



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



**Ecologia trófica de duas espécies congêneras
de juvenis de tainha (*Mugil curema* e *M. liza*)
no extremo sul do Brasil**

Sabrina Radunz Vollrath

Orientador: Alexandre Miranda Garcia

Rio Grande

2019



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



**Ecologia trófica de duas espécies congêneras de juvenis de
tainha (*Mugil curema* e *M. liza*) no extremo sul do Brasil**

Aluno: Sabrina Radunz Vollrath

Orientador: Alexandre Miranda Garcia

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande

2019

Aos meus pais, a minha família, ao meu namorado e
aos verdadeiros amigos que sempre estiveram ao
meu lado torcendo por mim.

Dedico esta conquista.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Celi Radunz Vollrath e Paulo Eroni Vollrath, por todo amor, carinho, paciência e orgulho. Por sempre acreditarem em mim e pelas palavras de afeto nos momentos difíceis. Pelo incentivo de nunca desistir dos meus sonhos. Se eu cheguei até aqui, foi tudo graças a vocês. Obrigada pela dedicação, vocês são minha base e inspiração. Amo muito vocês!

À minha família, irmão(ãs), cunhados(a) e sobrinhos (as), pelo apoio, carinho, por sempre acreditarem em mim e acompanharem todas as minhas conquistas. Em especial a Adriana, por sempre estar ao meu lado. Amo vocês.

Ao meu namorado, Matheus Martins, por sempre me apoiar, pela parceria nas coletas quando não havia viatura, pela paciência e por sempre estar disposto a me ajudar em tudo. Sempre serei grata pela ajuda, incentivo, amor, carinho e apoio nos momentos difíceis. Obrigada por ser atencioso e amoroso. Te amo!

Ao meu orientador, Alexandre Garcia, por ter acreditado em mim, mesmo com a minha falta de experiência. Por ter confiado um trabalho difícil, mas tão importante. Pela paciência e pelo carinho de ensinar. Pelas palavras de incentivo em momentos de desânimo ou ansiedade, elas foram fundamentais nessa jornada. Sempre serei muito grata por tudo que me ensinasse. És um orientador incrível.

À amiga e colega de laboratório, Bianca Possamai, que também foi extremamente importante neste trabalho. Obrigada por sempre estar disposta a ajudar, não sei o que seria de mim sem ti no laboratório. Sempre serei grata pela ajuda nas saídas de campo exaustivas, pelo processamento das minhas amostras, pela ajuda no R, pelo apoio, etc. Obrigada por tudo!

À amiga e colega, Adna Garcia, por ter me confiado parte de seu trabalho, possibilitando a obtenção de experiência na contagem de microalgas. Fosse fundamental neste trabalho, sempre serei grata pela confiança e carinho.

À equipe do PELD do laboratório de ictiologia pelas coletas mensais das tainhas.

Aos amigos e colegas do laboratório de ictiologia, pela ajuda e por tornarem os dias mais divertidos.

Às minhas amigas Ana Paula e Jéssica, por sempre acreditarem e me incentivarem, pelas palavras de carinho e principalmente pelas risadas. Sempre serei grata pela amizade de vocês. E Ana Paula, obrigada pela ajuda nas coletas cansativas no verão, apesar do cansaço, ensolação e sempre chover, com tua presença se tornaram mais divertidas. Amo vocês.

À Cassia, Fabiana, Edélti e Gabriela, por me ensinarem e ajudarem na contagem e identificação das algas e zooplâncton.

Às amigadas e parcerias formadas no PPGBAC, obrigada pelo carinho e por tornarem as aulas mais divertidas.

À Universidade Federal do Rio grande – FURG e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, por proporcionar a oportunidade da realização deste trabalho.

Aos motoristas das viaturas da Universidade Federal do Rio Grande – FURG, que nas minhas coletas sempre foram gentis, pacientes e ajudavam nas coletas das amostras.

À CAPES pelo apoio financeiro na realização deste trabalho e pela bolsa de mestrado.

Ao Projeto Talude coordenado pelo Dr. Eduardo Secchi por ter cedido os dados isotópicos do POM oceânico (POM-MAR).

RESUMO

A sobreposição de nicho ocorre quando duas ou mais espécies compartilham os mesmos recursos. Quando a sobreposição é baixa ou tem abundância de recursos, as espécies podem coexistir sem competição. Entretanto, se a sobreposição é alta e a disponibilidade de recursos baixa, poderá ocorrer competição. Porém, essa relação simples nem sempre é observada devido a vários fatores como variabilidade espacial e temporal na disponibilidade de recursos e plasticidade trófica dos consumidores. Uma maneira de evitar a competição é por meio da partição de recursos alimentares entre os indivíduos coexistentes. Um modelo biológico interessante para avaliar essas questões são os juvenis de tainha *Mugil curema* e *Mugil liza* que ocorrem em simpatria no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente e possuem o mesmo hábito alimentar. A partir das técnicas de análise de conteúdo estomacal e isótopos estáveis, o objetivo principal dessa dissertação foi comparar os padrões de uso de recursos alimentares entre juvenis de duas espécies congêneras de tainha (*M. curema* e *M. liza*) e avaliar a possível ocorrência de partição de nicho trófico entre elas. Os resultados isotópicos corroboraram a hipótese de partição de nicho trófico no ambiente marinho. Em contrapartida, houve alta sobreposição dos nichos tróficos no estuário, sugerindo ausência de partição de nicho trófico no ambiente com maior diversidade de microalgas. Também foi possível observar evidências de mudança do hábito alimentar planctônico para bentônico por ambas as espécies ao recrutarem do mar para o estuário. No estuário, também foi possível observar maior assimilação de matéria orgânica particulada no sedimento entre 68 e 250µm, sugerindo preferência por organismos do microplâncton (20 a 200 µm), em detrimento de grupos com tamanhos menores como picoplâncton (0,2 a 2µm) e nanoplâncton (2 a 20 µm). A análise do conteúdo estomacal revelou que a dieta de ambas as espécies é dominada pelas classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae e Mediophyceae, bem como maior variação espacial e temporal no estuário do que no ambiente marinho. Esses resultados avançam o atual entendimento da ecologia trófica das tainhas, as quais constituem importantes recursos pesqueiros que vem sofrendo crescente pressão antrópica no sul do Brasil.

Palavras-chave: Mugilidae, sobreposição de nicho, partição de recursos, conteúdo estomacal, isótopos estáveis.

ABSTRACT

Niche overlap occurs when two or more species share the same resources. When overlap is low or resource abundant, species can coexist without competition. However, if overlap is high and resource availability is low, competition may occur. However, this simple relationship is not always observed due to several factors such as spatial and temporal variability in the availability of resources and the trophic plasticity of consumers. One way to avoid competition is by partitioning food resources among coexisting individuals. An interesting biological model for assessing these issues are mullet juveniles *Mugil curema* and *Mugil liza*, which occur in sympatry in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal region and have the same feeding habits. Based on stomach content and stable isotopes techniques, the main objective of this dissertation was to compare the patterns of food resource use among juveniles of two species of congeneric mullet (*M. curema* and *M. liza*) and evaluate the possible occurrence of trophic niche partition between them. The isotopic results corroborated the hypothesis of trophic niche partition in the environment with less food availability. On the other hand, there was a high overlap of trophic niches in the estuary, suggesting the absence of trophic niche partition in the environment with higher microalgae diversity. It was also possible to observe evidence of change in planktonic to benthic feeding habits by both species when they recruited from the sea into the estuary. In the estuary, it was also possible to observe greater assimilation of particulate organic matter in the sediment between 68 and 250µm, suggesting preference for microplankton (20 to 200µm), to the detriment of smaller groups such as picoplankton (0.2 to 2µm) and nanoplankton (2 to 20µm). Stomach content analysis revealed that the diet of both species is dominated by the Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae and Mediophyceae classes, with higher spatial and temporal variation in the estuary than in the marine environment. These results advance the current understanding of the trophic ecology of juvenile mullets, which are important fishery resources that have been under increasing anthropogenic pressure in southern Brazil.

Key-words: Mugilidae, niche overlap, resource partitioning, stomach content, stable isotopes.

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação está dividida em três segmentos, o primeiro é referente à introdução geral do tema proposto e as referências utilizadas, seguindo as normas da ABNT. O segundo segmento é representado pelo capítulo sobre a ecologia trófica de duas espécies congênicas de juvenis de tainha (*Mugil curema* e *Mugil liza*) no extremo sul do Brasil, que está formatado seguindo as normas da revista *Hydrobiologia*. E por fim, o terceiro segmento contendo as considerações finais do trabalho e suas referências, seguindo as normas da ABNT.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
OBJETIVO GERAL	21
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO 1	27
Resumo.....	29
Introdução	30
Materiais e métodos	32
<i>Área de estudo</i>	<i>32</i>
<i>Coletas de campo</i>	<i>33</i>
<i>Procedimentos em laboratório.....</i>	<i>35</i>
<i>Análises dos dados:.....</i>	<i>36</i>
Resultados.....	39
<i>Variabilidade espacial e interespecífica na composição isotópica</i>	<i>39</i>
<i>Nichos isotópicos e assimilação das fontes alimentares.....</i>	<i>40</i>
<i>Dieta e sobreposição dos nichos alimentares com base no conteúdo estomacal ...</i>	<i>41</i>
Discussão.....	41
<i>Composição e variabilidade na dieta.....</i>	<i>41</i>
<i>Sobreposição nos nichos tróficos e partição de recursos</i>	<i>43</i>
Referências	47
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PESPPECTIVAS.....	69
REFERÊNCIAS	71
ANEXOS	72

LISTA DE FIGURAS

1		
2	Figura 1. Mapa do Brasil e do estado do Rio Grande do Sul (extremo Sul do Brasil),	
3	onde é localizado a Lagoa dos Patos, sua região estuarina e a zona marinha costeira	
4	adjacente. Os círculos indicam os locais de amostragem da região marinha costeira e os	
5	quadrados o estuário.....	53
6	Figura 2. Valores médios (\pm DP) das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e	
7	nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (POM, SOM) (círculos cheios preto) e	
8	variabilidade individual dos consumidores (<i>M. curema</i> : círculos vazios e <i>M. liza</i> :	
9	círculos cheios cinza) nas regiões do mar e estuário. As frações (1,2-20, 20-68, 68-250	
10	μm) das fontes basais estão representadas por círculos cheios pretos com linhas	
11	horizontais e verticais definidas pelos respectivos desvios padrões do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. As	
12	fontes alimentares basais e suas frações estão escritas próximas ao círculo cheio preto,	
13	abaixo e a direita da linha horizontal.....	54
14	Figura 3. <i>Boxplots</i> das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio	
15	($\delta^{15}\text{N}$) das espécies <i>M. curema</i> e <i>M. liza</i> nas duas estações de coleta no mar (Mar1 e	
16	Mar2) e no estuário (Estu 1 e Estu 2). A linha grossa dentro da caixa é a mediana, a	
17	caixa representa o primeiro e o terceiro quartil e as linhas verticais são o máximo e o	
18	mínimo dos dados. As letras acima das caixas (a e b) indicam quais amostras não	
19	apresentam diferenças significativas nas médias dos seus valores isotópicos.....	55
20	Figura 4. Elipses isotópicas padrão (SEAc) baseadas nas razões de isótopos estáveis de	
21	carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) para as espécies <i>M. curema</i> (linhas contínuas) e <i>M.</i>	
22	<i>liza</i> (linhas tracejadas) amostradas nas regiões do mar e estuário.....	56
23	Figura 5. Contribuição relativa das frações (1,2-20, 20-68, 68-250 μm) das fontes	
24	alimentares basais (POM e SOM) para os juvenis da espécie <i>M. curema</i> e <i>M. liza</i> nas	
25	regiões do mar e estuário. Os intervalos de credibilidade bayesianos de 50%, 75% e	
26	95% das contribuições relativas das frações estão indicados pela linha horizontal,	
27	retângulo e linha vertical, respectivamente. Uma fonte adicional (POM-MAR) foi	
28	incluída na região marinha a partir de dados obtidos na região oceânica (<i>offshore</i>) (vide	
29	M&M), sendo constituído de POM total ($\geq 1,2\mu\text{m}$), ou seja, sem a utilização de	
30	frações.....	57

31	Figura 6. Resultado da análise de agrupamento (<i>cluster</i>) indicando cinco grupos de	
32	indivíduos (4 no estuário e 1 no mar) das espécies <i>M. curema</i> e <i>M. liza</i> com composição	
33	da dieta semelhantes entre si, tendo como os itens alimentares encontrados nos seus	
34	conteúdos estomacais dos exemplares coletados na região do mar e estuário em janeiro	
35	e fevereiro de 2018.....	58
36	Figura 7. Composição da dieta e frequência de ocorrência relativa (%) dos itens	
37	alimentares encontrados no conteúdo estomacal dos indivíduos de <i>M. curema</i> e <i>M. liza</i>	
38	amostradas nas regiões do mar e estuário. As legendas ao lado de cada gráfico indicam	
39	os itens alimentares que somaram > 60% da abundância total.....	59
40	Figura S 1. Variações mensais entre Janeiro e Março de 2018 nas capturas por unidade	
41	de esforço (CPUE, \log_{10} indivíduos por arrasto+1) por classes de tamanhos (CC,	
42	comprimento total em mm) das espécies <i>M. curema</i> (linha azul) e <i>M. liza</i> (linha	
43	vermelha) amostradas nas regiões do mar e estuário.....	59
44	Figura S 2. Polígonos de mistura simulados a partir da variabilidade isotópica de	
45	carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (cruzes pretas) e das	
46	espécies <i>M. curema</i> e <i>M. liza</i> (círculos) nas regiões do mar e estuário. A correção do	
47	fracionamento isotópico (vide M&M para os valores) foi adicionada aos valores médios	
48	de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes basais. As linhas representam linhas de probabilidade na qual	
49	a composição isotópica dos consumidores pode ser explicada com confiabilidade pelas	
50	fontes alimentares. Os indivíduos que porventura se situem fora da linha mais externa	
51	(que representa o limite de 95% de credibilidade) não deveriam ser incluídos nos	
52	modelos de mistura isotópicos.....	60

53
54
55
56
57
58
59

60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74
75
76
77
78
79
80
81
82
83
84
85
86
87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de amostras (*n*) e valores médios (\pm DP) das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das diferentes frações (1,2-20, 20-68, 68-250 μm) das fontes alimentares basais (POM e SOM) e das espécies *M. curema* e *M. liza* coletadas no mar e no estuário em março de 2018.52

Tabela S 1. Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados no conteúdo estomacal das espécies *M. curema* e *M. liza* nas regiões do mar e estuário. N é o número de indivíduos amostrados e n é quantidade indivíduos analisados.....61

INTRODUÇÃO GERAL

Segundo Hutchinson (1957), a teoria do nicho se refere a um “hipervolume n-dimensional”, ou seja, um conjunto de variáveis ambientais e valores limites nos quais as espécies podem existir indefinidamente e se reproduzir. Bearhop e colaboradores (2004) afirmam que o espaço de nicho ocupado pelas espécies resulta no uso de recursos, sendo que a diversidade de recursos alimentares presentes na dieta das espécies, ou seja, o nicho trófico é um dos componentes mais estudados. A sobreposição de nicho ocorre quando duas ou mais espécies ocupam, em algum grau, o mesmo nicho realizado (ou seja, condições reais na qual o indivíduo existe), ocorrendo interações (principalmente competição) e compartilhamento de alguns recursos entre as diferentes espécies. Se a sobreposição é baixa ou tem abundância de recursos (e. g., recursos alimentares), as espécies podem coexistir sem competição, porém, se a sobreposição é alta e a disponibilidade de recursos baixa, poderá ocorrer competição (PIANKA, 1974; GILLER, 1984). No entanto, as relações entre os fatores que influenciam e determinam o nicho trófico, podem ser complexas devido à influência da variabilidade espacial e temporal nos recursos alimentares no ambiente e a plasticidade trófica dos consumidores (GILLER, 1984; PARK et al., 2016; SILVA et al., 2017).

Estudos sobre partição de recursos têm como objetivo investigar as maneiras pelas quais as espécies pertencentes à mesma comunidade ecológica utilizam e dividem os recursos disponíveis, além dos limites da competição interespecífica na quantidade de indivíduos que podem coexistir de forma estável no mesmo ambiente (PIANKA, 1974; SCHOENER, 1974). Dentre os diferentes recursos utilizados pelas espécies, o modo pelo qual os animais exploram os recursos alimentares vem chamando a atenção dos ecólogos desde os trabalhos pioneiros de Elton (1927). Desde então, seu desenvolvimento vem se expandido especialmente no campo teórico (e.g. PIANKA, 1976; GILLER, 1984; GERKING, 1994; WINEMILLER & LAYMAN, 2005; BARÁBAS et al., 2018). Uma maneira de evitar a competição, mesmo havendo sobreposição de nicho trófico, é por meio da partição de recursos alimentares entre os indivíduos coexistentes, ou seja, a divisão da base alimentar entre duas ou mais espécies, e isso pode ocorrer, por exemplo, ao longo do tempo (e.g., estações do ano), espaço (e.g., usos diferentes de microhabitats) e por diferenças morfológicas

120 interespecíficas (e.g., morfologia dos dentes) (ROSS, 1986; GUINEA & FERNANDEZ,
121 1992; GERKING, 1994; CARDONA, 2015).

122 Vários estudos têm demonstrado diferentes maneiras de evitar a competição
123 através da partição de recursos alimentares. Por exemplo, um estudo realizado num
124 ambiente estuarino na Espanha sobre o uso de recursos alimentares em espécies de
125 tainhas vivendo em simpatria demonstrou que quando a disponibilidade de detrito (um
126 dos principais itens alimentares para as espécies estudadas) é escassa na estação quente,
127 as tainhas evitam a competição aumentando a amplitude do nicho trófico,
128 acrescentando, principalmente, o consumo de algas em suas dietas (CARDONA, 2001).
129 Outro estudo realizado em um rio na Amazônia com seis espécies de peixes
130 Caraciformes de três gêneros mostrou que essas espécies mudaram suas dietas de
131 acordo com as flutuações sazonais na disponibilidade de recursos alimentares
132 (CORREA & WINEMILLER, 2014). No entanto, segundo esses autores, as espécies
133 não aumentaram nem tampouco diminuíram a amplitude do nicho trófico, mas
134 reduziram sua sobreposição por meio da partição de nicho trófico através da mudança
135 no comportamento de forrageamento entre as espécies (CORREA & WINEMILLER,
136 2014). Outro estudo em um lago ultraoligotrófico na Patagônia analisou a ecologia
137 trófica de espécies de peixes nativos e exóticos (Salmonídeos), sugerindo que essa
138 comunidade estaria evitando interações negativas (e.g., a competição) por meio da
139 partição de recursos tróficos. Isto ocorreu de diferentes maneiras, pois a interação intra e
140 interespecífica foi influenciada por diversos fatores, como o tamanho dos indivíduos,
141 estação do ano e profundidade na coluna d'água onde o peixe se alimenta (JUNCOS et
142 al., 2015). Em um estuário na Florida, foi analisada a dieta de duas espécies de peixes e
143 foi observado que embora a sobreposição trófica tenha sido alta, ocorre partição de
144 nicho trófico devido a diferentes maneiras de alimentação, tais como variações espaciais
145 no uso dos recursos e diferenças comportamentais na captura do alimento
146 (MALINOWSKI et al., 2019). No entanto, um estudo na bacia Amazônica com três
147 espécies de peixes herbívoros da família Serrasalminidae, não demonstrou partição de
148 nicho trófico, mas apontou mudanças ontogenéticas na dieta e alta sobreposição de
149 nicho trófico na estação seca. Os autores sugeriram duas hipóteses para explicar esses
150 padrões: (i) não houve limitação de recursos alimentares e (ii) as espécies se alimentam
151 em microhabitats distintos (ANDRADE et al., 2019). Esses trabalhos em vários
152 ecossistemas e regiões do mundo mostram uma considerável variabilidade nos padrões

de partição de recursos alimentares entre espécies que coexistem no mesmo habitat. Essa variabilidade nos resultados de diferentes trabalhos pode estar associada com diferenças nas características dos habitats, variações espaciais e temporais na disponibilidade de recursos alimentares e, inclusive, nas técnicas empregadas na investigação dos hábitos alimentares (e.g. análises de conteúdo estomacal e/ou isótopos estáveis). Essa variedade de resultados apontam a complexidade dos fatores que controlam o uso de recursos alimentares pelos animais e a necessidade de ampliar os estudos empíricos sobre o tema.

Um modelo biológico interessante para investigar o uso e partição de recursos alimentares de espécies vivendo em simpatria (ou seja, espécies aonde ocorreu divergência de caracteres e especiação mesmo não havendo uma barreira física entre elas (TOWNSEND et al., 2010)) são os juvenis de tainhas que ocorrem em estuários. Por exemplo, as espécies *Mugil curema* Valenciennes, 1836 e *Mugil liza* Valenciennes, 1836 pertencem à família Mugilidae e habitam águas costeiras marinhas, estuários e água doce (NELSON et al., 2016) em ecossistemas aquáticos tropicais, subtropicais e temperados (LE LOC'H et al., 2015). Os juvenis de ambas as espécies são encontrados no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, porém *M. liza* ocorre durante todo o ano e *M. curema* no verão e outono quando a temperatura e salinidade estão mais elevadas, período no qual os juvenis das duas espécies coexistem nesses ambientes (VIEIRA, 1991). Estudos realizados na década de 90 no estuário da Lagoa dos Patos mostraram que as duas espécies possuem o mesmo hábito alimentar, tendo como itens alimentares diatomáceas, cianobactérias, dinoflagelados, clorofíceas, silicoflagelados, foraminíferos e crustáceos (VIEIRA, 1991).

As tainhas são peixes estuarinos dependentes, ou seja, usam o estuário como zona de criação e alimentação para os juvenis, sendo que a desova ocorre no mar (VIEIRA, 1991). Ao entrar no estuário, os juvenis mudam seus hábitos alimentares de planctívoros para consumidor de microbentos (BLABER & WHITFIELD, 1977). Os indivíduos do gênero *Mugil* tornam-se iliófagos, ou seja, se alimentam de organismos vegetais, animais, algas, bactéria e protozoa associados ao sedimento fino e detritos (VIEIRA, 1985; DUALIBY, 1988). Essa mudança na dieta ocorre entre 20 e 30 mm do comprimento total do corpo do peixe, porém a medida exata na qual ocorre essa transição de hábito alimentar varia de acordo com a espécie (CARDONA, 2015). Um estudo com onze espécies de juvenis da família Mugilidae no sudeste da África mostrou

a sequência de mudanças no hábito alimentar destes peixes quando saem do mar e entram no estuário, associando as mudanças com o aumento da presença de areia no conteúdo estomacal (pelo fato de passarem a se alimentar de organismos associados com partículas de areia) e com o comprimento total dos indivíduos, podendo ter pouca ou nenhuma presença de areia em peixes de 10 a 15 mm, ter presença em 90% dos juvenis de 20 mm e 100% nos indivíduos com tamanhos de 25 mm ou superior (BLABER & WHITFIELD, 1977). Outro estudo realizado no estuário da Lagoa dos Patos e zona costeira adjacente com a espécie *Mugil platanus* Günther, 1880 (= *liza*) observou maior concentração de sedimento no trato digestivo dos indivíduos no estuário em comparação com a zona de arrebentação, sendo que a transição da coluna d'água para o sedimento ocorreu entre 18 e 20mm (ROSELET & VIEIRA, 2005). Segundo Vieira (1991), as espécies *M. curema* e *M. liza* começam seu recrutamento para o interior da Lagoa dos Patos com comprimento total (CT) menor que 35 mm, o que sugere que elas podem estar em transição no hábito alimentar da coluna d'água para o sedimento. Além disso, estudos com espécies de peixes da família Mugilidae sugerem seleção de tamanhos de partículas distintas durante a alimentação, devido a diferenças na morfologia dos rastros branquiais e suas expansões (prolongamentos), no formato dos dentes das almofadas faríngeas e nos espaços entre essas estruturas (GUINEA & FERNANDEZ, 1992, CARDONA, 2015).

Uma vez no interior do estuário da Lagoa dos Patos, os juvenis de tainha podem explorar uma flora rica e abundante de microalgas. A disponibilidade das microalgas na região é influenciada por vários fatores ambientais. Por exemplo, quando a salinidade e intensidade luminosa são baixas, predominam espécies de microalgas bentônicas eurihalinas, pois os compartimentos pelágico e bentônico funcionam como apenas um sistema. Já quando a salinidade e intensidade luminosa são altas, ocorrem comunidades distintas em cada compartimento (SEELIGER & ODEBRECHT, 2010). Logo, a entrada e permanência de água doce ou salgada no estuário influenciam no crescimento e acúmulo de biomassa e na composição do fitoplâncton (ODEBRECHT et al., 2015). Além disso, os ventos influenciam na variabilidade do fitoplâncton em curto prazo (horas/dias) e a precipitação afeta em escalas maiores de tempo (sazonal/interanual) (SEELIGER & ODEBRECHT, 2010). Na região costeira adjacente ao estuário, na praia do Cassino, a microalga com maior abundância é a *Asterionellopsis glacialis* (RÖRIG et al., 2006; ODEBRECHT et al., 2010), atualmente denominada como *Asterionellopsis*

guyunusae (KACZMARSKA et al., 2014; FRANCO et al., 2016). Essa microalga parece estar bem adaptada à elevada energia das ondas ocasionadas pelos ventos sul, que ressuspende e concentra essas células mais na costa e zona de arrebentação. Esse acúmulo de biomassa varia de poucos dias a várias semanas, depende da duração do vento sul e da concentração de nutrientes (ODEBRECHT et al., 2010). No entanto, um estudo de longo prazo mostrou uma diminuição da frequência de acúmulo da diatomácea *A. glacialis* (= *A. guyunusae*), uma das principais produtoras primária da zona de arrebentação, e isso pode estar relacionado a mudanças climáticas (*El Niño*) e atividades humanas (dragagem e alterações na paisagem) (ODEBRECHT et al., 2010).

Estudos sobre a dieta das tainhas por meio da análise do conteúdo estomacal tem disponibilizado informações relevantes em relação à ecologia trófica destes animais (VIEIRA, 1985; DUALIBY, 1988; CARDONA, 2001, SALVARINA et al., 2018). Porém, essa metodologia permite observar apenas o que foi ingerido pelo animal recentemente (HYSLOP, 1980). Outro método para estudar a ecologia trófica é a análise de isótopos estáveis (e.g., carbono $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e nitrogênio $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) nos tecidos dos indivíduos (PETERSON & FRY, 1987; LAYMAN et al., 2012). Esta técnica demonstra o que foi realmente assimilado ao longo do tempo, de acordo com o tipo de tecido analisado e o grupo taxonômico (HESSLEIN et al., 1993). Por exemplo, Le Loc'h e colaboradores (2015) observaram diferenças ao longo do ano na composição isotópica de carbono de duas espécies de tainhas em um ecossistema estuarino no Oeste da África (Senegal), sugerindo que ambas assimilam itens alimentares diferentes.

Os isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento que possuem o número de prótons e elétrons idênticos, porém diferem na quantidade de nêutrons (FRY, 2006). A notação delta (δ) é comumente usada para indicar a proporção de isótopos pesados em relação aos isótopos leves, sendo que o aumento ou diminuição do δ está diretamente relacionado à quantidade de isótopos pesados (PETERSON & FRY, 1987). A combinação de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são usualmente empregados para indicar a origem do recurso alimentar assimilado pelo consumidor. A estimativa da assimilação vai mudar de acordo com a variabilidade na composição isotópica dos produtores primários e consumidores, e o grau de fracionamento isotópico (PETERSON & FRY, 1987; LAYMAN et al., 2012). Fracionamento isotópico é a diferença que pode ocorrer nos valores isotópicos entre o consumidor e os recursos alimentares, sendo determinado a partir de experimentos (OLIVEIRA et al., 2017). Adicionalmente, o nicho isotópico

formado pela variação na composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) do consumidor pode ser usado como indicador do seu nicho trófico, tendo como base a premissa de que a variação isotópica observada no consumidor reflete aquela dos alimentos assimilados (NEWSOME et al., 2007).

Estudos prévios sobre a dieta de tainhas por conteúdo estomacal têm mostrado hábito alimentares e dietas bem semelhantes (VIEIRA, 1991; CARDONA, 2001; MOHAMED & ABOOD, 2019), mas há evidências de diferenças no nicho isotópico entre espécies de tainhas vivendo num mesmo estuário (LE LOC'H et al., 2015). Visando uma abordagem integrada que possa elucidar essas evidências contrastantes, no presente estudo serão usadas ambas as técnicas de conteúdo estomacal e isótopos estáveis, pois as duas se complementam, tornando-se possível identificar o que foi ingerido e estimar o que foi, de fato, assimilado nos tecidos do consumidor. Por exemplo, um estudo recente realizado no estuário de Tramandaí e região marinha adjacente (sul do Brasil) empregou as duas técnicas e mostrou que *Mugil curema* e *M. liza* mudam a composição da dieta e de isótopos estáveis de acordo com a região (mar e estuário). No ambiente marinho, ambas espécies se alimentaram principalmente da diatomácea *Asterionellopsis* cf. *guyunusae*, ocorrendo sobreposição do nicho trófico, enquanto no estuário elas ingeriram principalmente organismos das classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, Cyanophyceae, além de flagelados, porém em proporções distintas e não demonstrando sobreposição da dieta entre as espécies (GARCIA et al., 2018). Porém, as inferências obtidas com esse estudo devem ser avaliadas com cautela devido sua limitação amostral, já que as análises de conteúdo estomacal e de isótopos estáveis foram realizadas com base em apenas uma única campanha amostral (i. e. não houve replicação temporal).

Além de avançar na compreensão dos padrões e mecanismos associados ao uso e partição de recursos alimentares entre espécies simpátricas, estudos com espécies detritívoras como as tainhas são importantes por várias razões. Esses peixes exercem um importante papel ecológico nos ecossistemas, pois ao se alimentarem de organismos bentônicos quando entram nos estuários, acabam ocasionando uma perturbação no sedimento e isso promove trocas de nutrientes entre o sedimento e a água, disponibilizando esses nutrientes para os outros organismos (HOLMLUND & HAMMER, 1999; HELFMAN et al., 1999). Além disso, pelo fato de se reproduzirem no mar e usarem os estuários como zona de criação e alimentação, as tainhas acabam

conectando os ecossistemas costeiros com o mar, desempenhando um papel de troca de energia e nutrientes entre os diferentes ambientes (OLIVEIRA et al., 2014). Além disso, a espécie *M. liza* é importante na pesca na região sul do Rio Grande do Sul (Lagoa dos Patos), sendo que a sua captura ocorre principalmente quando elas se agregam para migrar e se reproduzirem no mar. Nas últimas décadas, as ovas das tainhas tem adquirido um alto valor comercial o que vem agravando o impacto sobre essa espécie (HAIMOVICI & CARDOSO, 2016; SANTANA et al., 2017). Tendo em vista tanto a importância ecológica quanto comercial desses organismos, é imprescindível avançar na compreensão de aspectos ainda pouco conhecidos da sua biologia, como a ecologia trófica. Portanto, essas informações são de extrema importância para entender o papel ecológico dessas espécies de tainhas nos ecossistemas, especialmente no momento em que essas populações estão sofrendo forte impacto antrópico.

OBJETIVO GERAL

Comparar os padrões de uso de recursos alimentares entre juvenis de espécies congêneras de tainha (*Mugil curema* e *M. liza*) e avaliar a possível ocorrência de partição de nicho trófico.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar a composição da dieta de ambas as espécies e comparar o seu grau de similaridade;
2. Comparar a composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) entre as duas espécies e assimilação de fontes alimentares;
3. Avaliar a amplitude do nicho trófico de cada espécie e o grau de sobreposição entre elas;
4. Verificar se ocorre transição de hábito alimentar da coluna d'água para o sedimento ao saírem da zona costeira e entrarem no estuário.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, M. C. et al. Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, v. 829, p. 265-280, 2019.
- BARABÁS, G.; D'ANDREA, R.; STUMP, S. M. Chesson's coexistence theory. **Ecological Monographs**, v. 88, n. 3, p. 277-303, 2018.
- BEARHOP, S. et al. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, p. 1007-1012, 2004.
- 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, p. 277-284, 1977.
- 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, p. 729-744, 2001.
- CARDONA, L. Food and Feeding of Mugilidae. In: CROSETTI, D.; BLABER, S. J. M. (eds.), **Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)**. 1. ed. EUA: Taylor & Francis Group, p. 165–195, 2015.
- CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. O. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. **Ecology**, v. 95, n. 1, p. 210-224, 2014.
- DUALIBY, D. O. Ecologia 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.
- ELTON, C.S. **Animal Ecology**. 1. ed. London, UK: Sidgwick and Jackson, 1927.
- FRANCO, A. O. R. et al. *Asterionellopsis tropicalis* (Bacillariophyceae): a new tropical species found in diatom accumulations. **Journal of Phycology**, v. 52, n. 5, p. 888-895, 2016.

362 FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. 1. ed. New York: Springer Science & Business
363 Media, 2006.

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

367 GERKING, S. D. **Feeding Ecology of Fish**. 1. ed. California: Academic Press, 1994.

368 GILLER, P. S. **Community Structure and the Niche**. 1. ed. NY: Chapman and Hall,
369 1984.

370 GUINEA, J. & FERNANDEZ, F. Morphological and biometrical study of the gill
371 rakers in four species of mullet. **Journal of Fish Biology**, v. 41, p. 381-397, 1992.

372 HAIMOVICI, M.; CARDOSO, L. G. Long-term changes in the fisheries in the Patos
373 Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. **Marine Biology**
374 **Research**, v. 13, p. 135-150, 2016.

375 HELFMAN, G. S.; COLLETE, B. B.; FACEY, D. E. **The Diversity of Fishes**. EUA:
376 Blackwell Science, 1999.

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

381 HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish
382 populations. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 253-268, 1999.

383 HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on**
384 **Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957. doi: 10.1101/SQB.1957.022.01.039

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

387 JUNCOS, R. et al. Niche segregation facilitates coexistence between native and
388 introduced fishes in a deep Patagonian lake. **Hydrobiologia**, v. 747, p. 53-67, 2015.

389 KACZMARSKA, I. et al. Cryptic diversity in a cosmopolitan diatom known as
 390 *Asterionellopsis glacialis* (Fragilariceae): implications for ecology, biogeography, and
 391 taxonomy. **American Journal of Botany**, v. 101, p. 267-286, 2014.

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

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

397 MALINOWSKI, C. et al. Trophic relationships and niche partitioning of red drum
 398 *Sciaenops ocellatus* and common snook *centropomus undecimalis* in coastal estuaries of
 399 South Florida. **Estuaries and Coasts**, v. 42, p. 842-856, 2019.

400 MOHAMED, A. M.; ABOOD, A. N. Food and trophic relationships of four Mullet fish
 401 (*Mugilidae*) in the Shatt Al-Arab River, Iraq. **Asian Journal of Applied Sciences**, v. 7,
 402 p. 2321-0893, 2019.

403 NELSON, J.; GRANDE, T.; WILSON, M. **Fishes of the world**. 5. ed. New Jersey:
 404 John Wiley & Sons, 2016.

405 NEWSOME, S. D. et al. A niche for isotopic ecology. **Frontiers in Ecology and the**
 406 **Environment**, v. 5, n. 8, p. 429-436, 2007.

407 ODEBRECHT, C. et al. Phytoplankton interannual variability at Cassino Beach,
 408 Southern Brazil (1992–2007), with emphasis on the surf zone diatom *Asterionellopsis*
 409 *glacialis*. **Estuaries and Coasts**, v. 33, p. 570-583, 2010.

410 ODEBRECHT, C.; ABREU, P. C.; CARSTENSEN, J. Retention time generates short-
 411 term phytoplankton blooms in a shallow microtidal subtropical estuary. **Estuarine,**
 412 **Coastal and Shelf Science**, v. 162, p. 35-44, 2015.

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

416 OLIVEIRA, M. C. L. M. et al. Elemental turnover rates and trophic discrimination in
 417 juveniles mullets *Mugil liza* under experimental conditions. **Journal of Fish Biology**, v.
 418 91, p. 1241-1249, 2017.

419 PARK, J. M.; GASTON, T. F.; WILLIAMSON, J. E. Resource partitioning in gurnard
 420 species using trophic analyses: The importance of temporal resolution. **Fisheries**
 421 **Research**, v. 186, p. 301-310, 2016.

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

424 PIANKA, E. R. Niche Overlap and Diffuse Competition. **Proceedings of the National**
 425 **Academy of Sciences**, v. 71, p. 2141-2145, 1974.

426 PIANKA, E. R. Competition and niche theory. In: MAY, R. M. (eds.), **Theoretical**
 427 **Ecology: Principles and Applications**. Oxford, UK: Blackwell Scientific, p. 114–141,
 428 1976.

429 RÖRIG, L. R.; ALMEIDA, T. C. M.; GARCIA, V. M. T. Structure and succession of
 430 the surf-zone phytoplankton in Cassino Beach, southern Brazil. **Journal of Coastal**
 431 **Research**, v. 39, p. 1246-1250, 2006.

432 ROSS, S. T. Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field Studies.
 433 **Copeia**, v. 2, p. 352-388, 1986.

434 ROSELET, F. F. G.; VIEIRA, J. P. **Considerações ecológicas sobre o hábito**
 435 **alimentar iliófago dos juvenis da tainha *Mugil platanus* Günther, 1880 no estuário**
 436 **da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, RS (Brasil)**. Monografia.
 437 Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS, 2005.

438 SALVARINA, I.; KOUTRAKIS, E.; LEONARDOS, I. Comparative study of feeding
 439 behaviour of five Mugilidae species juveniles from two estuarine systems in the North
 440 Aegean Sea. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**,
 441 v. 98, p. 283-297, 2018.

442 SANTANA, R.; KINAS, P. G.; MIRANDA, L. V.; SCHWINGEL, P. R.; CASTELLO,
 443 J. P.; VIEIRA, J. P. Bayesian state-space models with multiple CPUE data: the case of a
 444 mullet fishery. **Scientia Marina**, v. 81, p. 361-370, 2017.

SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. **O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de transformações**. 1. ed. Rio Grande-RS: FURG, 2010.

SILVA, J. C. et al. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation. **Aquatic Ecology**, v. 51, p. 275-288, 2017.

SCHOENER, T. W. Resource Partitioning in Ecological Communities. **Science**, v. 185, p. 27-39, 1974.

TOWNSEND, C.; BEGON, M.; HARPER, J. **Fundamentos em ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

VIEIRA, J. **Distribuição, abundância e alimentação dos jovens de Mugilidae no Estuário da Lagoa dos Patos e movimentos reprodutivos da “tainha” (*Mugil platanus* Günther, 1880) no litoral sul do Brasil**. Dissertação. Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Rio Grande, RS, 1985.

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

WINEMILLER, K. O.; LAYMAN, C. A. Food web science: moving on the path from abstraction to prediction. In: RUITER, P. C.; WOLTERS, V.; MOORE, J. C. (eds.), **Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and Environmental Change**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, p. 10–23, 2005.

473
474
475
476
477
478
479
480
481
482
483
484
485
486
487
488
489
490
491
492
493
494
495
496
497
498

CAPÍTULO 1

Manuscrito formatado de acordo com as normas da revista “*Hydrobiologia*”

499 Sabrina Radunz Vollrath, Bianca Possamai, Fabiana Schneck, Edélti Faria Albertoni,
500 Alexandre Miranda Garcia

501

502

503

504

505 Ecologia trófica de duas espécies congêneras de juvenis de tainha (*Mugil curema*
506 Valenciennes, 1836 e *Mugil liza* Valenciennes, 1836) no extremo sul do Brasil

507

508

509 S. R. Vollrath – B. Possamai – A. M. Garcia

510 Laboratório de Ictiologia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande,
511 Av. Itália, km 8, Rio Grande, RS CEP 96203-900, Brasil

512 e-mail: Sabrinavollrath@hotmail.com

513 E. F. Albertoni – F. Schneck

514 Laboratório de Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande,
515 Av. Itália, km 8, Rio Grande, RS CEP 96203-900, Brazil

516

517

518

519

520

521

522

523

524

Resumo

O objetivo principal desse trabalho foi comparar o uso de recursos alimentares entre juvenis de espécies congêneras de tainha (*Mugil curema* e *M. liza*) tendo como base a hipótese de partição no uso de recursos em condições de menor disponibilidade de alimentos. Foi utilizado a combinação das técnicas de análise de conteúdo estomacal (ACE) e isótopos estáveis (AIE), que permitem descrever a composição da dieta e estimar a assimilação dos alimentos, respectivamente. A sobreposição dos nichos isotópicos revelou que a sobreposição foi baixa no mar, corroborando com a hipótese de partição de nicho trófico no ambiente com menor disponibilidade de alimento. Logo, houve elevada sobreposição no estuário, sugerindo ausência de partição de nicho trófico entre as espécies no ambiente com maior disponibilidade de microalgas. A AIE mostrou mudanças na assimilação de fontes alimentares planctônicas (POM) para bentônicas (SOM) após o recrutamento de ambas as espécies do ambiente marinho para o interior do estuário. Essa técnica também mostrou que ambas as espécies assimilaram organismos maiores (entre 68 e 250µm) no estuário, sugerindo preferência pelo microplâncton (20 a 200 µm). A ACE forneceu dados complementares mostrando que a dieta foi dominada por microalgas das classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae e Mediophyceae e também apontou maior variação espacial e temporal na dieta no estuário do que no mar.

Palavras-chave: partição de nicho trófico, conteúdo estomacal, isótopos estáveis, sobreposição de nicho, nicho isotópico.

Introdução

Um tópico de especial interesse em ecologia trófica são os mecanismos que permitem a coexistência de espécies que subsistem dos mesmos recursos alimentares (Giller 1984; Barábas et al. 2018). A teoria clássica de partição de nicho trófico, por exemplo, prevê que se a sobreposição no uso dos recursos alimentares é baixa ou há abundância de recursos, as espécies podem coexistir sem competição. Porém, haverá competição entre espécies caso a sobreposição dos seus nichos tróficos seja alta e a disponibilidade de recursos alimentares seja insuficiente para ambas as espécies (Pianka 1976). Essa teoria prevê ainda que, mesmo havendo sobreposição de nicho trófico, a competição poderá ser evitada por meio da partição de recursos alimentares ao longo do tempo (e.g., estações do ano) e espaço (e.g., uso de diferentes microhabitats) entre as espécies (Ross 1986; Gerking 1994). No entanto, as relações entre esses fatores podem ser complexas devido à influência da variabilidade espacial e temporal nos recursos alimentares e no próprio ambiente, bem como devido à plasticidade trófica dos consumidores (Giller 1984; Cardona 2001; Park et al. 2016; Silva et al. 2017).

Estudos em vários ecossistemas e regiões do mundo mostram uma considerável variabilidade nos padrões de partição de recursos alimentares entre espécies que coexistem no mesmo habitat (e.g., Correa & Winemiller 2014; Juncos et al. 2015; Malinowski et al. 2019; Andrade et al. 2019). Resultados contrastantes podem ser observados mesmo entre estudos realizados em ecossistemas semelhantes e usando o mesmo modelo biológico. Por exemplo, trabalhos sobre o uso de recursos alimentares por peixes detritívoros (diferentes espécies de tainhas com morfologia semelhante) mostram partição de recursos alimentares em alguns estuários (Le Loc'h et al. 2015; Garcia et al. 2018), mas sobreposição de nichos tróficos em outros (Cardona 2001). Tais resultados podem estar associados com diferenças nas características dos habitats, variações locais na disponibilidade de recursos alimentares, bem como nas técnicas empregadas na investigação dos hábitos alimentares. No caso de espécies detritívoras e/ou iliófagas, como as tainhas, o desafio de investigar padrões de partição de recursos alimentares torna-se ainda maior dada a dificuldade técnica de descrever com precisão a composição da dieta e a assimilação dos alimentos ingeridos (Cardona 2015).

Uma abordagem que permite maximizar o sucesso no estudo do uso de recursos alimentares por espécies detritívoros é a combinação das técnicas de análise de conteúdo estomacal (ACE) e isótopos estáveis (AIE), que permitem descrever a

composição da dieta e estimar a assimilação dos alimentos ingeridos, respectivamente (Hyslop 1980; Fry 2006). A ACE permite observar o que foi ingerido recentemente pelo consumidor (e.g., Dualiby 1988; Salvarina et al. 2018), enquanto a AIE permite estimar a efetiva assimilação dos alimentos nos seus tecidos (e.g., Condini et al. 2015; Garcia et al. 2017). Os isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento que possuem o mesmo número de prótons e elétrons, porém diferem na quantidade de nêutrons (Fry 2006). A premissa básica dessa técnica é que os consumidores refletem a composição isotópica dos alimentos assimilados, após considerado o fracionamento isotópico (i.e. a diferença isotópica devido a incorporação preferencial do isótopo mais leve) que pode ocorrer a cada passo da cadeia alimentar. Os isótopos de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) são os mais comumente usados para estimar a proporção na qual os alimentos são assimilados nos tecidos do consumidor (Peterson & Fry 1987). Uma das métricas isotópicas utilizadas como indicador do nicho trófico é a elipse isotópica formada pela variação na composição isotópica do consumidor (Newsome et al. 2007; Jackson et al. 2011).

Estudos prévios sobre a dieta de tainhas com ACE mostram que elas possuem hábito iliófago, ou seja, se alimentam de organismos vegetais, animais, algas, bactérias e protozoários associados ao sedimento fino e detritos (Vieira 1985; Dualiby 1988; Garcia et al. 2018). Por outro lado, estudos com AIE mostram marcadas variações no tamanho das elipses isotópicas entre ambientes marinhos e estuarinos (Garcia et al. 2018). Porém, o emprego da AIE para estimar a assimilação de recursos alimentares pelas tainhas tem sido limitado tecnicamente devido à dificuldade de determinar a composição isotópica específica da dieta (e.g., microalgas). Dessa forma, ao invés de analisar a composição isotópica das microalgas os estudos analisam a matéria orgânica particulada em suspensão (POM) ou no sedimento (SOM) como um indicador (*proxy*) do conteúdo de microalgas (fitoplâncton ou microalgas bentônicas, respectivamente). Porém, trabalhos prévios consideram apenas a fração total entre 1,2 a 300 μm do POM e SOM (Faye et al. 2011; Le Loc'h et al 2015; Carassou et al. 2017; Cicala et al. 2019), mas não diferenciam classes de tamanhos de partículas (e.g., picoplâncton: 0,2 a 2 μm , nanoplâncton: 2 a 20 μm e microplâncton: 20 a 200 μm).

Nesse contexto, o objetivo principal desse trabalho foi comparar o uso de recursos alimentares entre juvenis de espécies congêneras de tainha (*Mugil curema* e *Mugil liza*) tendo como base a hipótese de partição no uso de recursos em condições de

menor disponibilidade de alimentos. As técnicas de ACE e AIE foram usadas para comparar a composição da dieta, e estimar a amplitude e sobreposição dos nichos tróficos das tainhas em dois ambientes costeiros contrastantes em termos de disponibilidade de recursos alimentares. Por um lado, uma zona de arrebentação marinha dominada por densas florações de diatomáceas que dominam a produção primária (Odebrecht et al. 2010) e, de outro, uma região estuarina adjacente com uma comunidade fitoplanctônica diversa, dominada principalmente por diatomáceas, cianobactérias, algas verdes e criptófitas (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). Adicionalmente, a AIE foi usada de modo pioneiro para avaliar a assimilação do alimento considerando diferentes classes de tamanho (1,2-20, 20-68 e 68-250µm) da matéria orgânica particulada (POM e SOM).

Materiais e métodos

Área de estudo

A Lagoa dos Patos é a maior laguna costeira do tipo estrangulado (*choked lagoon*) do mundo e se localiza no extremo sul do Brasil (Kjerfve, 1996). Possui um canal estreito que a conecta com o Oceano Atlântico, por onde ocorre o escoamento de água doce para o oceano e entrada de água salgada do mar para a laguna, formando uma região estuarina (Seeliger & Odebrecht, 2010). Grande parte da silte e argila no estuário chegam da bacia de drenagem através das chuvas e acaba se depositando no sedimento ao longo do percurso, além dos sedimentos provenientes da erosão e das dunas devido ao vento. As características do substrato do estuário variam de acordo com a sua profundidade, sendo que o fundo arenoso está relacionado principalmente com as margens e partes rasas (<1.5 m). Além disso, a entrada da água marinha no canal durante fortes ventos do quadrante S-SE, ajuda na ressuspensão do sedimento nessa região. No estuário da Lagoa dos Patos, encontra-se 94 espécies de macroalgas bentônicas, representadas pelas cianobactérias coloniais e filamentosas (40) (maiores e mais diversos componentes), clorofitas (26), feofitas (3), xantofitas (1) e rodofitas (24). Já as principais microalgas são as diatomáceas, cryptophyta, cianobactérias e dinoflagelados, sendo que suas distribuições podem variar sazonalmente e de acordo com fatores abióticos como, por exemplo, a salinidade (Seeliger et al., 1998).

A praia do Cassino localiza-se no litoral sul do Rio Grande do Sul e tem aproximadamente 220 km de extensão, composta por areia fina quartzosa. A zona de arrebentação da praia pode funcionar como um ecossistema auto-sustentável e semi-fechado, podendo ser independente do material alimentar vindo do mar adjacente (Seeliger et al., 1998). Nessa região, a principal fonte de material orgânico são as diatomáceas, principalmente *Asterionellopsis guyanensis* (Franco et al. 2016), esta é encontrada desde área tropical até temperado (Seeliger et al., 1998; Odebrecht et al., 2010; Odebrecht et al., 2013; Mendes, 2016). Principalmente no verão, um componente importante para o fitoplâncton são as diatomáceas cêntricas, além de dinoflagelados (Seeliger et al., 1998).

Coletas de campo

As coletas foram realizadas nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2018, em zonas rasas (<1,5 m) do estuário da Lagoa dos Patos e zona de arrebentação adjacente (Fig. 1). Esse período foi escolhido com base em trabalhos anteriores sobre a distribuição espacial e temporal na região, que demonstram a co-ocorrência no período de verão dos juvenis das duas espécies de tainha (*M. curema* e *M. liza*) na zona marinha e estuarina (Vieira, 1991; Rodrigues et al., 2015). Os peixes foram coletados com rede de arrasto do tipo picaré de 9 m de comprimento e 1,5m de altura, malha 13 mm nas laterais e 5 mm no centro (Garcia & Vieira, 2001).

Os peixes para a análise isotópica foram anestesiados e eutanasiados com Eugenol, visto que esse anestésico não causa alterações significativas nos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do músculo de juvenis de peixes (Nahon et al., 2017). Em seguida, os animais foram colocados em sacos plásticos e armazenados no gelo. Já os peixes para o conteúdo estomacal foram anestesiados, fixados em formol 10% em campo e levados para o laboratório, onde foram preservados em álcool 70% (Vitule et al., 2013).

Para verificar o padrão de co-ocorrência dos juvenis das duas espécies *M. curema* e *M. liza* durante o período de estudo foram realizados cinco arrastos em cada ponto de coleta na região marinha (Mar1, Mar2) e estuarina (Estu1 e Estu2) entre janeiro e março de 2018. Para determinar a dieta, a partir da análise do conteúdo estomacal, foram separados cinco exemplares de cada espécie em cada ponto de coleta, entre os meses de janeiro e fevereiro de 2018. Já para a análise isotópica, foram

coletados dez exemplares de cada espécie na última semana do mês de março de 2018. A escolha do último mês (entre os meses analisados) para a coleta dos indivíduos para a análise dos isótopos estáveis se deve a taxa de renovação isotópica do músculo das tainhas. Oliveira e colaboradores (2017) determinaram experimentalmente que a meia vida (T50) da taxa de renovação isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) para *M. liza* é de 16 e 14 dias e que o tempo (T95) para entrar em equilíbrio isotópico com os alimentos consumidos é 68 e 60 dias, respectivamente. Assim, partimos do pressuposto de que a composição isotópica no tecido muscular das tainhas coletadas em março irá refletir os alimentos assimilados pelos indivíduos nos dois meses anteriores.

As fontes alimentares basais foram divididas entre frações com diferentes classes de tamanho do POM (matéria orgânica particulada em suspensão) e SOM (matéria orgânica particulada no sedimento). Foram coletadas 3 amostras de cada fração do POM e SOM em cada local de coleta em janeiro, fevereiro e março de 2018. Via de regra, trabalhos anteriores usando isótopos estáveis para descrever elos tróficos de consumidores aquáticos, incluindo tainhas, analisam o POM e SOM total. Ou seja, obtendo cada amostra a partir da retenção do material particulado em um único filtro, geralmente de porosidade entre 0,7 a 1,2 μm (Faye et al., 2011, Claudino et al., 2013, Carassou et al., 2017). No presente trabalho, com o objetivo de investigar possíveis diferenças nas contribuições do POM e SOM com frações diferentes, cada amostra foi retida em filtros/peneiras com diferentes porosidades (desde 1,2 a 68 μm). Assim, para obtenção do POM, a água coletada no ambiente passou por uma série de peneiras, começando pela de 250 μm para a retirada e descarte de zooplâncton e detritos maiores (ex. pedras, penas, folhas), em seguida na de 68 μm , depois na de 20 μm e por fim no filtro de vidro pré-queimado de 1,2 μm . O material retido nas peneiras e no filtro, com exceção da peneira de 250 μm , foi coletado, colocado em placas de petri fechadas e armazenado no gelo. Ao final, obtivemos três classes de tamanho (frações): 1,2 a 20 μm , 20 a 68 μm e 68 a 250 μm . Um procedimento semelhante foi realizado para obter as três classes de tamanho do SOM. Para isso, foi realizada a raspagem da camada superficial do sedimento (± 2 cm) em cada local de coleta com um cano de PVC. Os sedimentos retidos no cano de PVC foram colocados em sacos plásticos identificados e armazenados no gelo até chegar ao laboratório. Ao chegar, foram colocados dentro de garrafas separadas, misturadas com água destilada e agitadas. Após alguns segundos,

depois da sedimentação dos grãos de areia, a água na superfície do sedimento passou pelas diferentes peneiras e pelo filtro.

Um total de 216 amostras de frações de fontes alimentares basais (POM 1,2-20, POM 20-68, POM 68-250, SOM 1,2-20, SOM 20-68, SOM 68-250 μ m) tiveram sua composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) analisados nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2018 no mar (n=108) e no estuário (n=108). No entanto, não foi possível obter o valor isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de todas as amostras (frações) de POM e SOM, sendo que para algumas amostras foi possível estimar apenas o valor de $\delta^{13}\text{C}$. Em relação aos juvenis de tainha, um total de 40 indivíduos capturadas em março de 2018 no mar (*M. curema* = 10, *M. liza* = 10) e no estuário (*M. curema* = 10, *M. liza* = 10) tiveram suas razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) analisados (Tabela 1).

Procedimentos em laboratório

Cada exemplar de juvenil de tainha foi identificado com auxílio do estereomicroscópio, onde foi contada a quantidade de elementos da nadadeira anal, sendo que a *M. liza* possui 11 elementos (raios + espinhos) e a *M. curema* 12 (raios + espinhos) e escamas ciclóides (Vieira 1991). Em seguida, cada exemplar teve comprimento total (CT= mm) e massa corpórea (g) mensurados.

A obtenção e preparação das amostras de tecido muscular dos peixes para a determinação isotópica seguiram o protocolo de Garcia e colaboradores (2007). Foi retirado tecido muscular da região anterior e dorsal de cada peixe e lavado com água destilada. Em seguida, as amostras de músculo dos peixes foram colocadas em placas de petri previamente limpas com banho de HCl, colocadas em uma estufa a 60 °C por 48h para a desidratação do tecido. Depois de secas, as amostras foram trituradas usando gral e pistilo até a obtenção de um pó fino. E por fim, as amostras foram pesadas (mg) em cápsulas de estanho e enviadas para determinação das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) num espectrômetro de massa de razão isotópica (modelo Thermo Delta V) acoplado a um analisador elementar do laboratório do Dr. David Hoeninghaus na *University of North Texas*. Todas as amostras das frações do POM e SOM tiveram um acréscimo de 1,0 no desvio padrão do isótopo estável de $\delta^{15}\text{N}$ devido à baixa quantidade de material para análise, deixando-o no limite de detecção desse valor.

Os exemplares utilizados para a análise do conteúdo estomacal tiveram seus estômagos removidos e o conteúdo estomacal retirado e fixado em formol 4% (Oliveira & Soares, 1996) em tubos *ependorf*. Para a identificação dos itens alimentares presentes no conteúdo estomacal, foi utilizado a câmara de contagem de células Fuchs-Rosenthal espelhada com profundidade de 0,200mm e área de contagem composta por 16 quadrantes de 1,0mm² cada, que se subdividem em 16 quadrados de 0,0625mm². O *ependorf* com a amostra era agitado e uma alíquota era colocada na câmara. A contagem e identificação das algas e zooplâncton foram realizados com auxílio do microscópio no aumento de 400x. A contagem era encerrada ao atingir 200 itens alimentares ou três alíquotas. Dentro desses 200 itens, eram considerados apenas indivíduos unicelulares, coloniais ou filamentos. Fragmentos das diatomáceas cêntricas e do zooplâncton foram contados a parte dos 200 itens. Adicionalmente, os itens alimentares eram fotografados para posterior identificação. A identificação das microalgas e do zooplâncton foram realizadas por especialistas da Universidade Federal de Rio Grande (FURG), Prof^o Dr. Fabiana Scheneck e Prof^o Dr. Edélti Albertoni, respectivamente.

Análises dos dados:

Padrões de co-ocorrência das tainhas

Para avaliar o padrão de co-ocorrência das duas espécies de tainhas (*M. curema* e *M. liza*) foi empregada a técnica do CPUE-CC proposta por Vieira (1991) que constitui em representar a captura por unidade de esforço (indivíduos/arrasto) por classes de tamanho (mm). Essa técnica permite avaliar de modo concomitante os padrões de abundância e estrutura de tamanhos das populações sendo analisadas (Vieira 2006, Garcia et al., 2001). Os dados de abundância de ambas as espécies coletadas entre janeiro e março de 2018 foram transformados ($\log_{10}x+1$) e foram usadas classes de 5 em 5 mm.

Análises isotópicas: nicho e modelos de mistura

Inicialmente, os valores médios das razões de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de ambas as espécies (*M. curema* e *M. liza*) foram comparados entre os locais (Mar1, Mar2, Estu1, Estu2) de cada região (Mar e Estuário), utilizando uma análise de variância (ANOVA) com dois fatores (espécie e local), seguida do teste *post hoc* de Tukey (HSD) para detecção de possíveis diferenças entre os locais. A normalidade e a homogeneidade da variância foram avaliadas através dos testes de Shapiro-wilk e Cochran, respectivamente. Como não houve diferenças significativas nos valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de ambas as espécies entre os locais de cada região, as análises subsequentes foram realizadas entre regiões (Mar e Estuário).

Gráficos do tipo *bi-plots* com os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das diferentes frações das fontes alimentares basais (POM e SOM) e valores individuais das tainhas (*M. curema* e *M. liza*) nas diferentes regiões (Mar e Estuário) foram utilizados para observar possíveis padrões espaciais na variabilidade isotópica de consumidores e fontes alimentares (Peterson & Fry, 1987).

Utilizamos o pacote SIBER (*Stable Isotope Bayesian Ellipses*) (Jackson et al. 2011) no programa R para computar elipses isotópicas num espaço bivariado de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, as quais foram usadas como aproximações (*proxies*) para representar o nicho trófico ocupado por *M. curema* e *M. liza* no mar e no estuário (Newsome et al., 2007). Além disso, foi calculada a sobreposição do nicho isotópico, em valores absolutos, das duas espécies de juvenis de tainha em ambas as regiões (Jackson et al., 2011).

As estimativas da assimilação das frações das fontes alimentares basais para as duas espécies de juvenis de tainha no mar e estuário foram determinadas por modelos de misturas isotópicas Bayesianos, através do pacote SIMMR (*Stable Isotope Mixing Models in R*) (Parnell, 2016). Os modelos de mistura levam em consideração o fracionamento isotópico, ou seja, o enriquecimento ou empobrecimento dos isótopos pesados (^{13}C , ^{15}N) em relação aos leves (^{12}C , ^{14}N) que ocorrem entre consumidor e seu alimento, devido a reações químicas, físicas e biológicas (Peterson & Fry, 1987). O fracionamento isotópico é determinado a partir de estudos experimentais com dietas controladas e composição isotópica conhecida, sendo desconhecido para a grande maioria dos peixes (Phillips et al., 2014). No presente estudo, foi utilizado o fracionamento isotópico determinado experimentalmente por Oliveira e colaboradores

(2017) para juvenis de tainha *M. liza*, sendo que o fracionamento isotópico para o $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram de 2,1‰ e 3,8‰, respectivamente. Na ausência de estudos experimentais específicos para *M. curema*, esses mesmos valores de fracionamento isotópicos foram aplicados.

Uma premissa fundamental para a realização de modelos de mistura isotópicos é que a variabilidade isotópica dos consumidores esteja contida dentro da variabilidade isotópica das fontes alimentares (Phillips et al., 2014). Para avaliar a validade dessa premissa foram realizadas simulações de polígonos de mistura com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes alimentares basais e das espécies *M. curema* e *M. liza* nas regiões do mar e estuário, após as devidas correções do fracionamento isotópico. Foram utilizados na modelagem isotópica apenas os indivíduos que poderiam ser explicados pela variabilidade das fontes alimentares considerando um nível de credibilidade de 95% (Smith et al., 2013). Essas simulações demonstraram que a variabilidade isotópica da grande maioria dos indivíduos de ambas as espécies não poderia ser explicada com confiabilidade pelas frações de POM e SOM coletadas na zona de arrebentação. Segundo Phillips e colaboradores (2014), esse cenário poderia indicar, entre outros fatores, que os consumidores não estariam em equilíbrio isotópico com as fontes alimentares amostradas e que sua composição isotópica poderia estar refletindo a alimentação em outro ecossistema. Considerando que os juvenis de tainhas de ambas as espécies nascem em mar aberto (*offshore*) e depois migram para a zona de arrebentação (Vieira, 1991; Lemos et al., 2014), foi incluído amostras de POM oceânico (POM-MAR) na modelagem isotópica desses indivíduos. Essas amostras (n=6) foram obtidas na primavera de 2014 na região marinha entre 5 e 150 milhas náuticas da costa (E. Secchi & S. Botta, dados não publicados).

Dieta e análise do conteúdo estomacal

Foi utilizada uma análise de agrupamento (*cluster*) para avaliar a similaridade na composição da dieta entre os juvenis de tainha *M. curema* e *M. liza* e entre as regiões (Mar e Estuário). A matriz de dados foi composta pela abundância dos itens alimentares observados no conteúdo estomacal de cada indivíduo. Os agrupamentos foram realizados utilizando o pacote *vegan* em R (Oksanen et al., 2017).

A sobreposição do nicho trófico das duas espécies de juvenis de tainha nas duas regiões (Mar e Estuário) foi calculada através do índice simplificado de Morisita, também conhecido como índice Morisita-Horn (Krebs, 1998), segundo a fórmula: $C_H = 2 \sum_i P_{ij} P_{ik} / \sum_i P_{ij}^2 + \sum_i P_{ik}^2$, no qual C_H é a sobreposição entre a espécie j e a espécie k, P_{ij} é a proporção do recurso i do total de recursos usados pela espécie j, P_{ik} é a proporção de recursos i do total de recursos usados pela espécie k e n é o número total de estados de recurso. Esse índice varia de 0 a 1, sendo que 0 significa que a espécie consumiu apenas um item alimentar igual e 1 quando a espécie consumiu diversos itens alimentares iguais.

A amplitude do nicho trófico é usada para medir o uso de recursos (Gerking, 1994), no caso deste estudo, a utilização de espécies de presas pelas duas espécies de juvenis de tainha em cada região, sendo um complemento à análise de sobreposição trófica. A amplitude do nicho foi calculada pelo índice padronizado de Levins (Hurlbert, 1978), dado pela fórmula: $Ba = [(\sum_j P_{ij}^2)^{-1} - 1] / (n - 1)^{-1}$, onde Ba é a amplitude do nicho trófico padronizada, P_{ij} é a proporção do item alimentar j na dieta da espécie i e n é o número total de itens alimentares. Esse índice varia de 0 a 1, sendo que 0 significa que a espécie consumiu apenas um item alimentar e 1 quando a espécie consumiu vários itens alimentares.

Resultados

Co-ocorência das duas espécies de tainha

As análises das capturas e da composição de tamanhos dos juvenis das duas espécies de tainha *M. curema* e *M. liza* demonstraram que ambas as espécies co-ocorreram entre janeiro a março tanto na região marinha quanto no estuário (Figura suplementar 1).

Variabilidade espacial e interespecífica na composição isotópica

A amplitude de variação (Δ) nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de ambas as espécies de tainhas foi maior que o dobro na região estuarina (*M. curema*: -16,9 à -10,9 ‰; *M. liza*: -17,0 à -11,7 ‰) do que no mar (*M. curema*: -19,2 à -15,9 ‰; *M. liza*: -22,9 à -19,3 ‰) (Figura 2). Em contrapartida, a amplitude nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentou um padrão oposto, com maiores valores no mar (*M. curema*: 8,6 a 13,2 ‰; *M. liza*: 7,0 a 12,3 ‰) do que no

estuário (*M. curema*: 9,2 a 11,7 ‰; *M. liza*: 9,4 a 12,1 ‰). Em relação as frações do POM e SOM, foi possível observar maior amplitude de variação e menor sobreposição entre os valores médios (+DP) no mar do que no estuário (Figura 2).

Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ dos juvenis de tainha apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os locais de amostragem (Mar1, Mar2, Estu1, Estu2) ($F=45,359$; d.f.=3; $p<0,001$) e entre as espécies (*M. curema* e *M. liza*) ($F=9,347$; d.f.=1; $p=0,00449$). Porém, não houve interação estatisticamente significativa entre os fatores (locais e espécies) ($F=2,239$; d.f.=3; $p=0,1027$) (Figura 3). Através do teste *post-hoc* Tukey (HSD) foi possível observar que não houve diferenças estatisticamente significativas nos valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ entre os dois locais de coleta do mar (Mar1 e Mar2) ($p=0,822$) e entre os dois da região estuarina (Estu1 e Estu2) ($p=0,0582$). Já os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os locais de amostragem ($F=0,698$; d.f.=3; $p=0,560$) e entre as espécies ($F=1,263$; d.f.=1; $p=0,269495$) (Figura 3).

Nichos isotópicos e assimilação das fontes alimentares

No mar, a área de elipse padrão (SEAc) da *M. curema* foi menor do que a da *M. liza* (4,11 e 7,62, respectivamente). Já no estuário, as espécies apresentaram valores similares (4,72 e 4,85) (Figura 4). Além disso, a sobreposição de nicho isotópico entre as duas espécies de juvenis de tainha em valores absolutos foi menor no mar (0,03) quando comparado com o estuário (3,12).

Na região marinha, apenas um indivíduo da espécie *M. liza* esteve localizado fora do área limite (95%) de explicabilidade dos polígonos de mistura dos isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ ($>0,00$), enquanto no estuário, foram um indivíduo de *M. curema* ($>0,03$) e dois de *M. liza* ($>0,04$ e $0,03$) (Figura suplementar 2).

O modelo de mistura mostrou que na região do mar, tanto para *M. curema* quanto para a *M. liza*, a fonte alimentar basal com maior contribuição mediana na dieta foi o POM-MAR com 60% (I.C. 95%: 7 - 77%) e 88% (I.C. 95%: 74 - 95%), respectivamente. Em contrapartida, no estuário, a fração SOM 68-250 μm foi quem apresentou maior contribuição mediana na dieta de *M. curema* com 48% (I.C. 95%: 3 - 80%) e *M. liza* com 43% (I.C. 95%: 2 - 77%) (Figura 5).

Dieta e sobreposição dos nichos alimentares com base no conteúdo estomacal

A análise de agrupamento revelou cinco grupos principais de indivíduos com dietas semelhantes, quatro deles formados na sua grande maioria por indivíduos capturados no estuário (grupos 1 a 4) e um deles por indivíduos oriundos (com uma única exceção) do mar (grupo 5) (Figura 6). O grupo 1 foi composto apenas por *M. liza* oriunda do estuário (local 'Estu1'), o grupo 2 pelas espécies *M. curema* e *M. liza* também capturadas no estuário (Estu1), o grupo 3 por ambas as espécies do local 'Estu2' coletadas apenas no mês de fevereiro, e o grupo 4 também por ambas espécies do 'Estu2', porém coletadas apenas em janeiro. Já o grupo 5 que foi o maior agrupamento formado pelas duas espécies e pelos dois locais do mar (Mar1 e Mar2) dos dois meses amostrados (janeiro e fevereiro), sendo a única exceção um indivíduo (*M. liza*) do estuário (Estu1) (Figura 6).

As análises do conteúdo estomacal revelaram uma alta diversidade de classes de algas, tais como Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae, Cyanophyceae, Dictyochophyceae, Euglenophyceae, Mediophyceae, Zygnematophyceae e algas não identificadas, além de fragmentos de zooplâncton (Tabela suplementar 1). No entanto, as três classes de diatomáceas (Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae e Mediophyceae) foram os principais itens alimentares presentes na dieta dos juvenis de tainha nas duas regiões. Porém, a diversidade e quantidade de itens alimentares foram menores no mar do que no estuário (Figura 7).

A sobreposição dos nichos tróficos (C_H) com base no conteúdo estomacal revelou que *M. curema* e *M. liza* tiveram valores similares entre as duas regiões, sendo 0,88 no mar e 0,90 no estuário. Já as amplitudes dos nichos tróficos (Ba) de *M. curema* e *M. liza* foram menores no mar (0,03 e 0,06) do que no estuário (0,14 e 0,16), respectivamente.

Discussão

Composição e variabilidade na dieta

As diatomáceas são um grupo de algas predominantes ao longo de todo o ano em ambas as regiões marinha e estuarina estudadas (Haraguchi 2015; Mendes et al.

2016) e diferentes espécies desse grupo dominaram o conteúdo estomacal dos juvenis de tainha *Mugil curema* e *M. liza*. Embora as diatomáceas sejam predominantes em ambas regiões, a zona de arrebentação estudada é fortemente dominada por densas florações da diatomácea *Asterionellopsis guyanusae* (Odebrecht et al. 2010; Mendes et al. 2016; Franco et al. 2016). Em contrapartida, a diversidade de microalgas é mais elevada no ambiente estuarino estudado, sendo sua composição e biomassa caracterizada por uma alta variabilidade em todas escalas de tempo (horas/semanas/sazonal e interanual) (Haraguchi et al. 2015). Além disso, pode haver contribuições de outros grupos, tais como cianobactérias, algas verdes e criptófitas (Mendes et al. 2016). A marcada variabilidade desses grupos no estuário está relacionada às flutuações nas condições ambientais, especialmente temperatura, nutrientes, clorofila a, descarga de água doce, transparência da água, sendo a salinidade o fator mais importante (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). As diatomáceas, por exemplo, aumentam sua biomassa com a salinidade, principalmente no verão (janeiro a abril), enquanto outros grupos (Cianobacteria e Chlorophyceae) são associadas negativamente com a salinidade e positivamente com a clorofila a e nutrientes (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). Essa maior diversidade de microalgas, associada à sua marcada variabilidade temporal e espacial no estuário, foi provavelmente o principal fator que acarretou maior variabilidade na composição da dieta das tainhas na região estuarina do que na marinha.

Outro fator que deve ter contribuído para uma maior amplitude (*Ba*) na dieta de *M. curema* e *M. liza* no estuário (0.14 e 0.16) do que no mar (0.03 e 0.06) foi a maior heterogeneidade estrutural e ambiental dos habitats estuarinos, quando comparado com a maior homogeneidade entre as estações de coleta na zona de arrebentação marinha (Seeliger & Odebrecht 2010). Por exemplo, a análise do conteúdo estomacal de *Mugil curema* e *M. liza* revelou a formação de quatro grupos com dietas similares entre si no estuário, sendo dois grupos de uma estação de coleta mais próxima (~14,27 Km) da desembocadura (Estu1) e outra mais distante (~ 32 Km) (Estu2). Esses dois locais do estuário diferem entre si em vários aspectos. Por exemplo, durante os meses de coleta a localidade mais próxima a entrada do estuário apresentou valores médios de temperatura da água (26,0 °C), transparência da água (30 cm) e salinidade (27,3) diferentes do ponto de amostragem mais distante da desembocadura da laguna (32,7 °C, 10 cm e 26,3, respectivamente) (S. Vollrath, dados não publicados). A declividade da

praia também difere entre os locais, sendo comparativamente mediana no ponto mais próximo e alta no ponto mais distante da desembocadura) (Raseira 2003). A variabilidade nesses fatores pode influenciar na riqueza e diversidade de microalgas (Seeliger & Odebrecht 2010; Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). Quando o estuário está com baixa salinidade e luminosidade, predominam espécies de microalgas bentônicas eurihalinas, ou seja, que toleram variações de salinidade, e quando a salinidade e luminosidade estão elevadas, predominam espécies neríticas da região marinha (Seelinger & Odebrecht, 2010). Esses fatores promovem uma heterogeneidade ambiental entre os diferentes locais e resultam em comunidades de microalgas distintas, os quais podem explicar as variações espaciais observadas na dieta de ambas as espécies de tainhas no estuário. Em contrapartida, as características do substrato e das condições ambientais na zona de arrebentação são, comparativamente ao estuário, mais homogêneas entre as diferentes localidades estudadas na praia (Mar1 e Mar2) (Rodrigues et al 2015, Garcia et al. no prelo). A maior homogeneidade ambiental entre as estações de coleta no mar poderia explicar, portanto, a formação de apenas um grupo de indivíduos com dieta similares nessa região, em contraste com quatro grupos no estuário.

Sobreposição nos nichos tróficos e partição de recursos

A comparação do grau de sobreposição do nicho isotópico entre as duas espécies de tainha foi três vezes maior no estuário (3,12) do que no mar (0,03) corroborando a hipótese inicial de partição de nicho trófico no ambiente com menor disponibilidade de alimento. Le Loc'h e colaboradores (2015) usaram isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) para estimar o nicho isotópico de duas espécies simpátricas de tainha em um estuário com condições extremas de salinidade (entre 30 e 100) e observaram baixa sobreposição, sugerindo a possibilidade de partição de nicho trófico entre elas. Segundo os autores, a divergência na dieta entre as espécies poderia estar relacionada a seleção de organismos com tamanhos específicos pelas espécies de tainhas. De fato, Cardona (2015) menciona que espécies da família Mugilidae podem apresentar espaços entre os rastros branquiais diferentes, o que levaria a retenção de tamanhos de partículas (organismos) distintos em diferentes espécies de tainhas. Não foi possível avaliar no presente estudo se as espécies estudadas na região marinha se alimentaram de organismos com tamanhos diferentes. A fonte alimentar que mais contribuiu para *M. curema* e *M. liza* na zona de arrebentação

foi a matéria orgânica particulada em suspensão (POM) de origem oceânica (POM-MAR) (60 e 88%, respectivamente). Porém, infelizmente, não havia dados isotópicos disponíveis para os diferentes tamanhos de partículas (1,2-20, 20-68 e 68-250µm) para o POM oceânico (POM-MAR) porque esses dados foram cedidos por outros pesquisadores que investigaram apenas a fração total (1,2 à 300 µm) (E. Secchi & S. Botta, dados não publicados).

Um padrão oposto foi observado no estuário tanto em relação à sobreposição dos nichos isotópicos quanto em relação à assimilação das fontes alimentares. A sobreposição dos nichos isotópicos de ambas as espécies no estuário foi alta sugerindo a ausência de partição de nicho trófico entre os juvenis de tainha no ambiente estuarino. A matéria orgânica particulada no sedimento (SOM) com classe de tamanho entre 68 e 250µm foi a que mais contribuiu na dieta de ambas as tainhas *M. curema* e *M. liza* no estuário. Esse resultado mostra que ambas as espécies, após recrutarem do mar para o interior do estuário, mudam seu hábito alimentar de planctívoro (POM-MAR) para organismos associados ao sedimento. A mudança do hábito alimentar de planctívoro para o consumo de microalgas bentônicas já havia sido descrito para espécies de Mugilidae (Cardona 2015) e sugerido para a tainha *M. liza* (Vieira 1991, Roselet & Vieira 2005). Porém, o presente trabalho é o primeiro a fornecer evidências isotópicas corroborando a mudança na assimilação de fontes alimentares planctônicas (POM) para bentônicas (SOM) pelas espécies *M. curema* e *M. liza* durante sua passagem do ambiente marinho para o estuarino. Além disso, a análise de frações de POM e SOM com tamanhos diferentes (1,2-20, 20-68 e 68-250 µm), ao invés da fração total (1,2-300 µm) usada em trabalhos anteriores (e.g., Faye et al. 2011, Le Loc'h et al 2015, Carassou et al. 2017, Cicala et al. 2019), permitiu fornecer evidências isotópicas que corroboram a hipótese de seleção de partículas durante o forrageamento das tainhas (Cardona 2015). Dentre as diferentes frações das fontes alimentares analisadas (1,2-20, 20-68 e 68-250µm), ambas as espécies mostraram maior assimilação de organismos maiores (entre 68 e 250µm), sugerindo preferência por organismos do microplâncton (20 a 200 µm), em detrimento de grupos com tamanhos menores como picoplâncton (0,2 a 2µm) e nanoplâncton (2 a 20 µm).

Vale ressaltar que a alta sobreposição de nicho isotópico observado entre ambas as espécies de tainhas no estuário não implica necessariamente competição entre as espécies. Segundo a teoria clássica de nichos e competição, uma condição fundamental

para ocorrer a competição entre espécies é a limitação de recursos (Pianka 1976). A elevada biomassa e diversidade de microalgas no estuário investigado sugere ausência de limitação de recursos alimentares. Portanto, é provável que ambas as espécies coexistam sem competição no presente estuário. Além disso, a marcada variabilidade espacial e temporal na disponibilidade das microalgas nesse estuário (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016), associada à plasticidade trófica dos consumidores, poderia prevenir a competição e permitir a coexistência de espécies com nichos tróficos sobrepostos, mesmo em situações de limitação de recursos (Cardona 2001; Park et al. 2016; Silva et al. 2017).

Em relação à comparação das ferramentas analíticas (conteúdo estomacal e isótopos estáveis) usadas na investigação da dieta no presente trabalho, vale ressaltar que houveram alguns resultados discordantes entre si. Por exemplo, a sobreposição dos nichos tróficos mensurada por meio dos nichos isotópicos demonstrou sobreposição bem maior no estuário (3,12) do que no mar (0,03). Em contrapartida, a sobreposição dos nichos tróficos de ambas as espécies mensurada com conteúdo estomacal (índice Morisita-Horn) resultou em valores similares de sobreposição no estuário (0,90) e no mar (0,88). A discrepância entre esses resultados não surpreende se considerarmos a natureza distinta dos métodos de conteúdo estomacal e isótopos estáveis. Os isótopos estáveis mostram o que de fato foi assimilado ao longo do tempo nos tecidos do consumidor (Hesslein et al. 1993). Por exemplo, no caso de juvenis de *M. liza*, estudos experimentais mostram que a taxa de renovação total do tecido muscular demora em torno de dois meses para ocorrer (Oliveira et al. 2017). Ou seja, a composição isotópica observada nas tainhas no presente trabalho reflete os alimentos que elas ingeriram e, que de fato, assimilaram em seus tecidos musculares nos últimos dois meses aproximadamente. Em contraste, o conteúdo estomacal permite observar o que foi ingerido recentemente (dias) (Hyslop 1980). Logo, as diferentes metodologias permitem analisar a dieta em escalas de tempos diferentes, sendo que o conteúdo estomacal revela o que foi ingerido e os isótopos estáveis o que foi assimilado pelo consumidor. Devido a essas características, parece mais plausível considerar a métrica de nicho isotópico como mais fidedigna para avaliar o grau de sobreposição de nicho trófico entre as tainhas pois essa métrica (i) se baseia no que de fato foi assimilado e (ii) fornece uma estimativa mais ampla (~ dois meses) dos alimentos que foram assimilados pelas espécies. Esse último ponto é especialmente importante no presente caso, se

consideramos a marcada variabilidade espacial e temporal que pode ocorrer na composição, biomassa e diversidade de microalgas no estuário (Haraguchi et al. 2015; Mendes et al. 2016). Por outro lado, a descrição detalhada da composição da dieta de ambas espécies realizada por meio do conteúdo estomacal não poderia ter sido obtida com os isótopos estáveis, devido à ausência de especificidade dos valores isotópicos de diferentes microalgas (Fry 2006, Layman et al. 2012). Portanto, o uso de ambas as técnicas forneceram resultados complementares que permitiram uma visão mais acurada da dieta e da estrutura dos nichos tróficos de ambas as espécies. O entendimento da ecologia trófica de espécies iliófagas e/ou detritívoras impõe vários desafios técnicos, portanto, futuros estudos sobre a ecologia trófica de tainhas deveriam ampliar a abordagem integrada no presente estudo (conteúdo estomacal e isótopos estáveis), incluindo outras técnicas como análises de isótopos estáveis de aminoácidos, ácidos graxos, traçadores de DNA, entre outras (Majdi et al. 2018).

Em conclusão, a sobreposição dos nichos tróficos com base nas elipses isotópicas revelou que a sobreposição foi muito maior no estuário quando comparado com o mar. Isso corrobora com a hipótese inicial de partição de nicho trófico no ambiente com menor disponibilidade de alimento. Em contrapartida, foi observada uma alta sobreposição dos nichos tróficos no estuário entre as duas espécies de tainha, sugerindo ausência de partição de nicho trófico no ambiente com maior diversidade de microalgas. As evidências isotópicas apontaram mudança na assimilação de fontes alimentares planctônicas (POM) para bentônicas (SOM) por ambas as espécies (*M. curema* e *M. liza*) durante sua passagem do ambiente marinho para o estuarino. Além disso, a análise isotópica das diferentes frações de SOM (1,2-20, 20-68 e 68-250 μ m) mostrou que ambas as espécies assimilaram organismos maiores (entre 68 e 250 μ m) no estuário, sugerindo preferência por organismos do microplâncton (20 a 200 μ m), em detrimento de grupos com tamanhos menores como picoplâncton (0,2 a 2 μ m) e nanoplâncton (2 a 20 μ m). A análise do conteúdo estomacal forneceu informações complementares, permitindo descrever em detalhes a dieta de ambas as espécies, a qual foi dominada pelas classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae e Mediophyceae e foi caracterizada por uma variação espacial e temporal maior no estuário do que na zona de arrebentação. Estudos adicionais sobre a ecologia trófica dessas tainhas seriam importantes para revelar o papel ecológico dessas espécies na estrutura trófica e

1099 funcionamento dos ecossistemas costeiros do Atlântico Sudoeste, especialmente tendo
1100 em vista a crescente pressão antrópica que estão sujeitas essas populações.

1101

1102 **Referências**

1103 Andrade, M. C., D. B. Fitzgerald, K. O. Winemiller, P. S. Barbosa & T. Giarrizzo,
1104 2019. Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the
1105 lower Xingu River, Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* 829: 265-280.

1106 Barabás, G., R. D'Andrea & S. M. Stump, 2018. Chesson's coexistence theory.
1107 *Ecological Monographs* 88: 277-303.

1108 Condini, M. V., D. J. Hoeinghaus & A. M. Garcia, 2015. Trophic ecology of dusky
1109 grouper *Epinephelus marginatus* (Actinopterygii, Epinephelidae) in littoral and neritic
1110 habitats of southern Brazil as elucidated by stomach contents and stable isotope
1111 analyses. *Hydrobiologia* 743: 109-125.

1112 Carassou, L., A. K. Whitfield, S. Moyo & N. B. Richoux, 2017. Dietary tracers and
1113 stomach contents reveal pronounced alimentary flexibility in the freshwater mullet
1114 (*Myxus capensis*, Mugilidae) concomitant with ontogenetic shifts in habitat use and
1115 seasonal food availability. *Hydrobiologia* 799: 327-348.

1116 Cardona, L., 2001. Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet:
1117 evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap.
1118 *Journal of Fish Biology* 59: 729-744.

1119 Cardona, L., 2015. Food and Feeding of Mugilidae. In: Crosetti, D.; S. J. M. Blaber,
1120 (eds.), *Biology, Ecology and Culture of Grey Mullet (Mugilidae)*. Taylor & Francis
1121 Group, EUA, pp. 165–195.

1122 Cicala, D., E. Calizza, G. Careddu, F. Fiorentino, S. S. Caputi, L. Rossi & M. L.
1123 Costantini, 2019. Spatial variation in the feeding strategies of Mediterranean fish:
1124 flatfish and mullet in the Gulf of Gaeta (Italy). *Aquatic Ecology* 1-13. doi:
1125 10.1007/s10452-019-09706-3

1126 Correa, S. B. & K. O. Winemiller, 2014. Niche partitioning among frugivorous fishes in
1127 response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. *Ecology* 95: 210-
1128 224.

- 1129 Claudino, M. C., P. C. Abreu, & A. M. Garcia, 2013. Stable isotopes reveal temporal
1130 and between-habitat changes in trophic pathways in a southwestern Atlantic estuary.
1131 Marine Ecology Progress Series 489: 29-42.
- 1132 Dualiby, D. O., 1988. Ecologia trófica de *Mugil curema*, *M. incilis* y *M. liza* (Pisces:
1133 Mugilidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. I. Analisis
1134 Cualitativo y Cuantitativo. Anais do Instituto de Investigação Marinha em Punta Betin
1135 18: 113-126.
- 1136 Faye, D., L. T. de Moraes, J. Raffray, O. Sadio, O. T. Thiaw & F. Le Loc'h, 2011.
1137 Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine
1138 protected area (Senegal): evidence from stable isotope analysis. Estuarine, Coastal and
1139 Shelf Science 92: 607-617.
- 1140 Franco, A. O. R., N. H. They, L. G. C. Canani, R. Maggioni & C. Odebrecht, 2016.
1141 *Asterionellopsis tropicalis* (Bacillariophyceae): a new tropical species found in diatom
1142 accumulations. Journal of Phycology 52: 888-895.
- 1143 Fry, B., 2006. Stable Isotope Ecology. Springer Science & Business Media, New York.
- 1144 Garcia, A. F. S., A. M. Garcia, S. R. Vollrath, F. Schneck, C. F. M. Silva, Í. J. Marchetti
1145 & J. P. Vieira, 2018. Spatial diet overlap and food resource in two congeneric mullet
1146 species revealed by stable isotopes and stomach content analyses. Community Ecology
1147 19: 116-124.
- 1148 Garcia, A. M., M. C. L. M. Oliveira, C. Odebrecht, J. L. A. Colling, J. P. Vieira, F. L.
1149 Rodrigues & R. F. Bastos. Allochthonous versus autochthonous organic matter
1150 sustaining macroconsumers in a subtropical sandy beach revealed by stable isotopes.
1151 Marine Biology Research. No prelo. doi: 10.1080/17451000.2019.1627559
- 1152 Garcia, A. M. & J. P. Vieira, 2001. O aumento da diversidade de peixe no estuário da
1153 Lagoa dos Patos durante o episódio *El Niño* 1997-1998. Atlântica 23: 133-152.
- 1154 Garcia, A. M., J. P. Vieira & K. Winemiller, 2001. Dynamics of the shallow-water fish
1155 assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes.
1156 Journal of Fish Biology 59: 1218-1238.

- 1157 Garcia, A. M., D. J. Hoeinghaus, J. P. Vieira & K. O. Winemiller, 2007. Isotopic
1158 variation of fishes in freshwater and estuarine zones of a large subtropical coastal
1159 lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 399-408.
- 1160 Garcia, A. M., M. C. Claudino, R. Mont'Alverne, P. E. R. Pereyra, M. Copertino & J. P.
1161 Vieira, 2017. Temporal variability in assimilation of basal food sources by an
1162 omnivorous fish at Patos Lagoon Estuary revealed by stable isotopes (2010–2014).
1163 *Marine Biology Research* 13: 98-107.
- 1164 Gerking, S. D., 1994. *Feeding Ecology of Fish*. Academic Press, California.
- 1165 Giller, P. S., 1984. *Community Structure and the Niche*. Chapman and Hall, NY.
- 1166 Haraguchi, L., J. Carstensen, P. C. Abreu & C. Odebrecht, 2015. Long-term changes of
1167 the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon
1168 Estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 162: 76-87.
- 1169 Hesslein, R. H., K. A. Hallard & P. Ramlal, 1993. Replacement of sulfur, carbon, and
1170 nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a
1171 Change in Diet Traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. *Journal of Fisheries and Aquatic*
1172 *Sciences* 50: 2071-2076.
- 1173 Hurlbert, S. H. 1978. The Measurement of Niche Overlap and Some Relatives.
1174 *Ecological Society of America* 59: 67-77.
- 1175 Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their
1176 application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429.
- 1177 Jackson, A. L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop, 2011. Comparing isotopic niche
1178 widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R.
1179 *Journal of Animal Ecology* 80: 595-602.
- 1180 Juncos, R., D. Milano, P. J. Macchi & P. H. Vigliano, 2015. Niche segregation
1181 facilitates coexistence between native and introduced fishes in a deep Patagonian lake.
1182 *Hydrobiologia* 747: 53-67.
- 1183 Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: Wolfe, D. A.
1184 (eds), *Estuarine Variability*. Academic Press, New York, pp. 63-81.

1185 Krebs, C. J., 1998. Ecological Methodology. Addison Wesley Longman, EUA.

1186 Layman, C. A., M. S. Araujo, R. Boucek, C. M. Hammerschlag-Peyer, E. Harrison, Z.
 1187 R. Jud, P. Matich, A. E. Rosenblatt, J. J. Vaudo, L. A. Yeager, D. M. Post & S.
 1188 Bearhop, 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of
 1189 analytical tools. Biological Reviews 87: 545-562.

1190 Le Loc'h, F., J. D. Durand, K. Diop & J. Panfili, 2015. Spatio-temporal isotopic
 1191 signatures ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) reveal that two sympatric West African mullet species do not
 1192 feed on the same basal production sources. Journal of Fish Biology 86: 1444-1453.

1193 Lemos, V. M., A. S. Varela, P. R. Schwingel, J. H. Muelbert & J. P. Vieira, 2014.
 1194 Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil.
 1195 Journal of Fish Biology 85: 671-687.

1196 Majdi, N., N. Hette-Tronquart, E. Auclair, A. Bec, T. Chouvelon, B. Cognie, M.
 1197 Danger, P. Decottignies, A. Dessier, C. Desvillettes, S. Dubois, C. Dupuy, C. Fritsch, C.
 1198 Gaucherel, M. Hedde, F. Jabot, S. Lefebvre, M. Marzloff, B. Pey, N. Peyrard, T.
 1199 Powolny, R. Sabbadin, E. Thebault & M-E. Perga, 2018. There's no harm in having too
 1200 much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. Food Webs 17: 00-100.

1201 Malinowski, C., J. Cavin, J. Chanton, L. Chasar, F. Coleman & C. Koenig, 2019.
 1202 Trophic Relationships and Niche Partitioning of Red Drum *Sciaenops ocellatus* and
 1203 Common Snook *Centropomus undecimalis* in Coastal Estuaries of South Florida.
 1204 Estuaries and Coasts 42: 842-856.

1205 Mendes, C. R. B., C. Odebrecht, V. M. Tavano & P. C. Abreu, 2016. Pigment-based
 1206 chemotaxonomy of phytoplankton in the Patos Lagoon estuary (Brazil) and adjacent
 1207 coast. Marine Biology Research 13: 22-35.

1208 Nahon, S., S. Séité, J. Kolasinski, P. Aguirre & I. Geurden, 2017. Effects of euthanasia
 1209 methods on stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$ value) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$ value) isotopic compositions
 1210 of fry and juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. Rapid Communications in
 1211 Mass Spectrometry 31: 1742-1748.

1212 Newsome, S. D., C. Martinez Del Rio, S. Bearhop & D. L. Phillips, 2007. A niche for
 1213 isotopic ecology. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 429-436.

1214 Odebrecht, C., M. Bergesch, L. R. Rörig & P. C. Abreu, 2010. Phytoplankton
1215 Interannual Variability at Cassino Beach, Southern Brazil (1992–2007), with Emphasis
1216 on the Surf Zone Diatom *Asterionellopsis glacialis*. *Estuaries and Coasts* 33: 570-583.

1217 Odebrecht, C., D. R. D. Preez, P. C. Abreu & E. E. Campbell, 2013. Surf zone diatoms:
1218 A review of the drivers, patterns and role in sandy beaches food chains. *Estuarine,*
1219 *Coastal and Shelf Science* 150: 24-35.

1220 Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Amigável, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. R.
1221 Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, H. Stevens, E. Szöcs & H. H.
1222 Wagner, 2017. Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.4-3.
1223 <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

1224 Oliveira, I. R. & L. S. H. Soares, 1996. Alimentação da tainha *Mugil platanus* Günther,
1225 1880 (PISCES: MUGILIDAE) da região estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo,
1226 Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 23: 95-104.

1227 Oliveira, M. C. L. M., R. Mont'Alverne, L. A. Sampaio, M. B. Tesser, L. R. V. Ramos
1228 & A. M. Garcia, 2017. Elemental turnover rates and trophic discrimination in juveniles
1229 mullets *Mugil liza* under experimental conditions. *Journal of Fish Biology* 91: 1241-
1230 1249.

1231 Park, J. M., T. F. Gaston & J. E. Williamson, 2016. Resource partitioning in gurnard
1232 species using trophic analyses: The importance of temporal resolution. *Fisheries*
1233 *Research* 186: 301-310.

1234 Parnell, A., 2016. simmr: A Stable Isotope Mixing Model. R package version 0.3.
1235 <https://CRAN.R-project.org/package=simmr>

1236 Peterson, B. J. & B. Fry, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of*
1237 *Ecology and Systematics* 18: 293–320.

1238 Pianka, E. R., 1976. Competition and niche theory. In: May, R. M. (eds.), *Theoretical*
1239 *Ecology: Principles and Applications*. Blackwell Scientific, Oxford, UK, pp. 114–141.

1240 Phillips, D. L., R. Inger, S. Bearhop, A. L. Jackson, J. W. Moore, A. C. Parnell, B. X.
1241 Semmens & E. J. Wardg, 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models
1242 in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology* 92: 823-835.

- 1243 Raseira, M. B., 2003. Análise espaço-temporal da associação de peixes das zonas rasas
1244 da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente. Dissertação. Universidade Federal do
1245 Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS.
- 1246 Rodrigues, F. L., H. N. Cabral & J. P. Vieira, 2015. Assessing surf-zone fish
1247 assemblage variability in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 66: 106-
1248 119.
- 1249 Roselet, F. & J. P. Vieira, 2005. Considerações ecológicas sobre o hábito alimentar
1250 iliófago dos juvenis da tainha *Mugil platanus* Günther, 1880 no estuário da Lagoa dos
1251 Patos e região costeira adjacente, RS (Brasil). Dissertação. Universidade Federal do Rio
1252 Grande – FURG, Rio Grande, RS.
- 1253 Ross, S. T., 1986. Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field
1254 Studies. *Copeia* 2: 352-388.
- 1255 Salvarina, I., E. Koutrakis & I. Leonardos, 2018. Comparative study of feeding
1256 behaviour of five Mugilidae species juveniles from two estuarine systems in the North
1257 Aegean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98:
1258 283-297.
- 1259 Silva, J. C., É. A. Gubiani, M. P. Neves & R. L. Delariva, 2017. Coexisting small fish
1260 species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation.
1261 *Aquatic Ecology* 51: 275-288.
- 1262 Seeliger, U., C. Odebrecht & J. P. Castello, 1998. Os Ecossistemas Costeiro e Marinho
1263 do Extremo Sul do Brasil. Editora Ecocientia, Rio Grande-RS.
- 1264 Seeliger, U. & C. Odebrecht, 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: Um século de
1265 transformações. FURG, Rio Grande-RS.
- 1266 Smith, J. A., D. Mazumder, I. M. Suthers & M. D. Taylor, 2013. To fit or not to fit:
1267 evaluating stable isotope mixing models using simulated mixing polygons. *Methods in*
1268 *Ecology and Evolution* 4: 612-618.
- 1269 Vieira, J., 1985. Distribuição, abundância e alimentação dos jovens de Mugilidae no
1270 Estuário da Lagoa dos Patos e movimentos reprodutivos da “tainha” (*Mugil platanus*

1271 Günther, 1880) no litoral sul do Brasil. Dissertação. Universidade Federal do Rio
1272 Grande - FURG, Rio Grande, RS.

1273 Vieira, J., 1991. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa of Patos,
1274 RS, Brazil. Copeia 2: 409-418.

1275 Vieira, J. P., 2006. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish
1276 assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia,
1277 USA. Revista Brasileira de Zoologia 23: 234-247.

1278 Vitule, J. R. S., F. F. G. Silva, H. Bornatowski & V. Abilhoa, 2013. Feeding ecology of
1279 fish in a coastal river of the Atlantic Rain Forest. Environmental Biology of Fishes 96:
1280 1029-1044.

1281

1282

1283

1284

1285

1286

1287

1288

1289

1290

1291

1292

1293

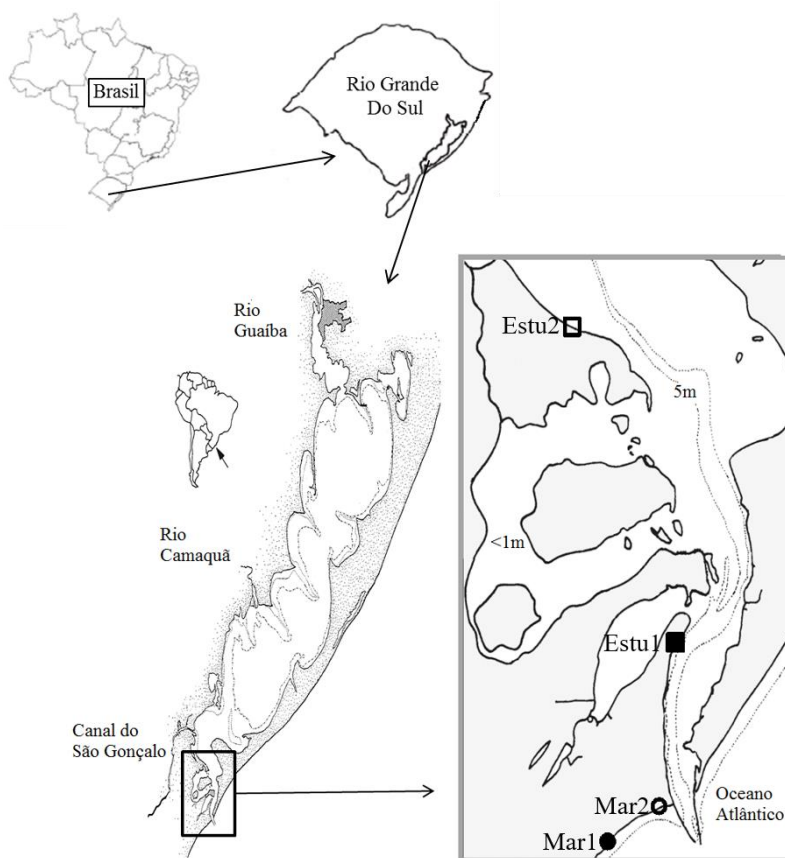
1294

1295

Figuras e tabelas

Tabela 1. Número de amostras (n) e valores médios (\pm DP) das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das diferentes frações (1,2-20, 20-68, 68-250 μm) das fontes alimentares basais (POM e SOM) e das espécies *Mugil curema* e *M. liza* coletadas no mar e no estuário em março de 2018.

FONTES	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
	n		n	
Mar				
<i>M. curema</i>	10	$-17,9 \pm 1,2$	10	$11,0 \pm 1,9$
<i>M. liza</i>	10	$-20,2 \pm 1,0$	10	$9,8 \pm 2,1$
POM 1,2-20 μm	5	$-19,85 \pm 0,5$	5	$5,65 \pm 1,4$
POM 20-68 μm	17	$-18,69 \pm 2,4$	17	$6,91 \pm 2,4$
POM 68-250 μm	18	$-14,13 \pm 5,2$	14	$7,75 \pm 1,6$
POM-MAR	6	$-22,3 \pm 0,6$	6	$5,1 \pm 1,4$
SOM 1,2-20 μm	6	$-13,36 \pm 2,0$	6	$6,90 \pm 1,8$
SOM 20-68 μm	18	$-6,55 \pm 4,0$	2	$5,93 \pm 4,8$
SOM 68-250 μm	18	$-10,19 \pm 5,1$	1	$8,04 \pm 1,0$
Estuário				
<i>M. curema</i>	10	$-13,30 \pm 2,4$	10	$10,06 \pm 0,7$
<i>M. liza</i>	10	$-13,91 \pm 1,7$	10	$10,69 \pm 0,8$
POM 1,2-20 μm	5	$-19,08 \pm 1,9$	5	$3,80 \pm 2,4$
POM 20-68 μm	17	$-17,91 \pm 1,5$	16	$4,34 \pm 2,9$
POM 68-250 μm	18	$-15,78 \pm 3,0$	13	$4,93 \pm 1,6$
SOM 1,2-20 μm	6	$-17,82 \pm 0,8$	6	$5,28 \pm 1,9$
SOM 20-68 μm	18	$-16,78 \pm 1,6$	18	$5,32 \pm 1,5$
SOM 68-250 μm	18	$-17,98 \pm 2,5$	15	$6,64 \pm 1,4$



1302

1303 **Figura 1.** Mapa do Brasil e do estado do Rio Grande do Sul (extremo Sul do Brasil),
 1304 onde é localizado a Lagoa dos Patos, sua região estuarina e a zona marinha costeira
 1305 adjacente. Os círculos indicam os locais de amostragem da região marinha costeira
 1306 (Mar1 e Mar2) e os quadrados o estuário (Estu1 e Estu2).

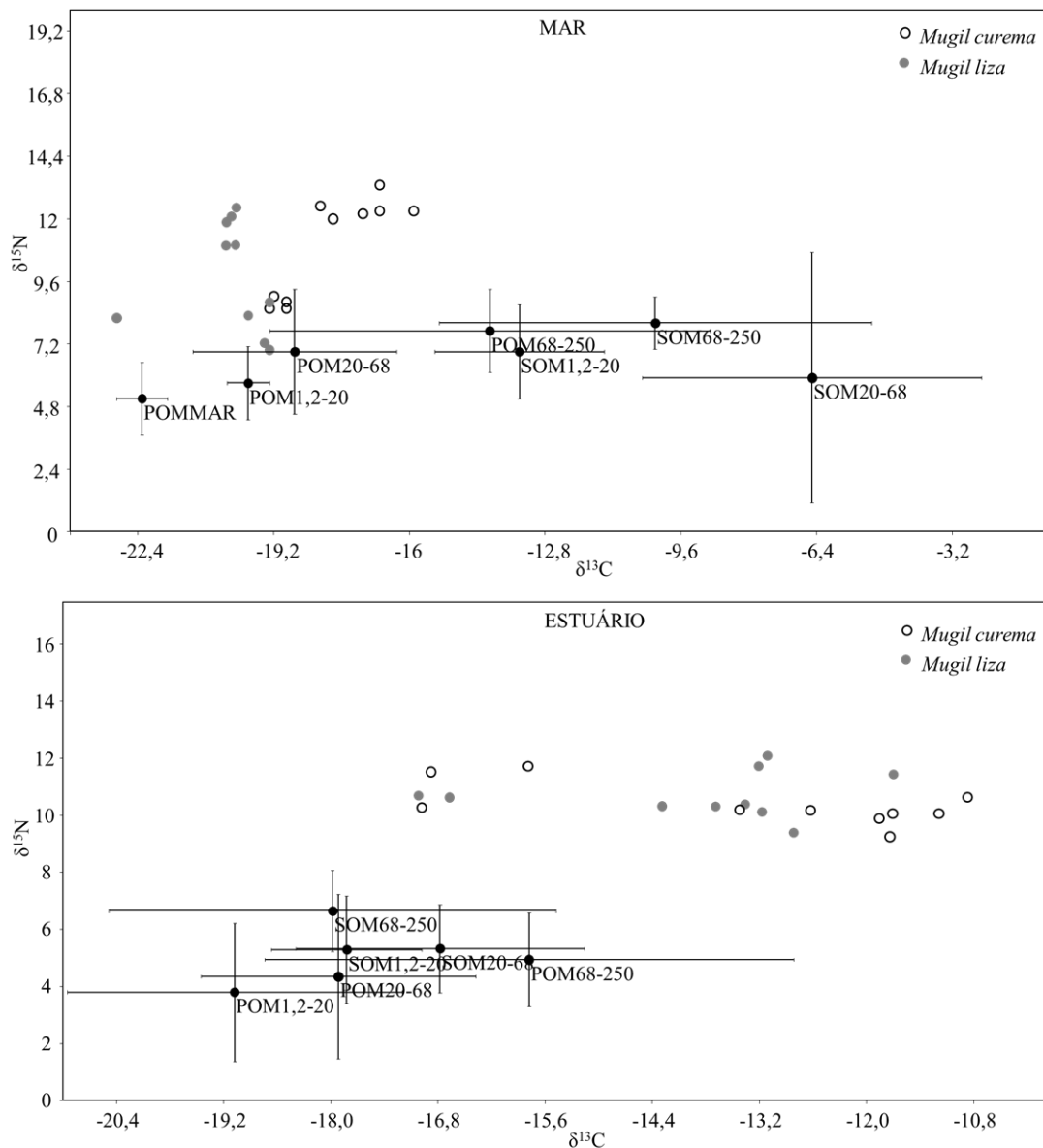


Figura 2. Valores médios ($\pm\text{DP}$) das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (POM, SOM) (círculos cheios pretos) e variabilidade individual dos consumidores (*M. curema*: círculos vazios e *M. liza*: círculos cheios cinza) nas regiões do mar e estuário. As frações (1,2-20, 20-68, 68-250 μm) das fontes basais estão representadas por círculos cheios pretos com linhas horizontais e verticais definidas pelos respectivos desvios padrões do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

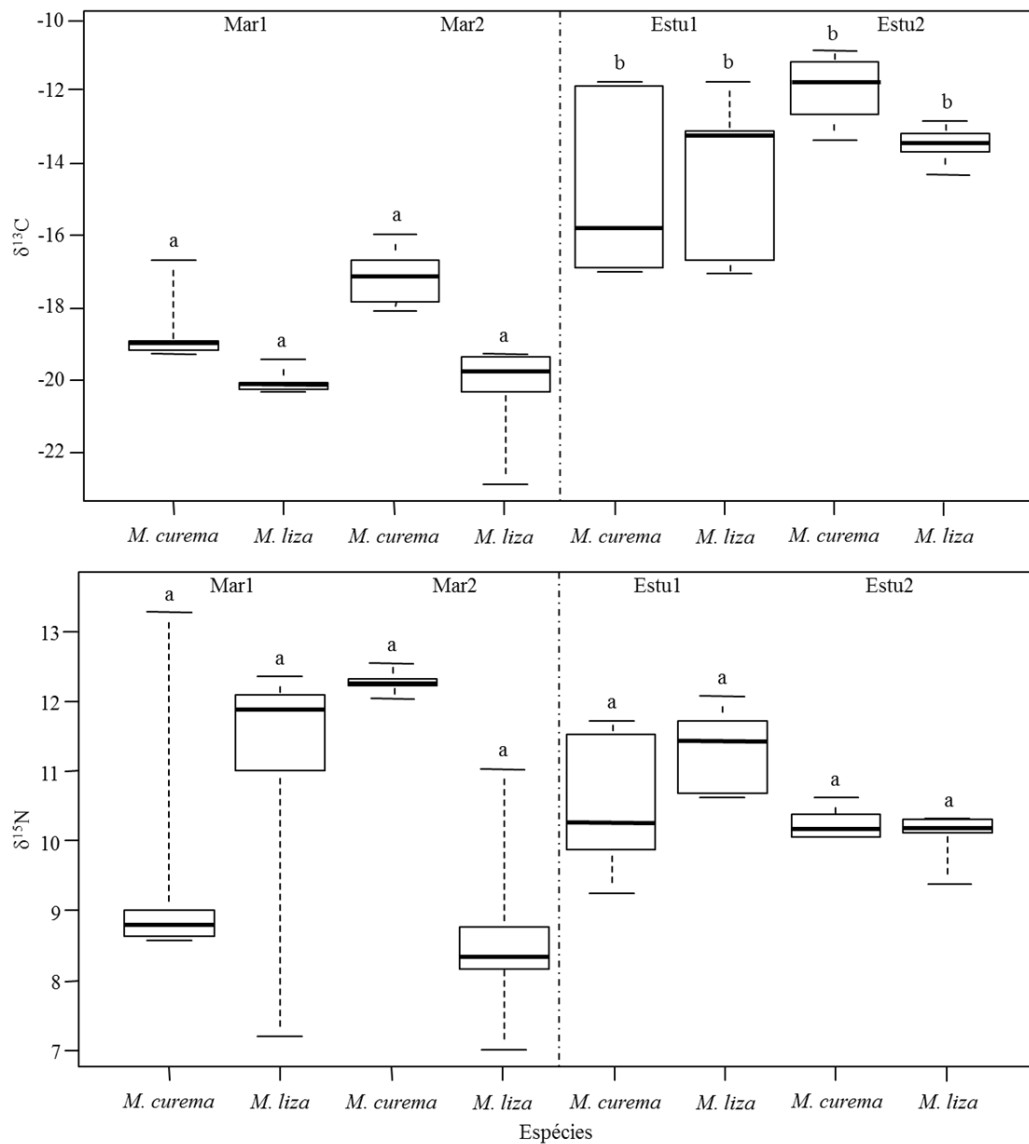


Figura 3. Boxplots das razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das espécies *M. curema* e *M. liza* nas duas estações de coleta no mar (Mar1 e Mar2) e no estuário (Estu1 e Estu2). A linha grossa dentro da caixa é a mediana, a caixa representa o primeiro e o terceiro quartil e as linhas verticais são o máximo e o mínimo dos dados. As letras iguais acima das caixas (a e b) indicam quais amostras não apresentam diferenças significativas nas médias dos seus valores isotópicos.

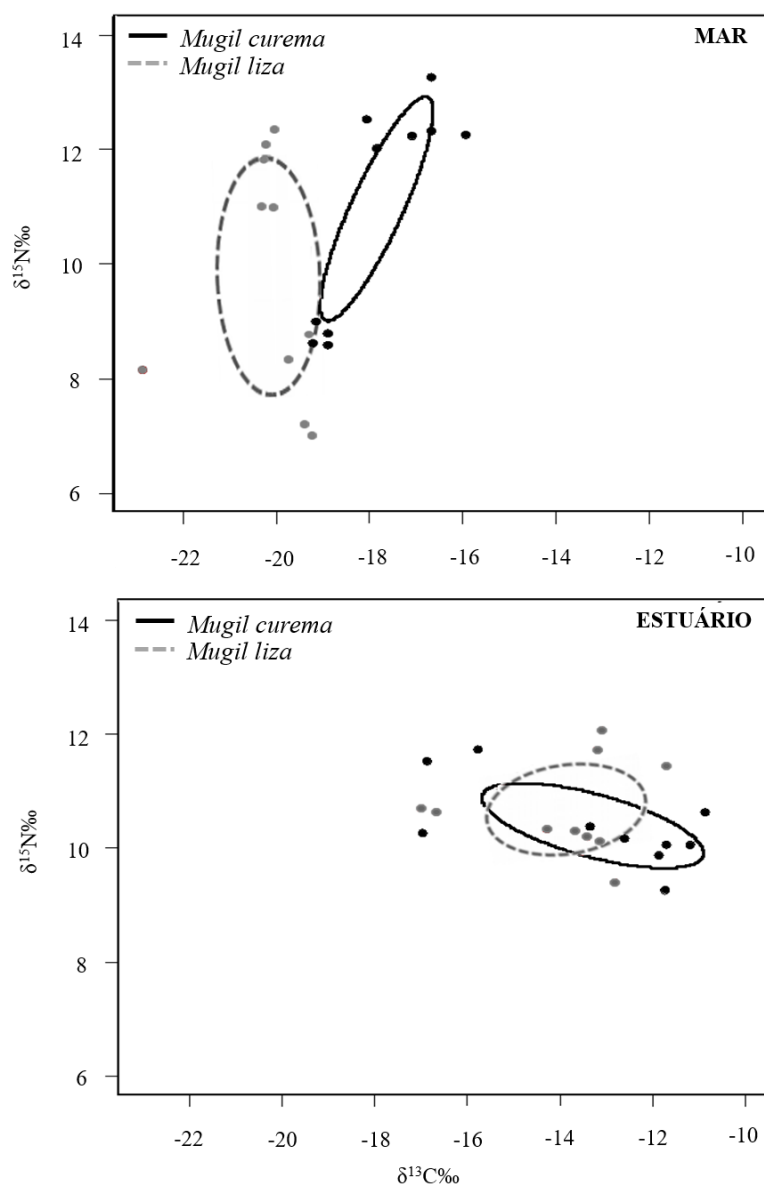


Figura 4. Elipses isotópicas padrão (SEAc) baseadas nas razões de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) para as espécies *M. curema* (linhas contínuas) e *M. liza* (linhas tracejadas) amostradas nas regiões do mar e estuário.

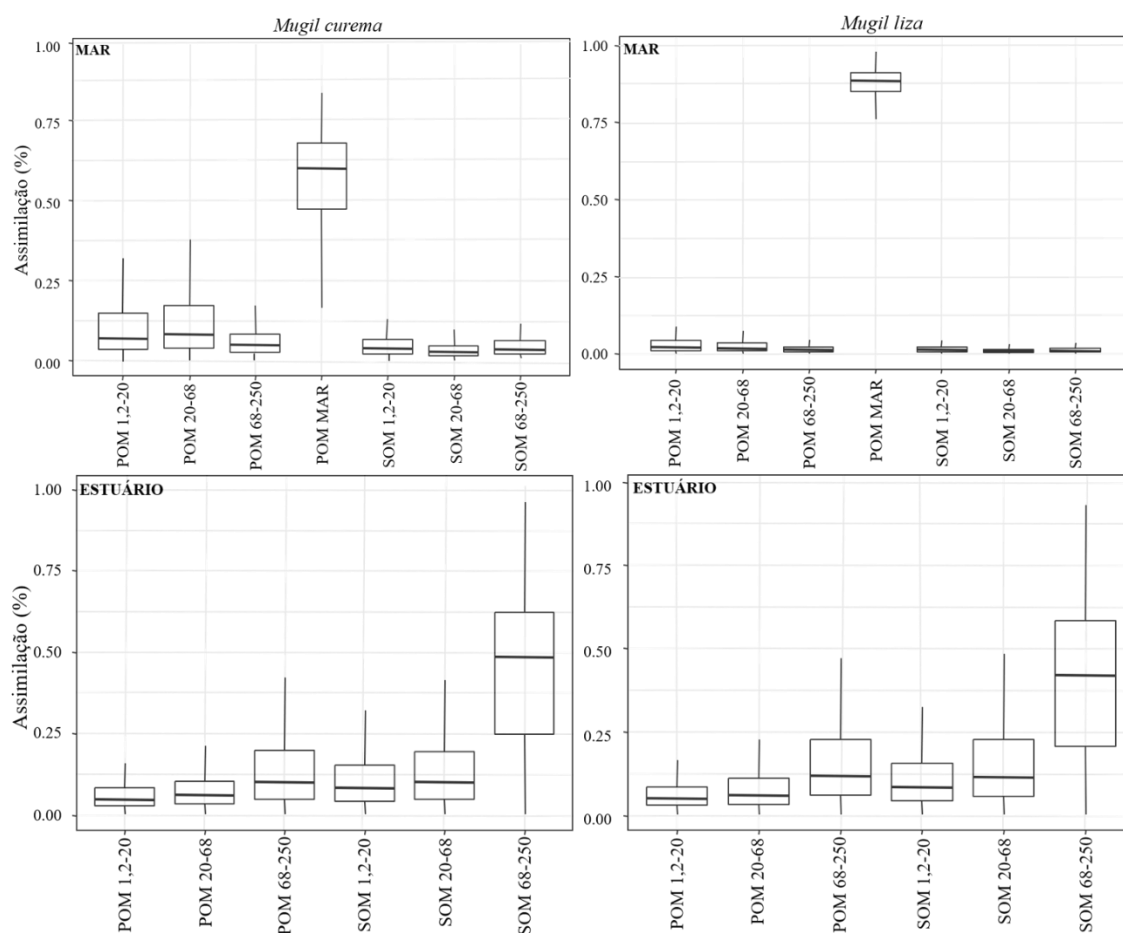


Figura 5. Contribuição relativa das frações (1,2-20, 20-68, 68-250 μm) das fontes alimentares basais (POM e SOM) para os juvenis da espécie *M. curema* e *M. liza* nas regiões do mar e estuário. Os intervalos de credibilidade bayesianos de 50%, 75% e 95% das contribuições relativas das frações estão indicados pela linha horizontal, retângulo e linha vertical, respectivamente. Uma fonte adicional (POM MAR) foi incluída na região marinha a partir de dados obtidos na região oceânica (*offshore*) (vide M&M), sendo constituído de POM total ($\geq 1,2\mu\text{m}$), ou seja, sem a utilização de frações.

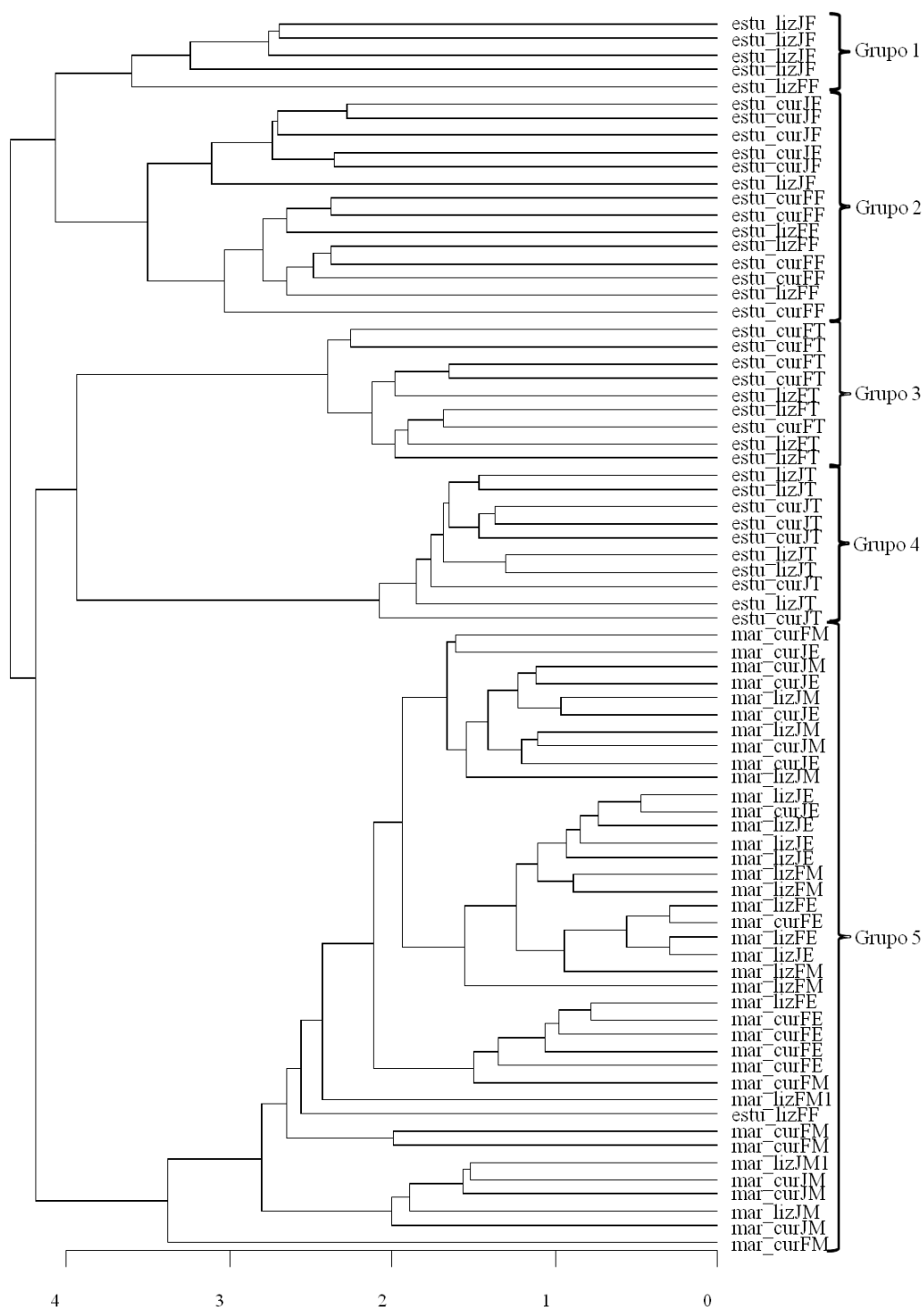


Figura 6. Resultado da análise de agrupamento (*cluster*) indicando cinco grupos de indivíduos (4 no estuário e 1 no mar) das espécies *Mugil curema* e *M. liza* com composição da dieta semelhantes entre si, tendo como os itens alimentares encontrados nos seus conteúdos estomacais dos exemplares coletados na região do mar e estuário em janeiro e fevereiro de 2018.

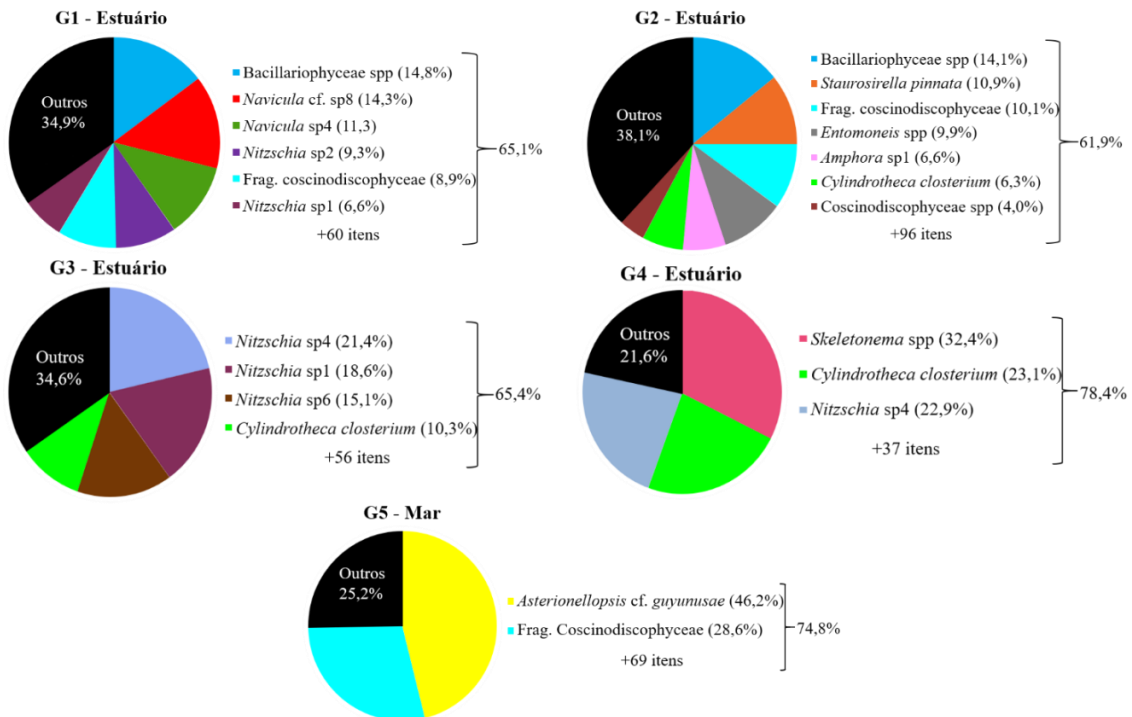


Figura 7. Composição da dieta e frequência de ocorrência relativa (%) dos itens alimentares encontrados no conteúdo estomacal dos indivíduos de *Mugil curema* e *M. liza* amostradas nas regiões do mar e estuário. As legendas ao lado de cada gráfico indicam os itens alimentares que somaram > 60% da abundância total.

Material suplementar

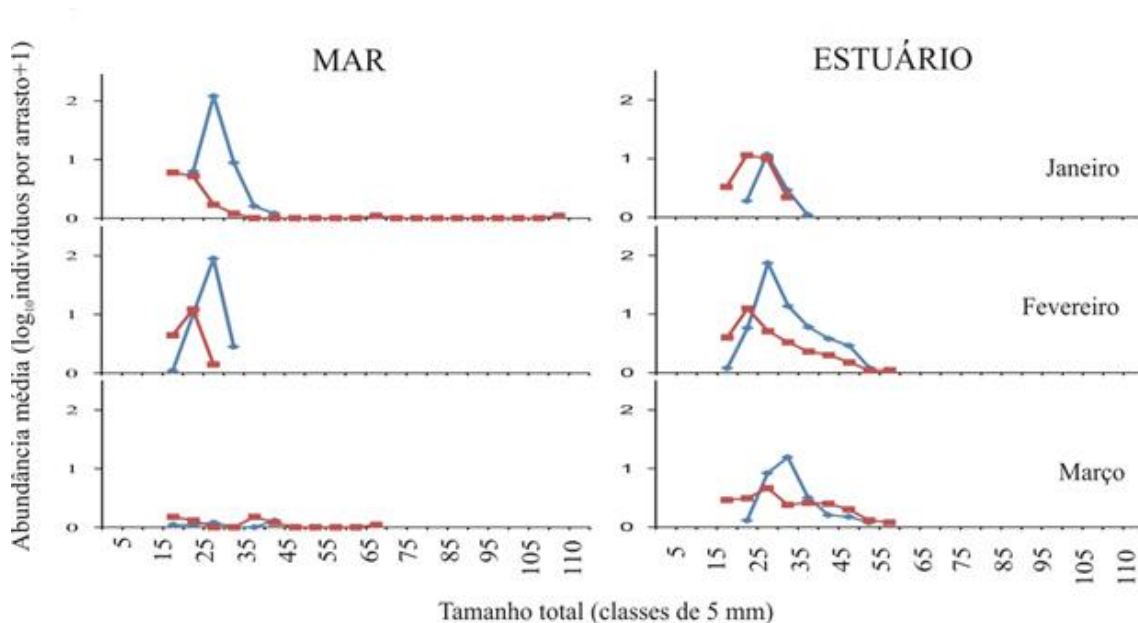


Figura S 1. Variações mensais entre Janeiro e Março de 2018 nas capturas por unidade de esforço (CPUE, \log_{10} indivíduos por arrasto+1) por classes de tamanhos (CC,

comprimento total em mm) das espécies *M. curema* (linha azul) e *M. liza* (linha vermelha) amostradas nas regiões do mar e estuário.

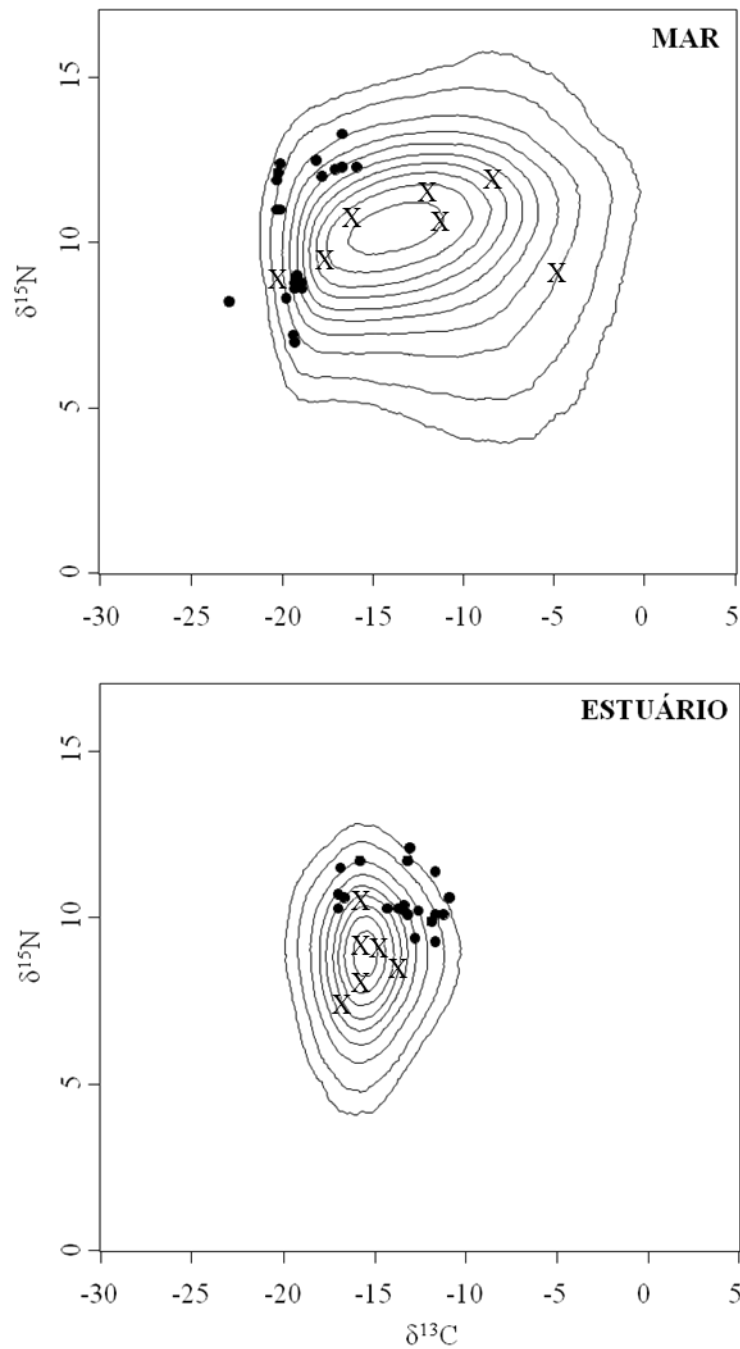


Figura S 2. Polígonos de mistura simulados a partir da variabilidade isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) das fontes alimentares basais (cruzes pretas) e das espécies *M. curema* e *M. liza* (círculos) nas regiões do mar e estuário. A correção do fracionamento isotópico (vide M&M para os valores) foi adicionada aos valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das fontes basais. As linhas representam linhas de probabilidade na qual a composição isotópica dos consumidores pode ser explicada com confiabilidade pelas

1360 fontes alimentares. Os indivíduos que porventura se situem fora da linha mais externa
1361 (que representa o limite de 95% de credibilidade) não deveriam ser incluídos nos
1362 modelos de mistura isotópicos.

Tabela S 1. Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados no conteúdo estomacal das espécies *M. curema* e *M. liza* nas regiões do mar e estuário. N é o número de indivíduos amostrados e n é quantidade indivíduos analisados.

	Mar		Estuário	
	<i>M. curema</i>	<i>M. liza</i>	<i>M. curema</i>	<i>M. liza</i>
	(N=20, n=20)	(N=18, n=18)	(N=20, n=20)	(N=20, n=20)
BACILLARIOPHYCEAE				
<i>Achnanthes brevipes</i>	0,2	0	0,5	1,0
<i>Achnanthidium</i> sp. 1	0,1	0	0,5	0,1
<i>Amphora</i> sp. 1	0	0	9,4	2,7
<i>Amphora</i> sp. 2	0	0	0,1	0
<i>Asterionellopsis</i> cf. <i>guyunusae</i>	74,6	19,4	0,1	0,5
<i>Bacillaria paradoxa</i>	0,1	0	0,5	0,5
Bacillariophyceae sp. 1	0,1	0	0	0
Bacillariophyceae sp. 2	0,1	0	0,3	0,2
Bacillariophyceae sp. 3	0	0	0,9	0
Bacillariophyceae sp. 4	0	0	0,1	0
Bacillariophyceae sp. 5	0	0	0,1	0
Bacillariophyceae sp. 6	0	0	0,1	0
Bacillariophyceae sp. 7	0	0	0,2	0
Bacillariophyceae spp.	5,0	4,3	19,2	16,8
<i>Chamaepinnularia truncata</i>	0	0	0,5	0,1
<i>Cocconeis neodiminuta</i>	0,1	0,1	0,9	0,5
<i>Cocconeis placentula</i>	0	0	0,1	0,1
<i>Cocconeis</i> sp. 1	0,0	0,1	0,1	0
<i>Cocconeis</i> sp. 2	0,1	0,0	0,1	0
<i>Cylindrotheca closterium</i>	1,4	0,4	23,4	23,0
<i>Desikaneis</i> sp. 1	0	0	0,2	0,4
<i>Diploneis</i> cf. <i>ovalis</i>	0	0	0	0,1
<i>Diploneis weissflogii</i>	0,4	0,2	0	0,1
<i>Encyonema</i> sp. 1	0	0	4,5	1,4
<i>Encyonema</i> sp. 2	0	0	1,3	0,7
<i>Entomoneis</i> spp.	0	0	14,0	1,1
<i>Eolimna</i> sp. 1	0,3	0,3	0,7	0,1
<i>Eunotia</i> sp. 1	0,1	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp. 2	0,1	0	0	0
<i>Eunotia</i> sp. 3	0	0	0,1	0
<i>Fallacia</i> sp. 1	0,1	0	0	0
<i>Gomphonema</i> sp. 1	0	0	0,1	0
<i>Gomphonema</i> sp. 2	0	0	0,3	0,1
<i>Gomphonema</i> sp. 3	0	0	0,1	0
<i>Gomphonema</i> sp. 4	0	0	0,9	0,5
<i>Gomphonema</i> sp. 5	0	0	0	0,2
<i>Gomphonema</i> sp. 6	0,1	0	0	0
<i>Halamphora</i> spp.	0	0	0,5	0,6
<i>Luticola geoppertiana</i>	0	0	0,2	0,2

<i>Navicula</i> cf. <i>breitenbuchii</i>	0	0	1,4	0,1
<i>Navicula</i> sp. 1	0,1	0,1	1,3	1,7
<i>Navicula</i> sp. 2	0	0	0,2	0,3
<i>Navicula</i> sp. 3	0,1	0	1,2	0,7
<i>Navicula</i> sp. 4	0	0	0,6	7
<i>Navicula</i> sp. 5	0	0	0	0,9
<i>Navicula</i> sp. 6	0,1	0	0,9	0,8
<i>Navicula</i> sp. 7	0	0	0,1	0,1
<i>Navicula</i> sp. 8	0	0	0,8	9,2
<i>Navicula</i> sp. 9	0,1	0	0,6	0,8
<i>Navicula</i> sp. 10	0	0	0	0,3
<i>Navicula</i> sp. 11	0	0	0,8	0,3
<i>Nitzschia</i> cf. <i>sigma</i>	0	0	2,4	1,2
<i>Nitzschia reversa</i>	0	0	0,1	0,2
<i>Nitzschia</i> sp. 1	0,4	0,1	9,9	15,7
<i>Nitzschia</i> sp. 2	0	0	0,2	5,6
<i>Nitzschia</i> sp. 3	0	0	0,5	0,1
<i>Nitzschia</i> sp. 4	0	0	26,5	22,1
<i>Nitzschia</i> sp. 5	0	0	0,9	1,1
<i>Nitzschia</i> sp. 6	0	0	8,6	7,7
<i>Nitzschia</i> sp. 7	0	0	2,6	1,4
<i>Nitzschia</i> sp. 8	0	0	4,4	3,0
<i>Placoneis</i> sp. 1	0	0	0,9	0,7
<i>Planothidium</i> cf. <i>frequentissimum</i>	0	0	2,7	2,3
<i>Pleurosigma</i> sp.	0	0	0	0,1
<i>Stauroneis</i> sp. 1	0	0	0,1	0,1
<i>Stauroneis</i> sp. 2	0	0	0,1	0
<i>Staurosirella</i> <i>martyi</i>	0	0	1,6	1
<i>Staurosirella</i> <i>pinnata</i>	0	0	11,5	7,2
<i>Synedra</i> sp. 1	0	0	0,2	0
<i>Synedra</i> <i>tortuosa</i>	0,1	0,1	0	0
<i>Tabularia</i> <i>fasciculata</i>	0,1	0	0,5	1,7
<i>Tryblionella</i> <i>acuminata</i>	0,2	0,2	2,3	1,4
<i>Tryblionella</i> <i>compressa</i>	0,1	0	0	0
<i>Tryblionella</i> sp. 1	0,2	0,2	0	0,1
CHLOROPHYCEAE				
Chlorophyceae sp. 1	1,9	0,5	2,1	2,2
Chlorophyceae sp. 2	0	0	0,1	0,2
Chlorophyceae sp. 3	0	0	0,1	0
<i>Crucigenia</i> sp. 1	0,1	0	0,1	0,1
COSCINODISCOPHYCEAE				
<i>Actinoptychus</i> spp.	0,1	0	0	0
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>granulata</i>	0,2	0,1	1,8	2,8
Coscinodiscophyceae (fragmento)	34,2	25,1	9,5	15,6
Coscinodiscophyceae sp. 1	0,1	0,1	0	0
Coscinodiscophyceae sp. 2	0	0	0,1	0,2
Coscinodiscophyceae sp. 3	0,2	0,3	0	0
Coscinodiscophyceae spp.	3,6	1,4	3,6	6,2

<i>Coscinodiscus cf. asteromphalus</i>	0,1	0,1	0,1	0
<i>Coscinodiscus wailesii</i>	0	0,1	0	0
<i>Cyclotella</i> spp.	7,5	1,6	1,8	4,6
<i>Melosira moniliformis</i>	0,2	0	1,7	4,7
<i>Melosira varians</i>	0,2	0,1	0,2	0,3
<i>Odontella aurita</i>	0	0,2	0,1	0,3
<i>Paralia sulcata</i>	0,4	0,2	0,1	0,3
<i>Psammodiscus</i> sp.	0,1	0,1	0,1	0
<i>Rhizosolenia</i> spp.	0	0,1	0	0
<i>Thalassiosira</i> spp.	0,1	0,1	0,6	0,1
CYANOBACTERIA				
Cyanobacteria sp. 1 (Cocóide)	0,2	0,1	0,1	0
Cyanobacteria sp. 2 (filamentosa)	0,1	0,1	0	0
Cyanobacteria sp. 3 (filamentosa)	0	0	0,5	0,4
Cyanobacteria sp. 4 (colonial)	0	0	0,2	0,3
Cyanobacteria sp. 5 (filamentosa)	0	0	0,1	0,2
Cyanobacteria sp. 6 (filamentosa)	0	0	0,5	0
Cyanobacteria sp. 7 (colonial)	0	0	0,2	0,1
Cyanobacteria sp. 8 (filamentosa)	0	0	0	0,1
Cyanobacteria sp. 9 (filamentosa)	0	0	0,1	0,1
Cyanobacteria sp. 10 (filamentosa)	0	0	0	0,1
Leptolyngbyaceae sp. 1	0	0	0,4	1,0
Oscillatoriaceae sp. 1	0	0	1,9	0,8
Pseudoanabaena sp.	0	0	0	0,1
DINOPHYCEAE				
Dinophyceae spp.	0	0	0,3	0
<i>Prorocentrum micans</i>	0,1	0,1	0	0
EUGLENOPHYCEAE				
Euglenophyceae sp. 1	0,1	0,1	0	0
Euglenophyceae sp. 2	0,4	0,3	0,3	0
Euglenophyceae sp. 3	0	0	0	0,1
Euglenophyceae sp. 4	0	0	0,1	0
Euglenophyceae sp. 5	0	0	0	0,1
MEDIOPHYCEAE				
<i>Bacteriastrum</i> spp.	0	0	0	0,2
<i>Campylosira cymbelliformis</i>	0,1	0	0	0
<i>Skeletonema</i> spp.	0,3	0,06	16,6	21,6
ZYGNEMATOPHYCEAE				
<i>Cosmarium</i> spp.	0	0	0,1	0
NÃO IDENTIFICADA				
NI sp. 1	0	0	0	0,1
NI sp. 2	7,0	0,1	0,6	0,3
NI sp. 3	0,1	0,1	0	0
NI sp. 5	0,1	0	0,1	0
NI sp. 6	0	0	0,1	0
NI sp. 7	0	0	0,1	0
NI sp. 8	0	0	0,1	0
NI sp. 9	0	0	0,1	0

NI sp. 10	0	0	0,1	0
NI sp. 11	0,5	0,1	0,1	0,1
NI sp. 12	0	0	0,2	0,1
NI sp. 13	0	0	0	0,1
NI sp. 14	0	0	0,1	0
NI sp. 15	0	0	0,1	0
NI sp. 16	0	0	0	0,1
NI sp. 17	0	0	0	0,1
NI sp. 18	0	0	0	0,1
NI sp. 19	0	0	0,1	0
NI sp. 20	0	0	0,1	0
NI sp. 21	0	0	0	0,1
NI sp. 22	0	0	0	0,1
NI sp. 23	0	0	0	0,1
NI sp. 24 (flagelado)	1,0	0,3	2,8	1,1
NI sp. 25 (flagelado)	0	0	0,2	0
NI sp. 26 (flagelado)	0	0	0,4	0
NI sp. 27	0	0	0,3	0,1
NI sp. 28	0,1	0	0	0
COPEPODA				
Copepoda spp. (fragmento)	0,1	0,3	0,1	0,4
Calanoida spp. (fragmento)	0,2	0,6	0	0
Cyclopoida spp.(fragmento)	1,2	1,7	0	0
Crustacea spp. (fragmento)	0,4	0,2	0,1	0,3
SARCODINA				
Thecamoebina	0,1	0	0,1	0

1369

1370

1371

1372

1373

1374

1375

1376

1377

1378

1379

1380

1381

Instruções aos autores da revista Hydrobiologia

Os trabalhos submetidos a revista Hydrobiologia devem ser organizados de acordo com a estrutura padrão de um artigo científico: Introdução, Materiais e Métodos, Resultados, Discussão, Conclusão, Agradecimentos, Referências, Tabelas, legendas de figuras. O resumo deve conter entre 150 a 200 palavras e de 4 a 6 palavras-chave. Deve ser escrito com a fonte Times New Roman tamanho 10 (Mantivemos o tamanho 12 para melhor leitura da banca examinadora). As referências no texto usarão o nome e o sistema do ano: Adam & Eve (1983) ou (Adam & Eve, 1983), para mais de dois autores, use Adam et al. (1982). As referências seguirão os estilos conforme dados nos exemplos fornecidos pela revista, ou seja, os periódicos NÃO são abreviados (a partir de janeiro de 2003), apenas números de volume (não emendas) são fornecidos, somente fontes normais são usadas, sem negrito ou itálico.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Nossas evidências de partição de nicho trófico entre as espécies de tainhas baseadas em análises do conteúdo estomacal e isótopos estáveis revelaram algumas discordâncias entre si. Por exemplo, em relação às análises isotópicas, a sobreposição foi muito maior no estuário quando comparado com o mar. Isso corrobora com a hipótese de partição de nicho trófico em ambiente com menor disponibilidade de alimento. No entanto, embora tenha ocorrido uma alta sobreposição trófica no estuário entre as duas espécies de tainha, sugerindo ausência de partição de nicho trófico, não necessariamente está ocorrendo competição entre elas, devido a não limitação de recursos alimentares no ambiente. Porém, com base no conteúdo estomacal das duas espécies de tainha, houve uma alta e similar sobreposição de nicho trófico nas duas regiões (mar e estuário). Isso ocorre devido ao fato de que as diferentes metodologias permitem analisar a dieta em escalas de tempos distintas. Todavia, as duas metodologias fornecem informações complementares, pois, os isótopos estáveis fornecem uma estimativa dos recursos alimentares que foram assimilados pelas espécies de forma mais ampla (~ dois meses) (HESSLEIN et al., 1993; OLIVEIRA et al., 2017) e o conteúdo estomacal fornece uma descrição detalhada da composição da dieta das duas espécies que foram ingeridas recentemente (HYSLOP, 1980). Por fim, é importante destacar a utilização de frações isotópicas das fontes alimentares com diferentes classes de tamanho (1,2-20, 20-68, 68-250 μ m) do POM e do SOM que permitiu observar mudanças na assimilação de fontes alimentares planctônicas (POM oceânico) nos indivíduos capturados na zona de arrebentação para bentônicas com preferência pela fração SOM 68-250 μ m no estuário pelas espécies *M. curema* e *M. liza*.

O entendimento da ecologia trófica de espécies iliófagas e/ou detritívoras impõe vários desafios técnicos, portanto, futuros estudos sobre a ecologia trófica de tainhas deveriam ampliar a abordagem integrada no presente estudo (conteúdo estomacal e isótopos estáveis), incluindo outras técnicas como análises de isótopos estáveis de aminoácidos, ácidos graxos, traçadores de DNA, entre outras (MAJDI et al., 2018). Além disso, a compreensão da ecologia trófica de espécies detritívoras e/ou iliófagas como as tainhas são importantes por várias razões. Por exemplo, esses peixes exercem um importante papel ecológico nos ecossistemas, pois ao se alimentarem de organismos bentônicos quando entram nos estuários, como foi observado através das análises

isotópicas das diferentes frações das fontes alimentares para as espécies de juvenis *Mugil curema* e *M. liza* deste estudo, acabam ocasionando uma perturbação no sedimento e isso faz com que ocorra trocas de nutrientes entre o sedimento e a água, disponibilizando esses nutrientes para os outros organismos (HOLMLUND & HAMMER, 1999; HELFMAN et al., 1999). Além do mais, pelo fato de se reproduzirem no mar e usarem os estuários como zona de criação e alimentação, as tainhas acabam conectando os ecossistemas costeiros com o mar, desempenhando um papel de troca de energia, matéria e nutrientes entre os diferentes ambientes (OLIVEIRA et al., 2014). Ainda, a espécie *Mugil liza* é importante na pesca na região sul do Rio Grande do Sul (Lagoa dos Patos), sendo que a sua captura ocorre principalmente quando elas se agregam para migrar e se reproduzirem no mar. Nas últimas décadas, as ovas das tainhas têm adquirido um alto valor comercial o que vem agravando o impacto sobre a espécie (HAIMOVICI & CARDOSO, 2016; SANTANA et al., 2017). Tendo em vista tanto a importância ecológica quanto comercial desses organismos, é imprescindível avançar na compreensão de aspectos ainda pouco conhecidos da sua biologia, como a ecologia trófica. Portanto, essas informações são de extrema importância para entender o papel ecológico dessas espécies de tainhas nos ecossistemas, especialmente no momento em que essas populações estão sofrendo forte impacto antrópico.

REFERÊNCIAS

- HAIMOVICI, M.; CARDOSO, L. G. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. **Marine Biology Research**, v. 13, p. 135-150, 2016.
- HELFMAN, G. S.; COLLETE, B. B.; FACEY, D. E. **The Diversity of Fishes**. EUA: Blackwell Science, 1999.
- HOLMLUND, C. M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological economics**, v. 29, n. 2, p. 253-268, 1999.
- 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 $\delta^{15}\text{N}$. **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, p. 2071-2076, 1993.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, p. 411-429, 1980.
- MAJDI, N., N. HETTE-TRONQUART, E. AUCLAIR, A. BEC, T. CHOUVELON, B. COGNIE, M. DANGER, P. DECOTTIGNIES, A. DESSIER, C. DESVILETTES, S. DUBOIS, C. DUPUY, C. FRITSCH, C. GAUCHEREL, M. HEDDE, F. JABOT, S. LEFEBVRE, M. MARZLOFF, B. PEY, N. PEVRARD, T. POWOLNY, R. SABBADIN, E. THEBAULT & M-E. PERGA. There's no harm in having too much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. **Food webs**, v.17, p. 00-100, 2018.
- 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 juveniles mullets *Mugil liza* under experimental conditions. **Journal of Fish Biology**, v. 91, p. 1241-1249, 2017.
- SANTANA, R.; KINAS, P. G.; MIRANDA, L. V.; SCHWINGEL, P. R.; CASTELLO, J. P.; VIEIRA, J. P. Bayesian state-space models with multiple CPUE data: the case of a mullet fishery. **Scientia Marina**, v. 81, p. 361-370, 2017.

ANEXOS

Anexo 1. Co-autoria extra produzida pela discente no período do mestrado

GARCIA, A. F. S., A. M. GARCIA, **S. R. VOLLRATH**, F. SCHNECK, C. F. M. SILVA, Í. J. MARCHETTI, J. P. VIEIRA. 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.

Anexo 2. Certificado do Comitê de Ética em Uso Animal

COMISSÃO DE ÉTICA EM USO ANIMAL
Universidade Federal do Rio Grande
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - PROPEP
ceua@furg.br - http://www.propep.furg.br

CEUA - FURG

CERTIFICADO Nº P001/2018

Certificamos que o projeto intitulado "Pesquisas de longa duração sobre a bioecologia de peixes na planície costeira do Rio Grande do Sul", protocolo nº 23116.009799/2016-73, sob a responsabilidade de Alexandre Miranda Garcia - que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao Filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa - 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 APROVADO pela COMISSÃO DE ÉTICA EM USO ANIMAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE (CEUA-FURG), em reunião de 24 de janeiro de 2018 (Ata 001/2018).

A CEUA lembra aos pesquisadores que qualquer alteração no protocolo experimental ou na equipe deve ser encaminhada à comissão para avaliação e aprovação. Um relatório final deve ser enviado à CEUA no término da vigência do seu projeto.

CEUA Nº	Pq044/2018
COLABORADORES AUTORIZADOS A MANIPULAR OS ANIMAIS	Adna Ferreira Silva Garcia; Thiago dos Santos Tuchtenhagen; Paula Evelyn Rubira Pereyra; Bianca Possamai; Sabrina Radunz Vollrath
VIGÊNCIA DO PROJETO	30/09/2026
ESPÉCIE / GRUPOS TAXONÔMICOS	Peixes
NÚMERO DE ANIMAIS	
Nº SOLICITAÇÃO / AUTORIZAÇÃO SISBIO	47567-2
ATIVIDADE(S)	(X) CAPTURA (X) COLETA DE ESPÉCIMES () MARCAÇÃO () OUTRAS:
LOCAL(ES) REALIZAÇÃO ATIVIDADES	Planície costeira do Rio Grande do Sul
ENVIO RELATÓRIOS PARCIAIS	Janeiro de 2019; Janeiro de 2020; Janeiro de 2021; Janeiro de 2022; Janeiro de 2023; Janeiro de 2024; Janeiro de 2025; Janeiro de 2026
ENVIO DO RELATÓRIO FINAL	Outubro de 2026

Rio Grande, 24 de janeiro de 2018.

Med. Vet. Márcio de Azevedo Figueiredo
Coordenador da CEUA-FURG

Controle da CEUA - Parecer(es) prévios(s) relacionado(s) ao processo: P014/2017; P069/2017. Página 1/1