos expondo de forma clara e direta o objetivo, método e resultados obtidos na pesquisa. O formato é livre, mas deve expor os objetivos e importância do tema para a APA Marinha do Litoral Norte.



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE

INSTITUTO FLORESTAL



PROCESSO SMA N.º : 260108 - 001.758/2019
 INTERESSADO : Luciana Mulero Beloto
 ASSUNTO : Encaminha o projeto de pesquisa: "Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da Praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis"
 EQUIPE : Luciana Mulero Beloto, Plínio Barbosa de Camargo e Thiago Simon Marques
 VIGÊNCIA : Janeiro de 2020 a Janeiro de 2021

UNIDADE e RESPONSÁVEL	ENDEREÇO DA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	OBSERVAÇÕES
		<p>Como sugestão: utilizar fotos, gráficos, mapas, tabelas; c) entrega de um documento simples identificando quais informações podem subsidiar a gestão da APA Marinha do Litoral Norte;</p> <ul style="list-style-type: none"> Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem também ser remetidos à administração da APA Marinha do Litoral Norte, para serem juntados ao acervo da Unidade;
<p>Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Picinguaba</p> <p>Ao responsável pela Unidade</p> <p>Gestora: Cláudia Camila Faria de Oliveira</p>	<p>a) <u>Escritório Regional:</u> Endereço: Rua Dr. Esteves da Silva, nº. 510 Centro - Ubatuba-SP CEP: 11.680-000 Telefones para informação: (12) 3833-6552 / 9-9707-2426</p> <p>E-mail: pesm.picinguaba@fflorestal.sp.gov.br</p> <p>Dias e horário de funcionamento: de segunda-feira a sexta-feira das 8h às 17h.</p> <p>b) <u>Sede Administrativa:</u> Endereço: Rodovia BR, nº 101, km 08 Picinguaba - Ubatuba-SP Telefones para informação: (12) 3832-1397 E-mail: pesm.picinguaba@fflorestal.sp.gov.br</p> <p>Dias e horário de funcionamento: de segunda-feira a sexta-feira das 8h às 17h.</p> <p>c) <u>Centro de Visitantes:</u> Endereço: Rodovia BR, nº 101, km 11 Picinguaba - Ubatuba-SP E-mail: npicinguaba.agendamento@fflorestal.sp.gov.br</p> <p>Dias e horário de funcionamento: diariamente das 8h às 17h.</p> <p>Para realização de trilhas no Parque é necessário agendamento prévio.</p>	<ul style="list-style-type: none"> Com relação à realização do projeto no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Picinguaba, manifestamo-nos: <u>De acordo com a execução do projeto;</u> Com relação aos resultados do projeto, as informações geradas serão de: Média prioridade; Com relação ao planejamento da Unidade, o Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Picinguaba possui: Plano de Manejo; Com relação às atividades previstas pelo projeto: não existe restrição; <u>As seguintes colocações devem ser observadas pelos autores, por ocasião da visita a esta Unidade:</u> A pesquisadora deverá apresentar o projeto para a administração do Parque, para agendamento do alojamento. Agendar cada visita ao Parque antecipadamente pelo telefone (12) 3832-1397, na Sede Administrativa ou pelo e-mail npicinguaba.agendamento@fflorestal.sp.gov.br; A Unidade possui alojamento destinado ao programa de pesquisa com capacidade para 16 pesquisadores, cozinha e refeitório, além de estufa para secagem de materiais; Mandar por e-mail a lista com os nomes da equipe fixa dos colaboradores de campo, pesquisadores e estagiários; Enviar à coordenadoria do Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Picinguaba, relatórios periódicos impressos e digital com fotos; Não usar fotos para fins econômicos; No ato da chegada, a pesquisadora deverá procurar o chefe de equipe de plantão ou a administração do Parque, que irá encaminhá-la para o alojamento; Os autores do projeto, durante a realização do trabalho, deverão utilizar os dados da pesquisa para elaborar atividades de ensino, sejam na forma de mini-cursos, palestras, apostilas, folhetos, painéis explicativos, para os diferentes grupos que atuam no Parque, a exemplo de outros pesquisadores; Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem também ser remetidos à administração do Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Picinguaba, para serem juntados ao acervo da Unidade.

"Projeto relevante e de baixo potencial de impacto às biotas locais. Autora apresentou autorização SISBIO válida e cópia de cadastro no SISGEN. Sem óbices para a aprovação."



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE

INSTITUTO FLORESTAL



PROCESSO SMA N.º : 260108 - 001.758/2019
 INTERESSADO : Luciana Mulero Beloto
 ASSUNTO : Encaminha o projeto de pesquisa: "Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da Praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis"
 EQUIPE : Luciana Mulero Beloto, Plínio Barbosa de Camargo e Thiago Simon Marques
 VIGÊNCIA : Janeiro de 2020 a Janeiro de 2021

Por ocasião das visitas nesta Unidade, solicitamos:

1. Agendar os trabalhos de campo junto à administração da Unidade, com antecedência mínima de 15 dias, fornecendo o nome de todos os membros da equipe visitante;
2. Visitas de pesquisadores, representantes de outras instituições, convidados, pesquisadores estrangeiros, alunos, amigos, fotógrafos, imprensa, etc., não relacionados no projeto original como membro da equipe executora devem ser previamente notificadas e autorizadas pela administração da Unidade;
3. Permitir acompanhamento por pessoal da Unidade, quando o responsável pela Unidade assim estabelecer;
4. Atividades não previstas no projeto original estão vetadas, devendo ser previamente notificadas e submetidas à análise e aprovação do Instituto Florestal;
5. Portar a licença do SISBIO/IBAMA. Quando renovada, apresentar cópia para ser anexada ao processo;
6. Somente os autores nomeados na licença do SISBIO/IBAMA poderão efetuar coletas;
7. Questionários, formulários, entrevistas orais e outras formas de abordagem de pessoal local e do público visitante devem ter o roteiro previamente submetido à ciência do responsável pela administração da Unidade;
8. Atividades de coleta de amostras da biodiversidade estão condicionadas à apresentação de cópia da licença SISBIO/IBAMA. Quando renovada, apresentar cópia para ser anexada ao processo;
9. As intervenções a serem executadas na Unidade, como colocação de placas, pregos, faixas, distribuição de folhetos, etc. devem ser previamente e formalmente autorizadas pelo responsável pela administração da Unidade;
10. Não deixar no campo vestígios da passagem no local como resíduos, buracos, embalagens, armadilhas, tambores, etc. Trincheiras e escavações devem ser seguidas de processos de recuperação, minimizando o dano local;
11. Havendo necessidade de acompanhamento por mateiros, guarda-parques, consultar a Unidade sobre possível disponibilidade, com antecedência mínima de 15 dias e;
12. Havendo necessidade de deslocamento de equipamentos, realizar por conta própria ou consultar a Unidade sobre possível disponibilidade de auxiliares, com antecedência mínima de 15 dias.

Responsáveis por projetos com previsão de coletas devem providenciar a autorização SISBIO/IBAMA na página http://www.ibama.gov.br/sisbio/index.php?id_menu=205. Obtida a autorização, encaminhar cópia à Comissão Técnico-Científica - COTEC para ser anexado no processo respectivo. A partir de janeiro de 2008, toda e qualquer forma de coleta nas UCs deverá ser formalmente licenciada pelo SISBIO/IBAMA.

Conforme estabelece a Portaria do Diretor Geral de 23/01/90, e cientificado à V. Senhoria **nos Termos de Compromisso e de Responsabilidade assinados em 06/03/2019**, há necessidade de encaminhar à COTEC, um relatório anual, no mês de **Dezembro de cada ano**. Nos relatórios assinalar a área de estudos em GPS/coordenadas geográficas.

Relatórios parciais e final encaminhados à COTEC devem também ser remetidos à administração das Unidades de Conservação, para serem juntados ao acervo da Unidade.

Cópia da dissertação, tese, artigos, resumos em eventos científicos e outras formas de publicações podem ser apresentados como relatório parcial e final. Não havendo possibilidade de cópias, solicita-se o encaminhamento da(s) referência(s) bibliográfica(s), que possibilite(m) o acesso a todas as informações geradas no projeto.

A utilização para outros fins que não seja a pesquisa científica, de fotografias, imagens, vídeos e outras mídias registradas nas Unidades a título deste projeto devem ser objetos de termo específico, conforme a Portaria CINP, de 09/02/1999, publicada no DOE de 10/02/1999.

Esta aprovação não implica em suporte financeiro de qualquer natureza por parte do Instituto Florestal. A participação e ou auxílio financeiro por parte do Instituto Florestal, quando houver, deverá ser detalhado e



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE

INSTITUTO FLORESTAL



PROCESSO SMA N.º : 260108 - 001.758/2019
INTERESSADO : Luciana Mulero Beloto
ASSUNTO : Encaminha o projeto de pesquisa: "Ecologia trófica da ictiofauna do estuário da Praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis"
EQUIPE : Luciana Mulero Beloto, Plínio Barbosa de Camargo e Thiago Simon Marques
VIGÊNCIA : Janeiro de 2020 a Janeiro de 2021

formalizado através de contratos, convênios e outros instrumentos legais pertinentes, cuja cópia deve ser juntada ao presente processo.

Para qualquer informação ou eventualidade, colocamo-nos à sua inteira disposição.

Por prestigiar a nossa instituição, agradecemos.

Atenciosamente,

Silvana Cristina Pereira Muniz de Souza
COTEC - Comissão Técnico-Científica
Instituto Florestal
Rua do Horto, nº 931
02377-000 - São Paulo - SP
Fone: (011) 2231- 8555 - Ramal 2071 Fax: Ramal 2220
cotec2@gmail.com
cotec@if.sp.gov.br

Anexo C – Cadastro do Conselho de Gestão do Patrimônio Genético



Ministério do Meio Ambiente
CONSELHO DE GESTÃO DO PATRIMÔNIO GENÉTICO
 SISTEMA NACIONAL DE GESTÃO DO PATRIMÔNIO GENÉTICO E DO CONHECIMENTO TRADICIONAL ASSOCIADO

Comprovante de Cadastro de Acesso

Cadastro nº A3B4ADA

A atividade de acesso ao Patrimônio Genético, nos termos abaixo resumida, foi cadastrada no SisGen, em atendimento ao previsto na Lei nº 13.123/2015 e seus regulamentos.

Número do cadastro: **A3B4ADA**
 Usuário: **Luciana Mulero Beloto**
 CPF/CNPJ: **126.416.128-01**
 Objeto do Acesso: **Patrimônio Genético**
 Finalidade do Acesso: **Pesquisa**

Espécie

Impossibilidade de identificação

Título da Atividade: **ECOLOGIA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DA PRAIA DO PURUBA DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO POR MEIO DA METODOLOGIA DOS ISÓTOPOS ESTÁVEIS**

Equipe

Luciana Mulero Beloto	Centro de Energia Nuclear na Agricultura/USP
Plínio Barbosa de Camargo	Centro de Energia Nuclear na Agricultura
Thiago Simon Marques	Universidade de Sorocaba

Data do Cadastro: **07/03/2019 16:40:27**
 Situação do Cadastro: **Concluído**



Conselho de Gestão do Patrimônio Genético
 Situação cadastral conforme consulta ao SisGen em **16:44** de **07/03/2019**.



SISTEMA NACIONAL DE GESTÃO
 DO PATRIMÔNIO GENÉTICO
 E DO CONHECIMENTO TRADICIONAL
 ASSOCIADO - **SISGEN**

Anexo D – Processo 2019.5.19.64.7 – CEUA 001-2019 (Comitê de Ética do CENA/USP)



UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Campus "Luiz de Queiroz"
Centro de Energia Nuclear na Agricultura



CEUA 001-2019

Piracicaba, 14 de março de 2019

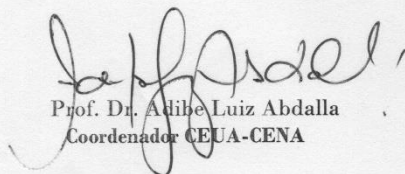
Ilmo. Sr.
Plínio Barbosa de Camargo
Laboratório de Ecologia Isotópica

Prezado Professor,

Anexo encontra-se o certificado de aprovação da proposta intitulada “**Ecologia trófica da ictiofauna no estuário da Praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis**” (Processo 2019.5.19.64.7 – CEUA 001-2019), que é de sua responsabilidade juntamente com sua orientada, Sra. Luciana Mulero Beloto. Solicitamos sua atenção para o item **9.2. TIPO E CARACTERÍSTICA** do Formulário enviado (anexo folha) no sentido de nos enviar no término de 2020, que será o primeiro ano do desenvolvimento de sua pesquisa o número/espécie/gênero de animais capturados, pois os dados são anualmente inseridos no Relatório Anual e enviado para o CONCEA.

Sendo só para o momento, despedimo-nos agradecendo a atenção dispensada.

Atenciosamente.



Prof. Dr. Adibe Luiz Abdalla
Coordenador CEUA-CENA



UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Campus "Luiz de Queiroz"
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

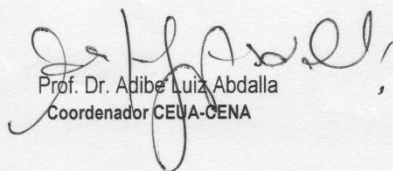


Comissão de Ética no Uso de Animais – CEUA
Fone: (19) 3429-4683
www.cena.usp.br

CERTIFICADO

Certificamos que a proposta intitulada "**Ecologia trófica da ictiofauna no estuário da Praia do Puruba do litoral norte de São Paulo por meio da metodologia dos isótopos estáveis**", registrada com o nº **001-2019**, sob a responsabilidade do **Prof. Plínio Barbosa de Camargo (Orientador)** e **Luciana Mulero Beloto (Doutoranda)** - que envolve a utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto humanos), para fins de pesquisa científica, encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009 e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi aprovada pela **COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS (CEUA CENA)** do **CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA/USP**, em reunião de **13/03/2019**.

Vigência da autorização	10/01/2020 a 10/01/2021
Finalidade	<input type="checkbox"/> Ensino <input checked="" type="checkbox"/> Pesquisa Científica
Nº da Solicitação ou Autorização SISBIO	66825-1
Atividade(s)	<input checked="" type="checkbox"/> Captura <input type="checkbox"/> Coleta de espécimes <input type="checkbox"/> Marcação <input type="checkbox"/> Outras: _____
Espécies/Grupos Taxonômicos	Peixes e crustáceos
Local(is) de realização das atividades	Rios Puruba e Quirim localizados no município de Ubatuba - litoral Norte do Estado de São Paulo


Prof. Dr. Adibe Luiz Abdalla
Coordenador CEUA-CENA

9.2 TIPO E CARACTERÍSTICA

Espécie	Linhagem	Idade	Peso aprox.	Quantidade		
				M	F	M+F
Anfíbio**						
Ave**						
Bovino						
Bubalino						
Cão						
Camundongo heterogênico						
Camundongo isogênico						
Camundongo <i>Knockout</i>						
Camundongo transgênico						
Caprino						
Chinchila						
Cobaia						
Coelhos						
Equídeo						
Espécie silvestre brasileira*						
Espécie silvestre não-brasileira*						
Gato						
Gerbil						
Hamster						
Ovino						
Peixe**						
Primata não-humano**						
Rato heterogênico						
Rato isogênico						
Rato <i>Knockout</i>						
Rato transgênico						
Réptil**						
Suíno						
Outra						
				TOTAL:		

* No caso de animais silvestres de vida livre, quando não for possível estimar o quantitativo, o número efetivamente utilizado deverá constar no Relatório Anual da CEUA, assim como as demais informações constantes desta tabela.

** Animais Cativos

9.3 MÉTODOS DE CAPTURA (somente em caso de uso de animais silvestres)

Item 9.3 - Deve incluir não somente a descrição detalhada dos equipamentos utilizados na captura como também estratégias para minimizar o estresse sofrido pelo animal capturado, inclusive durante eventual transporte, manipulação e marcação. Animais deverão ser soltos na mesma região de captura e nas mesmas condições nas quais foram capturados, conscientes e alertas.

9.4.JUSTIFICATIVA DO NÚMERO DE ANIMAIS UTILIZADOS NA PESQUISA OU AULA

Delineamento experimental (DIC, DBC, etc):

Número total de animais a ser utilizado:

APÊNDICES

Apêndice A – Razão de C:N das espécies de peixes capturadas no rio Quiririm

Tabela 1 - Média e desvio padrão dos valores de C:N e comprimento total dos peixes coletados no Rio Quiririm ao longo das estações

Família/Gênero/ Espécie	N	¹ CT (mm)	Verão C:N Média±DP	N	CT (mm)	Outono C:N Média±DP	N	CT (mm)	Inverno C:N Média±DP	N	CT (mm)	Primavera C:N Média±DP
<i>Mugil cephalus</i>	12	343,33±67,33	3,38± 0,37	10	358,00±103,75	3,45 ± 0,38	0	–	–	15	336,67±67,57	3,15 ± 0,47
<i>Mugil curema</i>	26	256,92±16,68	3,02 ± 0,30	16	243,13±18,15	2,93 ± 0,08	15	250,67±17,92	3,13 ± 0,16	25	242,82±17,44	3,17 ± 0,26
<i>Centropomus undecimalis</i>	10	370,00±114,89	3,00± 0,03	0	–	–	0	–	–	0	–	–
<i>Centropomus parallelus</i>	26	342,69±104,67	2,91 ± 0,13	10	324,00±124,37	2,83 ± 0,05	13	325,38±102,03	2,81 ± 0,10	15	348,00±100,21	2,97 ± 0,13
<i>Genidens barbatus</i>	14	278,57±73,47	3,00 ± 0,23	9	250,00±75,00	2,93 ± 0,10	3	293,33±57,74	3,04 ± 0,12	10	230,50±53,77	3,06 ± 0,21
<i>Eugerres brasilianus</i>	20	211,55±21,24	2,93 ± 0,11	9	221,11±32,57	2,88 ± 0,06	16	227,50±26,77	2,91 ± 0,03	11	208,64±19,89	3,14 ± 0,04
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	11	100,45±32,82	3,08 ± 0,10	16	100,63±27,98	3,08 ± 0,04	14	93,93±26,03	3,02 ± 0,04	15	97,33±13,74	2,96 ± 0,04
<i>Eucinostomus gula</i>	0	–	–	0	–	–	0	–	–	15	219,93±27,45	2,93 ± 0,06
<i>Trachurus lathami</i>	0	–	–	0	–	–	10	254,00±14,30	2,92 ± 0,29	0	–	–
<i>Rhamdia quelen</i>	0	–	–	0	–	–	12	239,17±7,38	2,93 ± 0,08	0	–	–
Belonidae	12	148,00±22,76	3,00 ± 0,07	0	–	–	14	141,50±1,79	2,97 ± 0,07	14	138,64±18,94	3,16 ± 0,06
<i>Geophagus brasiliensis</i>	17	242,35±21,95	3,14 ± 0,09	7	240,00±18,26	3,04± 0,05	16	238,89±18,52	3,22±0,31	14	241,79±16,13	3,37±0,56

Apêndice B – Relação do tamanho corpóreo com as $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de peixes capturadas no rio Quiririm ao longo das estações

Tabela 1 - Relação do comprimento total com a $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm no verão

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	1,62	11	0,232	0,05
<i>Mugil curema</i>	0,20	25	0,656	-0,03
<i>Centropomus undecimalis</i>	3,01	9	0,120	0,18
<i>Centropomus parallelus</i>	0,72	25	0,405	0,01
<i>Genidens barbatus</i>	2,06	13	0,176	0,08
<i>Eugerres brasilianus</i>	2,98	19	0,102	0,09
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	2,81	10	0,128	0,15
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0
<i>Trachurus lathami</i>	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0
Belonidae	0,28	10	0,610	-0,07
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1,06	16	0,320	0,01

Tabela 2 - Relação do comprimento total com a $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm no verão

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	0,01	11	0,973	-0,09
<i>Mugil curema</i>	0,14	25	0,713	-0,04
<i>Centropomus undecimalis</i>	2,18	9	0,180	0,12
<i>Centropomus parallelus</i>	0,62	25	0,439	0,02
<i>Genidens barbatus</i>	0,39	13	0,545	-0,05
<i>Eugerres brasilianus</i>	2,27	19	0,149	0,06
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	4,51	10	0,06	0,26
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0
<i>Trachurus lathami</i>	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0
Belonidae	0,01	10	0,990	-0,11
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,84	16	0,835	-0,01

Tabela 3 - Relação do comprimento total com a $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm no outono

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	0,79	9	0,400	-0,02
<i>Mugil curema</i>	1,47	15	0,246	0,03
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	3,59	9	0,09	0,22
<i>Genidens barbatus</i>	0,08	8	0,788	-0,13
<i>Eugerres brasilianus</i>	0,50	8	0,503	-0,07
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	2,34	15	0,190	0,08
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0
<i>Trachurus lathami</i>	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0
Belonidae	0	0	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,69	6	0,445	-0,06

Tabela 4 - Relação do comprimento total com a $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm no outono

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	0,02	9	0,961	-0,12
<i>Mugil curema</i>	0,28	15	0,606	0,05
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0,59	9	0,464	-0,04
<i>Genidens barbatus</i>	0,13	8	0,730	-0,12
<i>Eugerres brasilianus</i>	0,11	8	0,989	-0,14
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	1,10	15	0,313	0,01
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0
<i>Trachurus lathami</i>	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0
Belonidae	0	0	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,26	6	0,634	-0,14

Tabela 5 - Relação do comprimento total com a $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm no inverno

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	1,19	14	0,295	0,01
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0,28	12	0,559	0,06
<i>Genidens barbatus</i>	0,33	2	0,327	-0,50
<i>Eugerres brasiliensis</i>	0,07	15	0,789	-0,07
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0,08	13	0,782	-0,08
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0
<i>Trachurus lathami</i>	2,03	9	0,192	0,10
<i>Rhamdia quelen</i>	0,47	11	0,509	-0,05
Belonidae	0,01	13	0,950	-0,08
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1,67	18	0,213	0,04

Tabela 6 - Relação do comprimento total com a $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm no inverno

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	0	0	0	0
<i>Mugil curema</i>	0,01	14	0,946	-0,07
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0,02	12	0,901	0,08
<i>Genidens barbatus</i>	0,43	2	0,630	-0,40
<i>Eugerres brasiliensis</i>	0,16	15	0,697	-0,06
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0,11	13	0,744	-0,07
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0
<i>Trachurus lathami</i>	0,21	9	0,658	-0,10
<i>Rhamdia quelen</i>	0,05	11	0,833	-0,09
Belonidae	0,28	13	0,605	-0,06
<i>Geophagus brasiliensis</i>	0,01	18	0,918	-0,06

Tabela 7 - Relação do comprimento total com a $\delta^{13}\text{C}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm na primavera

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	0,71	14	0,415	-0,02
<i>Mugil curema</i>	3,98	24	0,06	0,11
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	1,91	14	0,190	0,06
<i>Genidens barbatus</i>	0,77	9	0,405	-0,03
<i>Eugerres brasiliensis</i>	0,32	10	0,586	-0,07
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0,07	14	0,802	-0,07
<i>Eucinostomus gula</i>	2,96	14	0,109	0,12
<i>Trachurus lathami</i>	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0
Belonidae	0,48	13	0,501	-0,04
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2,25	13	0,16	0,09

Tabela 8 - Relação do comprimento total com a $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes coletados no Rio Quiririm na primavera

Família/Gênero/ Espécie	F	DF	p	r²
<i>Mugil cephalus</i>	0,98	14	0,340	-0,01
<i>Mugil curema</i>	0,19	24	0,662	-0,03
<i>Centropomus undecimalis</i>	0	0	0	0
<i>Centropomus parallelus</i>	0,23	14	0,636	0,05
<i>Genidens barbatus</i>	1,55	9	0,248	0,06
<i>Eugerres brasiliensis</i>	0,03	10	0,869	-0,11
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	1,02	14	0,330	0,01
<i>Eucinostomus gula</i>	0,48	14	0,500	-0,03
<i>Trachurus lathami</i>	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0
Belontiidae	2,82	13	0,118	0,12
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2,36	13	0,150	0,09