



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Lucas Rodrigues Tovar

**Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio na teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) na Baía da Ilha Grande**

Rio de Janeiro

2023

Lucas Rodrigues Tovar

**Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio na teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) na Baía da Ilha Grande**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos oceanográficos na interface continente-oceano.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>. Tatiana Lemos Bisi

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ/REDE SIRIUS/CTCC

T736 Tovar, Lucas Rodrigues.  
Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio na teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) / Lucas Rodrigues Tovar.– 2023.  
83 f. : il.

Orientadora: Tatiana Lemos Bisi.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Mercúrio – Bioacumulação - Teses. 2. Mercúrio – Contaminação - Teses. 3. Cetáceo - Teses. 4. Golfinho – Teses. 5. Gestão ambiental – Teses. I. Bisi, Tatiana Lemos. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. III. Título.

CDU: 599.5:661.849

Bibliotecária Responsável: Priscila Freitas Araujo/ CRB-7: 7322

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Lucas Rodrigues Tovar

**Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio na teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) na Baía da Ilha Grande**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos oceanográficos na interface continente-oceano.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2023.

Banca Examinadora: \_\_\_\_\_

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>. Tatiana Lemos Bisi (Orientadora)

Faculdade de Oceanografia - UERJ

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>. Daniele Kasper

Instituto de Ciências Biológicas - UFMG

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>. Haydée Andrade Cunha

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Rio de Janeiro

2023

## AGRADECIMENTOS

Escrever esse texto e defender essa pesquisa são coisas que eu não poderia, nem queria, ter feito sozinho. Eu sou extremamente grato a todas as pessoas que passaram pela minha vida e que de alguma forma contribuíram para eu chegar até esse momento sendo quem eu sou hoje. Mesmo assim existem algumas muitas pessoas ainda mais importantes que não posso deixar de citar pela enorme contribuição que tiveram, e ainda tem, na minha vida e no meu trabalho.

A minha mãe, Ilma Rodrigues, e meu pai, Luis Enrique Tovar, que sempre fizeram questão de me possibilitar a melhor educação possível, assim como todo apoio emocional e financeiro que me possibilitou concluir a graduação. Não posso deixar de agradecer também a meu padrasto, Herbert, e minha madrastra, Valéria, que também sempre me incentivaram de diversas formas a seguir com meus estudos. Gostaria também de agradecer a minha vó, Maria Alice, que sempre esteve presente na minha vida me dando carinho, afeto e segurança.

A minha orientadora Tati, por ter me dado a oportunidade de estagiar, fazer minha monografia e dissertação no MAQUA, de manter e ampliar a estrutura do laboratório. Por ter me incentivado a submeter projetos de financiamento, a participar de congressos internacionais e a seguir para o doutorado com um projeto vindo de uma ideias e interesses pessoais. Tati, você foi muito companheira e me ajudou a crescer muito profissionalmente, fico muito feliz de tê-la como orientadora.

Aos professores do laboratório Tati, Zé, Alexandre e Haydée por me darem a oportunidade de passar esses anos no MAQUA, sempre se esforçando para manter a melhor estrutura possível para minha pesquisa e dos demais alunos. Não se pode diminuir a habilidade desses pesquisadores em manter um laboratório da qualidade do MAQUA em meio ao desmonte que a ciência e ensino públicos vem sofrendo no Brasil. Felizmente podemos sonhar com dias menos nefastos e em um país onde a ciência seja minimamente respeitada.

A equipe do laboratório sempre solícita tanto em ajudar como em ensinar, além de fazerem os momentos de trabalho mais descontraídos. Principalmente a equipe da ecotoxicologia, que sempre me incentivaram e tornou diversos momentos extremamente pesados em momentos mais tranquilos. A pandemia fez a gente ver as relações de forma diferente e valorizo muito termos criados uma equipe que funciona e se ajuda. Gostaria de agradecer especialmente a Bárbara, Larissa, Monizze, Nara, Neto e Samara, a pandemia

deixou todos nós mais próximos e fico muito feliz poder contar com vocês não só como colegas de trabalho, mas como amigos também.

A Fernanda por ser minha colega de turma e dividir diversos momentos comigo. Eu fico muito feliz em ter feito o mestrado junto com você, fomos apoios muito importantes um para o outro. E olha, a gente aproveitou tudo que podia desse mestrado... viajar para Europa e para Bahia no mesmo ano à trabalho não é para qualquer um. Desejo tudo de melhor na sua nova fase, vamos viajar muito ainda, mas sem 34h de viagem, por favor.

A Mariana por ser a parceira de trabalho que eu precisava, sem você esse projeto não existiria, literalmente. Eu não sei se você sabe, mas eu aprendi muito com você, principalmente a pensar fora da caixinha e a entender os outros. Fico muito feliz em ter tido a oportunidade de trabalhar com você mais intimamente.

A Gleici por operar o IRMS auxiliando nas análises de isótopos estáveis e a Emi por me ensinar e auxiliar na análise das camadas de crescimento da dentina para estimação da idade.

A banca por ter aceito não só o convite para a banca de dissertação, mas também dos outros seminários de qualificação. Muito da forma que esse trabalho tomou vieram da contribuição dos avaliadores que tive ao longo do meu mestrado.

Eu sou o primeiro ritmo a formar pretos ricos  
O primeiro ritmo que tornou pretos livres  
Anel no dedo em cada um dos cinco  
Vento na minha cara, eu me sinto vivo  
A partir de agora considero tudo blues  
O samba é blues, o rock é blues, o jazz é blues  
O funk é blues, o soul é blues, eu sou Exu do Blues  
Tudo que quando era preto era do demônio  
E depois virou branco e foi aceito, eu vou chamar de blues

*Baco exu do blues*

## RESUMO

TOVAR, Lucas Rodrigues. **Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio na teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) na Baía da Ilha Grande**. 2023. 83 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

O mercúrio é um metal de importância toxicológica que ocorre naturalmente no meio ambiente, pode ter suas concentrações elevadas pela ação humana e possui potencial de bioacumulação e biomagnificação. A dieta é a principal via de exposição a esse contaminante, sendo assim, a ecologia trófica é fundamental para entender a contaminação por mercúrio e seus riscos à biota. Os isótopos estáveis de nitrogênio são uma das ferramentas utilizadas para entender a transferência de energia e de contaminantes nas teias tróficas. O presente estudo teve como objetivo investigar a transferência de mercúrio através da teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis*, na Baía da Ilha Grande, Brasil (BIG). Amostras da espécie foram obtidas de carcaças encontradas encalhadas na BIG entre 2012 e 2020, suas potenciais presas foram coletadas em entreposto pesqueiro na mesma baía na estação úmida e na estação seca. As concentrações de mercúrio total (HgT) no músculo (n=147) e no fígado (n=7) foram determinadas por espectrometria de absorção atômica e os valores musculares de  $\delta^{15}\text{N}$  (n=147) foram mensuradas por um espectrômetro de massas de razão isotópica. Para investigar a importância transferência trófica afeta a contaminação por mercúrio na biota, foram aplicados modelos lineares entre as concentrações logarítmicas de HgT e  $\delta^{15}\text{N}$  ou posição trófica (PT). A estimativa de transferência trófica foi realizada pelo antilog da inclinação da reta da regressão (TMF). As concentrações de HgT em *S. frontalis* foram maiores no fígado ( $55665 \pm 53163 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s.}$ ) do que no músculo ( $2196 \pm 1662 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s.}$ ) e nenhuma correlação com a idade foi encontrada. As concentrações HgT, e os valores de PT ( $4,0 \pm 0,3$ ) e  $\delta^{15}\text{N}$  ( $13,7 \pm 1,5\%$ ) no verão variaram significativamente, no inverno PT e  $\delta^{15}\text{N}$  também variaram significativamente entre as espécies, mas THg não. Todos os modelos com o uso da PT foram significativos e o  $\text{TMF} > 1$ , mas para  $\delta^{15}\text{N}$  apenas o modelo do verão foi significativo e o  $\text{TMF} > 1$ . As concentrações de mercúrio em *S. frontalis* na BIG foram similares de outros estudos com a espécie no Brasil e Caribe, mas menores do que no Arquipélago de Açores e EUA. O presente estudo mostrou que a transferência trófica é um fator importante na biomagnificação do mercúrio nesta teia alimentar costeira tropical. Tanto  $\delta^{15}\text{N}$  quanto PT foram boas variáveis explicativas para a transferência trófica de mercúrio, PT foi melhor para comparar diferentes estações do ano por considerar as diferenças metabólicas entre *S. frontalis* e suas presas.

Palavras-chave: elementos traço; TMF; isótopos estáveis; cetáceos; ecologia trófica;  $\delta^{15}\text{N}$ .



## ABSTRACT

TOVAR, Lucas Rodrigues. **Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio na teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) na Baía da Ilha Grande**. 2023. 83 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Mercury is a toxicologically important metal that occurs naturally in the environment, can have its concentrations elevated by human action and has potential for bioaccumulation and biomagnification. Diet is the main contamination source, therefore, trophic ecology is fundamental to understanding mercury contamination and its risks to biota. The stable isotopes of nitrogen are one of the most powerful tool to understand the energy and contamination transfer over food webs. The present study aimed to investigate the transfer of mercury through the food web of the Atlantic spotted dolphin, *Stenella Frontalis*, in Ilha Grande Bay, Brazil (BIG). Samples of the species were obtained from carcasses found stranded in the BIG, between 2012 and 2020, their potential prey were collected in a fishing landing in the same bay, in summer and winter seasons. Muscle (n=147) and liver (n=7) total mercury (THg) concentrations were determined by atomic absorption spectrometry and muscle (n=147)  $\delta^{15}\text{N}$  values were measured by an isotope ratio mass spectrometer. To investigate trophic transfer effects over mercury contamination in biota, six linear models between logarithmic concentrations of THg and  $\delta^{15}\text{N}$  or trophic position (TP) were applied. The trophic transfer estimate was performed using the antilog' slope from regression equation (TMF), calculated from each model. THg concentrations in *S. frontalis* were higher in the liver ( $55665 \pm 53163 \text{ ng.g}^{-1} \text{ d.w}$ ) than in muscle ( $2196 \pm 1662 \text{ ng.g}^{-1} \text{ d.w}$ ) and no correlation with age was found. THg concentrations, TP and  $\delta^{15}\text{N}$  values in summer varied significantly, in winter TP and  $\delta^{15}\text{N}$  also varied significantly between species, but THg did not. All models using TP were significant and  $\text{TMF} > 1$ , but using  $\delta^{15}\text{N}$  only the summer model was significant and  $\text{TMF} > 1$ . Mercury concentrations in *S. frontalis* in BIG were in the same range as other studies in Brazil and the Caribbean sea, but smaller than in the Azores Archipelago and USA. The present study showed that trophic transfer was an important factor in mercury biomagnification in this tropical coastal food web. Both  $\delta^{15}\text{N}$  and TP were good explanatory variables for mercury trophic transfer, TP was better to compare different seasons of the year by considering the metabolic differences between *S. frontalis* and its prey.

Keywords: trace elements; TMF; stable isotopes; cetaceans; trophic ecology;  $\delta^{15}\text{N}$ .

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Mapa de distribuição da espécie *S. frontalis*, adaptado de Jefferson et al. (2015) (A). Foto da espécie ilustrando o padrão característico de coloração em adultos (B) e as diferenças de coloração entre indivíduos adultos e filhotes (C)..... 24
- Figura 2 – Mapa com a localização das carcaças do golfinho-pintado-do-Atlântico *Stenella frontalis*, os pontos de coleta de sêston e locais de aquisição das presas coletadas na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro..... 30
- Figura 3 – Concentração de mercúrio total (HgT) em músculo e fígado (A) e a correlação entre as concentrações nesses dois tecidos (B) de *Stenella frontalis* coletados na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. No boxplot são apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos..... 39
- Figura 4 – Gráficos da correlação entre as concentrações de mercúrio total no músculo (A) e no fígado (B) com a idade de *S. frontalis* da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro..... 41
- Figura 5 – Gráficos da correlação entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (A) e Posição trófica (B) com a idade de *S. frontalis* da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro.. 42
- Figura 6 – Concentração de mercúrio total ( $\text{ng.g}^{-1}$  p.s.) nas presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação úmida na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos..... 44
- Figura 7 – Concentração de mercúrio total ( $\text{ng.g}^{-1}$  p.s.) nas presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação seca na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos..... 44
- Figura 8 – Valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação úmida na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos. As faixas cinzas representam a posição trófica, cinza mais clara a segunda posição trófica, cinza média a terceira e

- cinza mais escuro a quarta posição trófica. As linhas tracejadas demarcamos limites entre cada posição trófica..... 47
- Figura 9 – Valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação seca na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos. As faixas cinzas representam a posição trófica, cinza mais claro a segunda posição trófica, cinza mais escuro a terceira. As linhas tracejadas demarcamos limites entre cada posição trófica..... 48
- Figura 10 – Relação entre as concentrações logarítmicas de mercúrio total ( $\text{ng.g}^{-1}$  p.s.) com os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  na teia trófica de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande (RJ). Os ícones em cinza são organismos utilizados em ambas estações, e a reta cinza representa a relação considerando as amostras da estação úmida com as da estação seca..... 51
- Figura 11 – Relação entre as concentrações logarítmicas de mercúrio total ( $\text{ng.g}^{-1}$  p.s.) com as posições tróficas na teia trófica de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande (RJ). Os ícones em cinza são organismos utilizados em ambas estações, e a reta cinza representa a relação considerando as amostras da estação úmida com as da estação seca..... 52

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Relação das presas de *Stenella frontalis* reportadas na literatura para o estado do Rio de Janeiro, com nome científico e vulgar e os Índices de Importancia Relativa (IIR) reportados para cada espécie, assim como a estimativa do comprimento total (mínimo; máximo). Espaços preenchidos com “-” não tiveram essa métrica reportada, espaços preenchidos com “NR” a espécie não foi reportada. Em negrito as espécies consideradas prioritarias para coleta no presente trabalho..... 32
- Tabela 2 – Dados biológicos e coordenadas do local de encalhe das carcaças de *Stenella frontalis* (Sf) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Ano e mês de coleta, comprimento total (CT), idade em anos, sexo (‘F’ para feminino e ‘M’ para masculino) e código de decomposição das carcaças (COD). A disponibilidade de amostra está indicada pelo “\*”, no qual “M” é músculo estriado esquelético e “F” é fígado..... 38
- Tabela 3 – Nome científico, nome vulgar, comprimento total (CT) médio  $\pm$  desvio padrão (DP), mínimo (mín) e máximo (máx) das espécies de presas de *Stenella frontalis* encontradas no conteúdo estomacal por Silva (2019) e das coletadas na estação seca e úmida na Baía da Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro pelo presente trabalho..... 39
- Tabela 4 – Valores das medianas (med), média  $\pm$  desvio padrão (mínimo; máximo) das concentrações de mercúrio total (HgT) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na Baía da Ilha Grande em ambas estações e o resultado do teste de Kruskal-Wallis..... 43
- Tabela 5 – Valores de  $p$  corrigidos por *Benjamini-Hochberg*, do teste de *Dunn* a *posteriori* das comparações das concentrações de mercúrio total nas presas de *S. frontalis* coletados na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Em branco as presas coletadas na estação úmida e em cinza na estação seca, na qual não houve diferença significativa ( $H = 15,7$ ,  $p=0,1$ ) Em negrito estão os valores significativos de  $p$  ( $\leq 0,05$ )..... 45
- Tabela 6 – Valores médios  $\pm$  desvio padrão (mínimo; máximo) de  $\delta^{15}\text{N}$  e da posição trófica (PT) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na Baía da Ilha

	Grande em ambas estações e o resultado do teste de Kruskal-Wallis.....	46
Tabela 7 –	Valores de <i>p</i> corrigidos por <i>Benjamini-Hochberg</i> , do teste de Dunn <i>a posteriori</i> dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e da posição trófica nas presas de <i>S. frontalis</i> coletados na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Em branco os valores para estação úmida e em cinza para estação seca. Não foram realizados testes estatísticos na estação seca com <i>S. papillosum</i> , <i>E. anchoita</i> e <i>P. porosissimus</i> por conta do baixo número de amostras. Em negrito estão os valores significativos de <i>p</i> ( $\leq 0,05$ ).....	49
Tabela 8 –	Descrição dos modelos lineares entre as concentrações logarítmicas de HgT e as variáveis explicativas ( $\delta^{15}\text{N}$ e posição trófica) na teia trófica de <i>S. frontalis</i> na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Número de amostras ( <i>n</i> ), erro padrão da inclinação da reta ( $EP_{\beta}$ ), Coeficiente de determinação ( $R^2$ ), intercepto do modelo ( $\alpha$ ), inclinação da reta do modelo ( $\beta$ ), fator de magnificação trófica (TMF) e a significância de cada modelo ( <i>p</i> ).....	50
Tabela 9 –	Revisão dos estudos que reportam concentração de mercúrio em <i>S. frontalis</i> , incluindo informações da localidade, ano de coleta, valor médio $\pm$ desvio padrão (mín; máx) do comprimento total (CT) dos espécimes e concentração média $\pm$ desvio padrão (mín; máx) de mercúrio total (HgT; ng.g-1p.s.) no músculo e no fígado.....	56
Tabela 10 –	Revisão dos estudos que reportam concentração de mercúrio em cetáceos da Baía da Ilha Grande e de delfinídeos do embaiamento de São Paulo, com: localidade, ano de coleta, média $\pm$ desvio padrão (mín; máx) do comprimento total e das concentrações de mercúrio total (HgT; ng.g-1p.s.) no músculo e no fígado.....	60
Tabela 11 –	Tabela revisional dos estudos com cetáceos que reportam TMF para mercúrio total, incluindo as informações da espécie, localidade, tecido do cetáceo analisado, estação de coleta, variável explicativa, número de amostras ( <i>n</i> ), Fator de Transferência Trófica (TMF), coeficiente de determinação ( $R^2$ ), Valor de <i>p</i> ( <i>p</i> ) e a referência.....	67

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$\mu\text{m}$	micrometros
ACAS	Água Central do Atlântico Sul
BAF	Fator de Bioacumulação
BSAF	Fator de acumulação biota-sedimento
BCF	Fator de bioconcentração
BIG	Baía da Ilha Grande
BMF	Fator de biomagnificação
C°	Graus centígrados
Cd	Cádmio
cm	Centímetros
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DOLT-5	Fígado de cação - material de referência certificado para metais traço e outros constituintes
DORM-2	Proteína de peixe - material de referência certificado para metais traço – 2
DORM-5	Proteína de peixe - material de referência certificado para metais traço – 5
DP	Desvio Padrão
FET	Fator de Enriquecimento Trófico
g	Gramas
HgT	Mercúrio total
HgSe	Formula molecular da Tiamanita
IE	Isótopos Estáveis
IIR	Índice de Importância Relativa
Kg	Kilograma
l	Litro
LOD	Limite de Detecção
LOQ	Limite de Quantificação

MAQUA	Laboratório de Mamíferos Marinhos e Bioindicadores
MeHg	Mono-metil-mercúrio
ml	Mililitro
ng	nanograma
NRC	Concelho nacional de pesquisa - Canadá
p.s.	Peso seco
p.u.	Peso úmido
PCB	Bifenilas policloradas
PT	Posição trófica
TMF	Fator de magnificação trófica
$\delta^{15}\text{N}$	Razão entre os isótopos estáveis de nitrogênio na notação delta

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	16
1	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	18
1.1	<b>Mercúrio</b> .....	18
1.2	<b>Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio</b> .....	20
1.3	<b>O golfinho-pintado-do-Atlântico, <i>Stenella frontalis</i> (Cuvier, 1829)</b> .....	23
2	<b>OBJETIVOS</b> .....	27
2.1	<b>Objetivo geral</b> .....	27
2.2	<b>Objetivos específicos</b> .....	27
3	<b>METODOLOGIA</b> .....	28
3.1	<b>Área de Estudo</b> .....	28
3.2	<b>Coleta de séston</b> .....	29
3.3	<b>Amostragem de <i>Stenella frontalis</i></b> .....	31
3.4	<b>Coleta de presas</b> .....	31
3.5	<b>Preparo das amostras para análise</b> .....	32
3.6	<b>Determinação de mercúrio total (HgT)</b> .....	33
3.6.1	<u>Controle analítico das análises de mercúrio total (HgT)</u> .....	33
3.7	<b>Mensuração de isótopos estáveis de nitrogênio (<math>\delta^{15}\text{N}</math>)</b> .....	34
3.8	<b>Estimativa de idade</b> .....	34
3.9	<b>Posição trófica</b> .....	35
3.10	<b>Tratamento dos dados</b> .....	36
3.11	<b>Transferência trófica e biomagnificação do mercúrio</b> .....	37
4	<b>RESULTADOS</b> .....	38
4.1	<b>Esforço de coleta</b> .....	38
4.2	<b>Concentrações de HgT, valores <math>\delta^{15}\text{N}</math> e posição trófica em <i>S. frontalis</i></b> .....	40
4.3	<b>Sazonalidade, HgT, <math>\delta^{15}\text{N}</math> e posição trófica das presas de <i>S. frontalis</i> na Baía da Ilha Grande</b> .....	42
4.3.1	<u>Sazonalidade na bioacumulação de HgT nas presas de <i>S. frontalis</i></u> .....	42
4.3.2	<u>Valores de <math>\delta^{15}\text{N}</math> e posição trófica das presas de <i>S. frontalis</i></u> .....	46
4.4	<b>Transferência de HgT ao longo da teia trófica de <i>S. frontalis</i></b> .....	50
5	<b>DISCUSSÃO</b> .....	53



5.1	A contaminação por mercúrio em <i>S. frontalis</i> da Baía da Ilha Grande.....	53
5.2	Comparação das concentrações de HgT em <i>S. frontalis</i> com outros estudos na espécie.....	55
5.3	Comparação das concentrações de HgT em <i>S. frontalis</i> com outros estudos em odontocetos na costa do estado do Rio de Janeiro e na Baía da Ilha Grande.....	57
5.4	Relações tróficas e bioacumulação de mercúrio na teia trófica de <i>S. frontalis</i> .....	61
5.5	A transferência trófica de mercúrio na teia trófica de <i>S. frontalis</i> .....	63
5.6	Comparação com outros estudos em teias tróficas tropicais.....	65
	<b>CONCLUSÃO</b> .....	69
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	70

## INTRODUÇÃO

O mercúrio é um elemento-traço sem funções biológicas conhecidas, mas que pode causar efeitos tóxicos mesmo em baixas concentrações (KERSHAW; HALL, 2019). Existem diversos efeitos deletérios relatados para diferentes táxons e ecossistemas, e em mamíferos marinhos se destacam neurotoxicidade (LÓPEZ-BERENGUER; PEÑALVER; MARTÍNEZ-LÓPEZ, 2020), nefrotoxicidade (WANG; BARBER; PFEIFFER, 2001) e imunotoxicidade (DESFORGES et al., 2016). Elevadas cargas teciduais de mercúrio já foram relacionadas com eventos de mortalidade atípica em cetáceos (MANHÃES et al., 2021). Apesar de não existirem estudos que relacionem o mercúrio a prejuízos diretos na reprodução em mamíferos aquáticos, os diversos efeitos negativos já citados podem prejudicar o sucesso reprodutivo de um indivíduo, assim como sua sobrevivência (KERSHAW; HALL, 2019). Logo, o mercúrio se torna uma ameaça a conservação de populações e espécies que estejam expostas a elevadas concentrações desse contaminante.

Além de tóxico, o mercúrio pode bioacumular e biomagnificar. Em cetáceos e outros mamíferos marinhos a dieta é principal via de exposição a esse contaminante. Portanto, a compreensão da transferência trófica do mercúrio é de extrema importância para melhor entender a cinética ambiental desse metal e da conservação de predadores de topo (GRAY, 2002; MCCORMACK; NOWLIN; DUTTON, 2022). Nessa perspectiva, a análise de isótopos estáveis vem sendo empregada por diversos estudos para investigar a transferência trófica de contaminantes (DORNELES et al., 2007; BISI et al., 2012). Dentre os elementos empregados para esses fins, se destaca a razão isotópica do nitrogênio ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ). Devido ao seu processo de fracionamento isotópico, é possível traçar o fluxo de energia dentro de uma mesma teia trófica, assim como estimar o nível trófico dos consumidores (MYAKE; WADA, 1967; NEWSOME et al., 2007).

A combinação de análise de contaminantes e de isótopos estáveis de nitrogênio permite entender melhor os processos de bioacumulação e de biomagnificação, permitindo a mensuração da transferência trófica de um contaminante (BORGÅ et al., 2012). Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , junto a variáveis como massa, estimativa de idade e zona de forrageamento fornecem informações importantes não só sobre a biomagnificação, mas sobre todo processo de bioacumulação (BORGÅ et al., 2012; CONDER et al., 2012; CABRINI et al., 2018; SOUZA et al., 2018). A análise conjunta de  $\delta^{15}\text{N}$  e das concentrações de um contaminante permite,

ainda, a comparação desses processos entre diferentes teias tróficas e diferentes contaminantes por meio de métricas como o Fator de Magnificação Trófica (TMF) (BISI et al., 2012; BORGÅ et al., 2012; BARRAGÁN-BARRERA et al., 2019).

No presente estudo, a espécie alvo escolhida foi o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*). A espécie pertence à família Delphinidae e ocorre regularmente em águas tropicais e subtropicais da plataforma continental do Oceano Atlântico (DO AMARAL et al., 2015). No Rio de Janeiro, a espécie tem sido observada com frequência ao longo da região costeira, incluindo o interior da Baía da Ilha Grande (BISI et al., 2013; PEREIRA et al., 2022). *S. frontalis* é um predador de topo de cadeia que se alimenta de uma grande diversidade de presas, principalmente cefalópodes e peixes (MELO et al., 2010). Estudos sobre a bioacumulação de mercúrio na espécie são escassos (e.g. KUNITO et al., 2004; LEMOS et al., 2013; KEHRIG et al., 2017). Tendo em vista o hábito costeiro e o alto nível trófico da espécie, é de grande importância determinar a exposição ao mercúrio, a transferência desse contaminante na teia trófica do *S. frontalis* e os possíveis efeitos para saúde desses animais.

Diante do exposto, o objetivo do estudo foi investigar a bioacumulação de mercúrio em *S. frontalis* e a biomagnificação ao longo da sua teia trófica na Baía da Ilha Grande.

# 1 REFERENCIAL TEÓRICO

## 1.1 Mercúrio

O mercúrio é o único metal que é encontrado em estado líquido e que volatiliza a temperatura ambiente. Esse metal ocorre naturalmente e não tem função biológica conhecida, porém possui grande importância toxicológica (OUTRIDGE et al., 2018). As principais fontes primárias de mercúrio são o vulcanismo e a lixiviação de rochas. Entretanto, existem diversos processos biológicos, geológicos e químicos que atuam disponibilizando, dispersando e sequestrando esse metal e constituindo seu ciclo biogeoquímico (MASON; FITZGERALD; MOREL, 1994; FIGUEIREDO et al., 2013; OUTRIDGE et al., 2018). O mercúrio passa por diversas transformações químicas ao longo desse ciclo podendo ser encontrado em sua forma atômica  $Hg^0$ , nas suas formas iônicas  $Hg^+$   $Hg^{++}$  e em formas orgânicas como o mono-metil-mercúrio (MeHg), di-metil-mercúrio ( $Me_2Hg$ ) e etil-mercúrio (EtHg) (MASON; SULLIVAN, 1999; MASON; LAWSON; SHEU, 2001).

Todas as formas de mercúrio são potencialmente tóxicas, porém o MeHg é a mais tóxica, com maior potencial de bioacumulação e a única que pode biomagnificar (GRAY, 2002; SEIXAS et al., 2014b). Já foram relatados diversos efeitos deletérios em diferentes táxons, sendo o MeHg considerado um dos contaminantes mais tóxicos (CHÉTELAT et al., 2020). Apesar de ocorrer naturalmente as concentrações atuais de mercúrio em diferentes compartimentos ambientais são, em sua maioria, provenientes de emissões antrópicas. A mineração historicamente tem uma grande importância nas emissões antrópicas de mercúrio, entretanto com o advento da revolução industrial a queima de combustíveis fósseis aumentou exponencialmente as emissões desse metal (OUTRIDGE et al., 2018). Após a implementação de medidas para conter as emissões por queima de combustíveis fósseis, a mineração, por conta do garimpo de ouro, voltou a ser o principal emissor de mercúrio (MASON et al., 2012). Além das fontes antrópicas fatores geológicos, oceanográficos e climáticos também podem afetar as concentrações desse contaminante na biota (COSSA et al., 2017; DIMENTO et al., 2019; PINZONE et al., 2019). As ressurgências costeiras são um desses fenômenos uma vez que levam massas d'água subsuperficiais a zona fótica permitindo a fotodegradação do di-metil-mercúrio e sua incorporação a teia trófica como mono-metil-mercúrio (MeHg) (CONAWAY et al., 2009).

O mercúrio passou a ganhar mais atenção quanto à sua preocupação toxicológica na década de 50, quando na Baía de Minamata, no Japão, ocorreu o mais importante evento de intoxicação por mercúrio até hoje relatado e que levou a óbito 1043 pessoas. A exposição se deu pelo lançamento de mercúrio inorgânico na baía. Entretanto, a microbiota transformou o mercúrio inorgânico em mercúrio orgânico que, por sua vez, entrou na teia trófica chegando aos peixes que a população local consumia, causando a intoxicação (HARADA, 1995). A exposição a concentrações tóxicas de mercúrio pode causar alterações em diferentes sistemas fisiológicos e a níveis bioquímicos e moleculares (WOODS *et al.*, 2005; FRANCISCATO *et al.*, 2011). Em humanos, pode-se destacar a depleção do sistema nervoso causando perda de memória e demência, disfunção renal, interrupção da função motora, além de afetar a reprodução, a resposta imune e a homeostase do sistema cardiovascular (ATSDR, 1999; ZAHIR *et al.*, 2005; FRANCISCATO *et al.*, 2011).

O estudo dos efeitos tóxicos de contaminantes em mamíferos marinhos possui inúmeras dificuldades metodológicas e éticas (KERSHAW; HALL, 2019). São animais de grande porte e que demandam grandes áreas de cativeiro, uma logística que além de dispendiosa em muitos países não é permitida ou extremamente dificultada pela legislação, como no Brasil (IBAMA, 2002). Além disso, há implicações éticas para estudos que podem gerar danos em animais sencientes. Apesar das dificuldades, já existem diversos trabalhos que conseguiram lançar luz sobre as rotas metabólicas do mercúrio (LAILSON-BRITO *et al.*, 2012; BOLEA-FERNANDEZ *et al.*, 2019; MANHÃES *et al.*, 2021), efeitos sobre o sistema imune (FROUIN *et al.*, 2012; DESFORGES *et al.*, 2016), neurológico (KREY; OSTERTAG; CHAN, 2015; LÓPEZ-BERENGUER; PEÑALVER; MARTÍNEZ-LÓPEZ, 2020), e potenciais efeitos nefrotóxicos (WANG; BARBER; PFEIFFER, 2001) e genotóxicos em mamíferos marinhos (KERSHAW; HALL, 2019).

A importância ecotoxicológica do mercúrio se dá não só por sua toxicidade, mas também por ser um dos poucos metais que podem biomagnificar e bioacumular (GRAY, 2002). A bioacumulação e biomagnificação são conceitos essenciais dentro de ecotoxicologia. Por bioacumulação entende-se o aumento das concentrações de um contaminante na biota em relação ao meio (GRAY, 2002). Portanto, a bioacumulação é um processo que inclui as vias de absorção e excreção de um contaminante, assim como sua metabolização e destoxificação (XU; WANG, 2015). O mercúrio, e outros contaminantes, bioacumulam quando a capacidade de um organismo de eliminá-lo é menor que sua exposição, elevando as concentrações no organismo em relação as suas vias de exposição (BORGÅ *et al.*, 2012)

. Quando esse aumento se dá não só do ambiente para organismo, mas também perpassa as relações tróficas se tem a biomagnificação (GRAY, 2002). A biomagnificação então é caracterizada por um aumento das concentrações de um contaminante ao longo da teia trófica.

Sem deixar de lado a importância toxicológica do mercúrio, ele também pode ser utilizado como um marcador ecológico. Isso por que as concentrações de mercúrio apresentam gradientes costa-oceano, bento-pelágicos e tróficos, além de poderem ser afetadas por fontes pontuais de emissões (LE CROIZIER et al., 2019; PINZONE et al., 2019). Esse potencial como ferramenta ecológica é amplificado quando relacionado a outros marcadores ecológicos, como os isótopos estáveis de N, C e S (PINZONE et al., 2019; GARCÍA BARCIA et al., 2021). A utilização de múltiplas ferramentas permite um melhor refinamento da análise, levando a conclusões que expressem melhor os processos ecológicos (LE CROIZIER et al., 2019).

## 1.2 Bioacumulação e biomagnificação de mercúrio

O potencial de bioacumulação do mercúrio varia entre suas espécies químicas e está intimamente relacionado com suas propriedades físicas e químicas. O mercúrio é encontrado no meio ambiente, em sua maior parte, em suas formas inorgânicas ( $Hg^{++}$  e  $Hg^{++}$ ) e metálica ( $Hg^0$ ), porém na biota a forma mais comum é o MeHg (BENOIT et al., 2002; COSSA et al., 2012; SOERENSEN et al., 2014; CANÁRIO et al., 2017). Essa diferença se deve à grande afinidade do MeHg por matéria orgânica, principalmente proteínas, aumentando seu potencial de bioacumulação (COSSA et al., 2012; SOERENSEN et al., 2014). As formas inorgânicas de mercúrio também bioacumulam, mas em menor intensidade, podendo até ser a espécie predominante em produtores primários (REINFELDER et al., 1998; KEHRIG, 2011).

O conceito de bioacumulação abarca todas as formas possíveis de exposição a um contaminante como a difusão e as vias alimentar, respiratória e cutânea (GRAY, 2002; LAVOIE et al., 2013; XU; WANG, 2015). Por bioacumulação também se entendem os processos fisiológicos, metabólicos e ecológicos que resultam nas concentrações do contaminante em um organismo (DANG; WANG, 2012; WANG; TAN, 2019). Quanto à exposição, a importância de cada via varia de organismo para organismo, além de variar de acordo com as características do contaminante. De forma geral a difusão tem grande

importância para seres unicelulares, por possuírem maior superfície relativa, permitindo maior troca com o meio. Para organismos multicelulares outras vias ganham maior relevância, principalmente a via trófica (WANG; RAINBOW, 2008; WANG et al., 2021). A transferência trófica, por sua vez, é capaz de transportar os contaminantes entre, e ao longo, de teias tróficas podendo tornar uma contaminação pontual em um fenômeno sistêmico. Além da transferência trófica ter o potencial de disseminar a contaminação ela também pode elevar as concentrações de um contaminante, quando ocorre a biomagnificação (GRAY, 2002).

A biomagnificação por conceito é o aumento das concentrações de um contaminante por mais de dois níveis tróficos (BORGÅ et al., 2012). Portanto, diferente da bioacumulação, a biomagnificação é um fenômeno relacionado à transferência trófica de um contaminante e está intimamente relacionada com a ecologia trófica de um organismo (GRAY, 2002; LAVOIE et al., 2013; WANG et al., 2021). A biomagnificação do mercúrio está amplamente reportada na literatura para diversas teias tróficas, principalmente para as aquáticas (GRAY, 2002; LAVOIE et al., 2013). Dentre as formas de mercúrio o metil mercúrio é a espécie que tem a biomagnificação mais frequentemente reportada, podendo magnificar suas concentrações em até 400 vezes (GRAY, 2002; KEHRIG, 2011; LAVOIE et al., 2013). Esse processo é um dos responsáveis pelas elevadas concentrações de mercúrio em predadores de topo como os mamíferos marinhos, atuns e afins e tubarões (KERSHAW; HALL, 2019; LE CROIZIER et al., 2020; MANHÃES et al., 2020). Entretanto, existem diversos outros fatores como a elevada massa corporal, alta longevidade e elevadas taxas metabólicas que também podem aumentar as concentrações de contaminantes em um organismo (YOUNG et al., 2015; SCHATUP et al., 2018). Não obstante, comumente essas características são encontradas justamente em predadores de topo e são reflexo do nível trófico que ocupam (HARDING; DALZIEL; VASS, 2018; HAZEN et al., 2019). Dessa forma, não é apenas a transferência trófica de um contaminante que constitui a biomagnificação em uma teia trófica, mas diversas características que o próprio aumento do nível trófico favorece em um organismo.

Estudar a transferência do mercúrio ao longo das teias tróficas sempre envolveu dificuldades metodológicas, uma vez que as relações tróficas podem ser extremamente complexas (VANDER; RASMUSSEN, 1996; BORGÅ et al., 2012). Entretanto, os isótopos estáveis de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ) se consolidaram como uma potente ferramenta para destrinchar as relações tróficas, permitindo acessar com mais acurácia o nível trófico dos organismos (VANDER; RASMUSSEN, 1996; POST, 2002). Uma vez que o  $\delta^{15}\text{N}$  permite inferir o fluxo de energia ao longo das teias tróficas ele também pode ser usado para estimar a transferência

trófica e a biomagnificação de contaminantes, como o mercúrio (BORGÅ et al., 2012; KIDD et al., 2019).

Existem diversas métricas para se acessar a bioacumulação e a biomagnificação de um contaminante, dentre as quais se destacam o Fator de Biomagnificação (BMF), o Fator de Bioacumulação (BAF), Fator de Acumulação Biota-Sedimento (BSAF), Fator de Bioconcentração (BCF) e o Fator de Magnificação Trófica (TMF) (BURKHARD et al., 2013; BARRAGÁN-BARRERA et al., 2019). Essas métricas visam quantificar os processos de biomagnificação e bioacumulação de um organismo ou sistema. Cada uma dessas métricas representa uma parte diferente desses fenômenos e, em diferentes graus, são ferramentas importantes para se entender a dinâmica de contaminantes nos ecossistemas (BORGÅ et al., 2012; CONDER et al., 2012; BURKHARD et al., 2013).

Nesse universo de métricas, duas se destacam quanto ao estudo da biomagnificação: o BMF e o TMF. Conceitualmente o BMF é uma métrica que reporta a transferência de um contaminante entre cada organismo, ou nível trófico, sendo medido entre cada interação trófica. Existem diferentes formas de se calcular essa métrica, mas elas consistem em uma razão entre as concentrações do contaminante no predador com o da presa (CONDER et al., 2012; BARRAGÁN-BARRERA et al., 2019). A principal limitação do BMF é que ele representa apenas relações pontuais não possibilitando uma análise integrada de toda teia trófica. Entretanto, é muito útil, principalmente em desenhos amostrais que não sejam possíveis aplicar o TMF.

A integralização da transferência trófica ao longo de uma teia alimentar é melhor verificada com o uso de outra métrica, o TMF (CONDER et al., 2012). Existem diversas metodologias para se calcular essa métrica, (1) variável explicativa utilizada (posição trófica ou  $\delta^{15}\text{N}$ ), (2) agrupando os dados por espécie ou utilizando os valores de cada indivíduo, (3) calculando a posição trófica de cada indivíduo ou multiplicando o FET (Fator de Enriquecimento Trófico) pela inclinação da reta ( $\text{TMF} = 10^{\beta \times \text{TEF}}$ ), (4) o uso de regressão bayesiana simples ou regressão linear simples. O que todos têm em comum é que calculam o anti-log da inclinação da equação da reta ( $\beta$ ) obtido a partir de uma regressão simples (JARDINE; KIDD; FISK, 2006; KIDD et al., 2019). Essa abordagem permite integralizar a transferência trófica ao longo de toda a teia alimentar e comparar teias e contaminantes distintos a partir de um único valor. Além de poder servir de base para medidas regulatórias, principalmente de contaminantes emergentes, e de conservação, para organismos topo de cadeia (BURKHARD et al., 2013; KIDD et al., 2019). A equação abaixo demonstra a fórmula



do TMF, sendo  $\beta$  o coeficiente angular da regressão linear entre as concentrações logarítmicas de um contaminante e o nível trófico ou os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (BORGÅ et al., 2012).

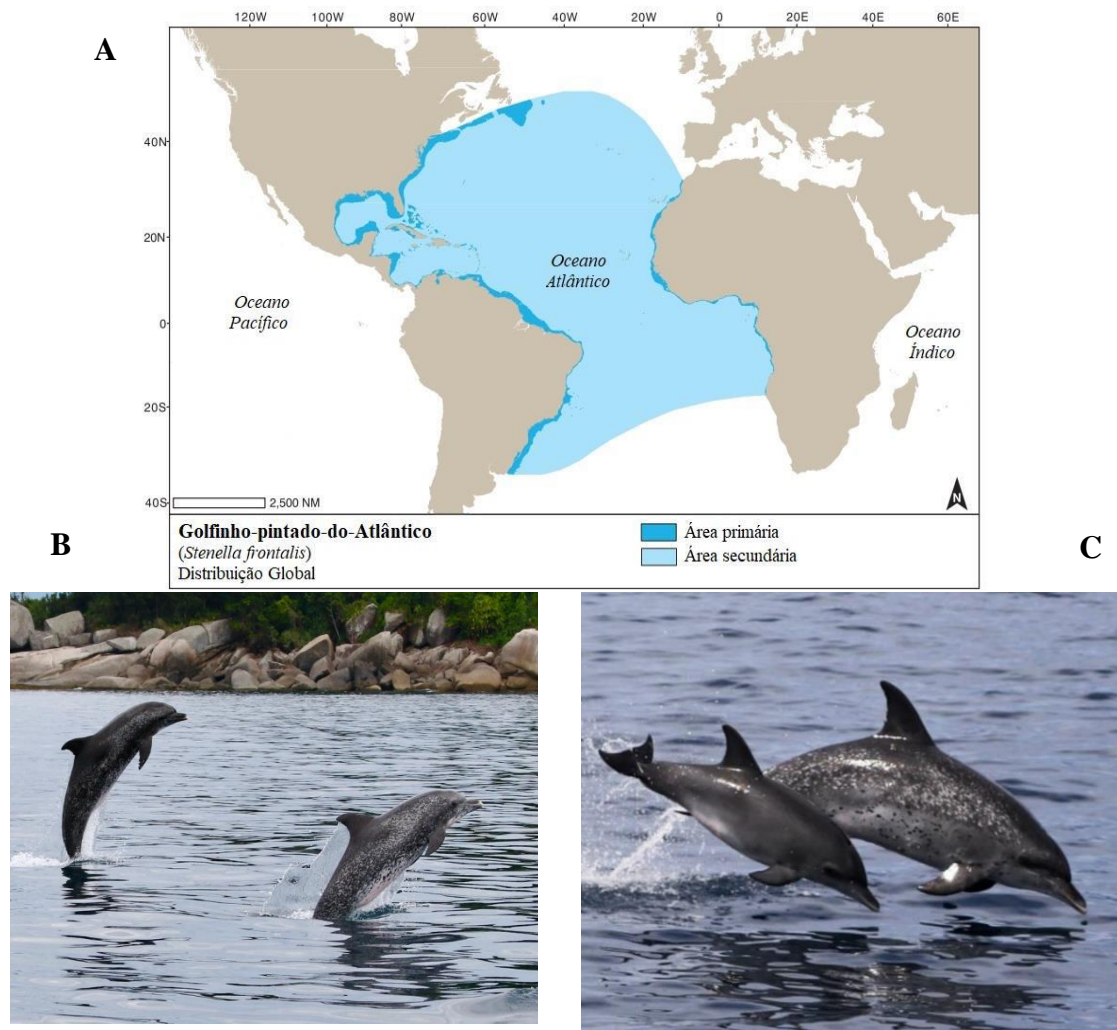
$$TMF = 10^\beta$$

### 1.3 O golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis* (Cuvier, 1829)

As águas territoriais brasileiras são local de ocorrência de ~1/3 de todas as espécies de cetáceos viventes (e.g. Jefferson et al., 2015; Di Tullio et al., 2016; Siciliano et al., 2010). Dentre essa grande diversidade está o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), um delfínido endêmico do oceano Atlântico, que ocorre em suas zonas tropicais e subtropicais (MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2020) (figura 1a). Essa espécie possui um padrão de coloração muito característico e que se modifica ao longo da vida (figura 1b). O filhote de *S. frontalis* tem uma capa dorsal cinza escura, seguida de uma porção cinza mais clara e com a porção ventral branca (figura 1c). A capa dorsal possui uma intrusão da faixa cinza mais clara próximo a nadadeira peitoral, chamada de *spinal blaze*. Ao longo da vida o indivíduo ganha pintas cinzas claras, escuras e até brancas. Esse processo é contínuo e permite que a faixa etária do indivíduo seja inferida visualmente, uma vez que quanto mais pintado mais velho é o espécime. Outras características morfológicas da espécie são um rostro proeminente, com a inserção do melão bem delineada e a nadadeira dorsal falcada, seus indivíduos podem chegar até a 230 cm e atingir 143 kg (JEFFERSON et al., 2015).

Figura 1 – Mapa de distribuição da espécie *S. frontalis*, adaptado de Jefferson et al. (2015)

(A). Foto da espécie ilustrando o padrão característico de coloração em adultos (B) e as diferenças de coloração entre indivíduos adultos e filhotes (C).



Fonte: acervo MAQUA.

A ampla distribuição da espécie, que ocorre tanto em ambientes costeiros e oceânicos do Atlântico tropical e subtropical, levou a uma estruturação populacional bem demarcada. Atualmente são aceitas pelo menos sete populações geneticamente distintas de *S. frontalis*, sendo a população do sul-sudeste brasileiro (SSB) a mais isolada genética e ecologicamente (MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2020; DO AMARAL et al., 2021). Para essa população em particular a região costeira do litoral sul e sudeste brasileiro tem se mostrado de grande importância para sua alimentação e reprodução (BISI et al., 2013; MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2018; PEREIRA et al., 2022). A Baía da Ilha Grande ganha destaque nessa perspectiva, uma vez que é a única baía costeira que foi registrado algum grau de fidelidade de sítio para *S. frontalis* (PEREIRA et al., 2022). Portanto, há a necessidade de mais estudos genéticos, ecológicos e observacionais dessa população para se entender se existe alguma estruturação

populacional na SSB. Os dados disponíveis indicam uma possível estruturação entre indivíduos mais costeiros (até a isóbata de 80m) e mais oceânicos (PETROBRAS, 2021). Todavia, tais evidências ainda são fracas e carecem de melhor refinamento, além de serem apenas da região da Bacia de Santos, entre o cabo de Santa Marta, SC, e Cabo Frio, RJ (PETROBRAS, 2021).

Os esforços para entender a dieta e a ecologia alimentar de *S. frontalis* da população SSB incluem a análise de conteúdo estomacal (MELO et al., 2010; LOPES et al., 2012; SILVA, 2019) e isótopos estáveis (BOTTA et al., 2012; BISI et al., 2013; MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2020; TROINA et al., 2020). A dieta da espécie na região é composta por uma grande diversidade de peixes teleósteos, porém as lulas da família Loliginidae são as presas mais importantes em sua alimentação, principalmente do gênero *Dorytheutis*. Já os estudos de isótopos estáveis indicam um uso da porção mais interna da plataforma continental, entre Cabo Frio e o Cabo de Santa Marta, e do uso da Baía da Ilha Grande (BOTTA et al., 2012; BISI et al., 2013; MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2020; TROINA et al., 2020). Os indivíduos que ocorrem ao sul do cabo de Santa Marta apresentam indícios de uma fidelidade de sítio ao sistema da Corrente das Malvinas (BOTTA et al., 2012; TROINA et al., 2020). Os esforços para se compreender a ecologia trófica da espécie na região forneceram informações muito importantes para sua conservação. Contudo, ainda são necessários mais estudos, sobretudo para investigar possíveis segregações ecológicas, a sazonalidade da espécie nessa região, a sobreposição de nichos com outros predadores de topo e possíveis interações com a pesca.

Considerando toda a distribuição da espécie existem estudos de ecotoxicologia de diversos contaminantes, como organohalogenados, mercúrio e cádmio, e todos eles reportam elevadas concentrações desses contaminantes na espécie (DORNELES et al., 2007; KEHRIG et al., 2017; LAVANDIER et al., 2019). Os esforços mais contundentes nesse tema são na SSB e indicam elevadas concentrações de PCB's e DDT's e um perfil de contaminação similar à de outras espécies costeiras de delfinídeos na região como o *Steno bredanensis* e o *Sotalia guianensis* (e.g. LEONEL et al., 2012; MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2018; LAVANDIER et al., 2019). As concentrações elevadas de Cd e as concentrações de HgT reportadas para espécie na região também reforçam os achados de estudos de conteúdo estomacal, indicando uma grande importância dos cefalópodes em sua dieta (KUNITO et al., 2004; DORNELES et al., 2007; SEIXAS et al., 2007; LEMOS et al., 2013; KEHRIG et al., 2017). Isso porque a proporção de peixes e cefalópodes altera as concentrações desses metais, uma dieta rica em peixes pode elevar as concentrações de HgT e uma dieta rica em

cefalópodes tende a aumentar as concentrações de Cd (DORNELES et al., 2007; PINZONE et al., 2019).

Ainda são necessários mais estudos de ecologia trófica, ecotoxicologia, genética, foto identificação e monitoramento na SSB para que seja entendido o *status* de conservação da espécie na região e sejam implementadas as medidas de manejo necessárias.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Investigar a biomagnificação do mercúrio na teia trófica do golfinho-pintado-do-Atlântico, *Stenella frontalis*, na Baía da Ilha Grande.

### 2.2 Objetivos específicos

- a) - Determinar e comparar as concentrações de mercúrio total em músculo e fígado de *S. frontalis* na Baía da Ilha Grande.
- b) - Investigar se existe correlação nas concentrações de mercúrio total em músculo e fígado com a idade em *S. frontalis*.
- c) - Determinar as concentrações de mercúrio total e as razões isotópicas de nitrogênio nas principais presas de *S. frontalis* e no séston na Baía da Ilha Grande.
- d) - Investigar a biomagnificação do mercúrio total na teia trófica de *S. frontalis* na Baía da Ilha Grande.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Área de Estudo

A Baía da Ilha Grande (BIG) é uma baía costeira localizada na porção sul do estado do Rio de Janeiro ( $22^{\circ}50' - 23^{\circ}20' S$ ,  $44^{\circ}00' - 44^{\circ}45' W$ ), seu espelho d'água possui 65,28 ha de área e 350km de perímetro, e abrange dois municípios, Angra dos Reis e Paraty (CREED et al., 2007). O turismo nos últimos anos impulsionou a especulação imobiliária na região, intensificou o tráfego de embarcações e vem ganhando cada vez mais importância para esses dois municípios. Já a pesca é uma atividade exercida na região desde o começo de sua ocupação, sendo parte importante não só da economia, mas da própria estrutura sociocultural da região (ORICCHIO et al., 2019). A pesca na BIG não é só importante para a região, mas para todo o estado representando aproximadamente 22% da produção pesqueira do estado do Rio de Janeiro (FIPERJ, 2021). A pesca e turismo não são as únicas atividades econômicas realizadas na região, é na BIG que se localizam as duas únicas usinas nucleares brasileiras (Angra I e II) e com uma terceira em construção. Além disso, Angra dos Reis também possui um terminal de operação de navios petroleiros e um oleoduto (CREED et al., 2007). A operação desses dois empreendimentos faz com que haja uma importante circulação de navios de grande porte na BIG, assim como operações de fundeio e ainda o risco de acidentes envolvendo óleo bruto e derivados. Mesmo com todas as atividades econômicas acontecendo na BIG, essa baía é um dos ambientes considerados mais preservados na costa do estado (CARLOS-JÚNIOR et al., 2019; ORICCHIO et al., 2019). A BIG é coberta por um mosaico de Unidades de Conservação terrestres e marinhas. As Unidades de Conservação marinha são três: a Estação Ecológica de Tamoios; a Área de Proteção Ambiental Municipal da Baía de Paraty; e a Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Aventureiro (CREED et al., 2007).

A grande diversidade biológica da BIG se dá tanto pela diversidade estrutural da região (possuindo lajes e costões rochosos, estuários, mangues, praias arenosas e um relevo costeiro muito recortado) como pela presença das Unidades de Conservação e pelas características oceanográficas dessa baía (CREED et al., 2007). Uma dessas características é a presença da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), uma massa d'água que comumente é encontrada em profundidade de 200 a 600 metros (DE SOUZA et al., 2020; KJERFVE et al.,

2021). Entretanto, na costa do estado do Rio de Janeiro, incluindo a BIG, fenômenos de ressurgência fazem com que a ACAS possa ser encontrada em profundidades menores que 80 metros (CAMPOS; GONCALVES; IKEDA, 1995; CAMPOS; VELHOTE; DA SILVEIRA, 2000). A presença da ACAS aumenta as concentrações de fosfato, elevando a produtividade primária (KÜTTER et al., 2014; KJERFVE et al., 2021). Entretanto, a ressurgência também pode aumentar a biodisponibilidade de mercúrio, elevando as concentrações de metil mercúrio na zona fótica (MASON; FITZGERALD, 1993; CONAWAY et al., 2009; CANÁRIO et al., 2017). Essa maior biodisponibilidade já foi associada a uma maior biomagnificação do mercúrio na BIG, quando comparado com outras baías costeiras do Rio de Janeiro (BISI et al., 2012). A influência da ACAS apresenta sazonalidade, assim como a importância do aporte continental para os sistemas da BIG. Na estação úmida a ACAS está mais presente aumentando a produtividade primária e a biodisponibilidade de mercúrio. Já na estação seca influencia menos esse sistema diminuindo tanto a produtividade como a biodisponibilidade de mercúrio e potencialmente afetando a biomagnificação do mercúrio (SILVA et al., 2011; DE SOUZA et al., 2020).

A intrusão da ACAS, principalmente no canal central da BIG assemelha essa região as porções mais internas da plataforma continental, influenciando na diversidade de peixes, cefalópodes e cetáceos (CREED et al., 2007). Existem duas espécies residentes de cetáceos na BIG, *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei*, ambas com hábitos mais costeiros e estuarinos (BISI et al., 2013; VANNUCI-SILVA et al., 2022). Entretanto, *S. frontalis*, com hábitos mais associados a plataforma continental também é frequentemente registrado na BIG (PEREIRA et al., 2022). Outras espécies de cetáceos já foram registradas, mas com menor frequência como *Balaenoptera brydei*, *Steno bredanensis*, *Tursiops truncatus*, *Orcinus orca*, *Megaptera novaeangliae*, *Delphinus delphis*, *Balaenoptera physalus* (LAILSON-BRITO et al., 2020). Isso mostra que a BIG e seus ecossistemas associados são importantes para a conservação da biodiversidade marinha.

### 3.2 Coleta de séston

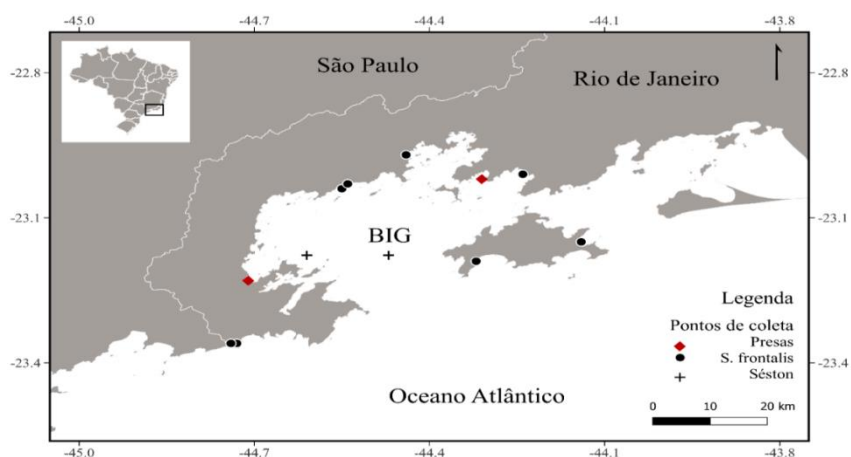
As razões dos isótopos estáveis de nitrogênio variam não só ao longo da teia trófica, mas também entre teias tróficas. Fontes distintas de nitrogênio, assim como formas distintas de assimilação desse elemento podem refletir em razões isotópicas diferentes entre teias

tróficas (BISI et al., 2012; SOUZA et al., 2021). Essa variação faz necessário o estabelecimento de uma assinatura de base para a teia trófica estudada, para que se possa calcular o nível trófico dos organismos (VANDER ZANDEN; CABANA; RASMUSSEN, 1997; POST, 2002). A assinatura da teia trófica pode ser aferida a partir de diferentes matrizes, uma delas é o séston. O séston é obtido por meio do arrasto de uma rede de micrométrica, nele podem estar inclusos zooplâncton, fitoplâncton e material orgânico particulado. A constituição do séston pode ser afetado pelo tamanho da malha da rede utilizada para sua amostragem e por diferentes fatores ambientais como a maré e a sazonalidade (SEIXAS; MOREIRA; KEHRIG, 2015).

A coleta de séston, para determinar a assinatura isotópica de base da teia alimentar da BIG, foi feita em dois pontos: um no canal central (-23,17450°/-44,61000°) e outro mais próximo ao litoral (-23,17100°/-44,46600°) (figura 2). As coletas foram realizadas nas marés de sizígia e vazante com rede de plâncton de 330 µm. Essa amostragem visa integralizar a variação circadiana do ambiente amostrado diminuindo possíveis diferenças entre o assimilado pela teia trófica e o amostrado, mas focando em organismos consumidores primários, como os copépodes. Em cada coleta foram realizados três arrastos com duração de 2 minutos a ~5 nós de velocidade. As coletas foram realizadas na estação seca (agosto de 2021) e na úmida (fevereiro de 2020), para que fosse possível detectar possíveis variações sazonais.

O material coletado foi armazenado em frasco de polietileno previamente descontaminado e mantido a -20 °C até o momento da filtragem. As amostras foram filtradas com *kit* de filtração de vidro e bomba à vácuo, e filtro de fibra de vidro de 47mm de diâmetro e poro de 0.7 µm (GF/5F Axiva).

Figura 2 - Mapa com a localização das carcaças do golfinho-pintado-do-Atlântico *Stenella frontalis*, os pontos de coleta de séston e locais de aquisição das presas coletadas na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro.





### 3.3 Amostragem de *Stenella frontalis*

Alíquotas de músculo, fígado e os dentes foram obtidas a partir de carcaças de golfinhos-pintado-do-Atlântico, *S. frontalis*, encontradas na Baía da Ilha Grande (BIG), nos municípios de Angra dos Reis e Paraty, entre 2013 e 2022 (Figura 2). Os indivíduos foram sexados (morfologia externa), mensurados (comprimento total) e necropsiados, com seus tecidos retirados e armazenados em sacos de polietileno (GERACI e LOUNSBURY, 1993). Todo o material biológico foi armazenado à -20°C até o momento da análise.

### 3.4 Coleta de presas

A escolha das espécies de presas de *S. frontalis* coletadas e seu comprimento total foi baseada nos estudos de análise estomacal de MELO et. al (2010) e SILVA (2019). Ao todo foram reportadas 22 espécies de peixes teleósteos, sendo priorizada a coleta das dez espécies que apresentaram maior índice de importância relativa (IIR) (Tabela 1). Já para cefalópodes, foram reportadas quatro espécies e coletadas apenas as três com maior IIR (tabela 1). Os espécimes foram adquiridos em desembarques pesqueiros dos municípios de Angra dos Reis e Paraty, na estação úmida (janeiro – abril de 2020 a 2022) e na estação seca (julho – outubro de 2021), a fim de investigar e analisar uma possível sazonalidade na região (figura 2). Após a coleta dos espécimes, estes foram levados ao laboratório para identificação ao menor nível taxonômico possível com o auxílio de chaves de identificação, e tiveram seu comprimento total aferido. Em seguida, foi retirada a maior quantidade possível de tecido muscular (músculo dorsal em peixes teleósteos e todo o manto em cefalópodes) (BISI et al., 2012). Todo o material biológico foi armazenado à -20°C até o momento da análise.

Tabela 1 - Relação das presas de *Stenella frontalis* reportadas na literatura para o estado do Rio de Janeiro, com nome científico e vulgar e os Índices de Importancia Relativa (IIR) reportados para cada espécie, assim como a estimativa do comprimento total (mínimo; máximo). Espaços preenchidos com “-” não tiveram essa métrica reportada, espaços preenchidos com “NR” a espécie não foi reportada. Em negrito as espécies consideradas prioritárias para coleta no presente trabalho.

Presas	Nome vulgar	Melo, et al. 2010 IIR	Silva, (2019) Comprimento (cm)	IIR (%)
Teleostei				
<b><i>Porichthys porosissimus</i></b>	<b>Mamangá-liso</b>	<b>5157,4</b>	<b>6,8 (5; 11)</b>	<b>10,6</b>
<i>Cynoscion Jamaicensis</i>	Goete	73,1	-	-
<i>Syacium papillosum</i>	Linguado	42,5	16,5 (16; 17)	5,7
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Palombeta	30,7	-	-
<i>Cynoscion guatucupa</i>	Pescada-olhuda	29,0	18,1 (8,0; 31)	35,6
<i>Dules auriga</i>	Mariquita-de-penacho	20,24	NR	NR
<i>Trachurus lathami</i>	Chicharro	10,2	17,3 (13; 22)	7,1
<i>Micropogonias furnieri</i>	Corvina	18,9	21,0	1,2
<i>Trichiurus lepturus</i>	Peixe-espada	-	58,3 (42; 73)	8,5
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sardinha-verdadeira	NR	14,7 (15; 18)	5,7
<i>Engraulis anchoita</i>	Manjuba	-	12,0 (11; 13)	1,5
<i>Raneya brasiliensis</i>	Congro-rosa	NR	-	0,43
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	Pescada-cascuda	NR	-	0,29
<i>Mugil sp.</i>	tainha	-	NR	NR
<i>Pogonias cromis</i>	Corvina-preta	-	NR	NR
Cephalopoda				
<b><i>Doryteuthis plei</i></b>	<b>lula</b>	<b>5928,8</b>	<b>19,2 (7; 38)</b>	<b>99,52</b>
<b><i>Doryteuthis sanpaulensis</i></b>	<b>lula</b>	<b>411,8</b>	<b>12,6 (9; 16)</b>	<b>0,1</b>
<b><i>Lolliguncula brevis</i></b>	<b>lula</b>	<b>-</b>	<b>8,8</b>	<b>0,08</b>
<i>Argonauta nodosa</i>	polvo	783,1	NR	NR
<i>Thysanoteuthis rhombus</i>	lula	264,1	NR	NR
<i>Octopus vulgaris</i>	polvo	228,4	3,64	0,04
<i>Ornithoteuthis antillarum</i>	lula	53,93	NR	NR

Fonte: O autor, 2023.

### 3.5 Preparo das amostras para análise

Tanto para as análises de mercúrio total como de isótopos estáveis as amostras de *S. frontalis* e das suas presas foram secadas e homogeneizadas. Para isso foram retiradas alíquotas de aproximadamente 5g das amostras de fígado e/ou músculo. Em seguida, as amostras foram levadas para uma estufa a 60 °C por 72h, após esse período as amostras foram

pesadas e voltavam para estufa por mais 24h e novamente pesados. Esse procedimento foi repetido até que o peso da amostra se estabilizasse. As amostras já secas foram maceradas com auxílio de um graal e um pistilo até formarem um pó homogêneo. O pó homogeneizado foi guardado em potes de vidro com tampa e selados com fita de teflon para evitar a entrada de umidade.

### 3.6 Determinação de mercúrio total (HgT)

Para a determinação das concentrações de HgT das amostras de músculo das presas e de músculo e fígado de *S. frontalis* foram pesadas alíquotas de aproximadamente 0,1 g de peso seco. Primeiramente foram adicionadas nas amostras 1 mL de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Em seguida, foram acrescentados 5 mL de solução sulfonítrica (HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1:1) e as amostras foram levadas para banho-maria a 60°C durante 2 horas até total solubilização. Decorrido esse tempo, as amostras foram retiradas do banho-maria descansaram por 15 minutos, em temperatura ambiente, para esfriar. Com as amostras próximas a temperatura ambiente, foram adicionados 5 mL de solução de permanganato de potássio (KMnO<sub>4</sub> 5%), onde foram colocados novamente em banho-maria a 60 °C, por 15 minutos. Assim, as amostras descansaram até o dia seguinte, quando foi adicionado 1 mL de cloridrato de hidroxilamina (HONH<sub>3</sub>) 12% e avolumado com água Milli-Q até 14 ml (BASTOS et al., 1998). Por fim, a determinação das concentrações do mercúrio total foi realizada por espectrometria de absorção atômica por geração de vapor frio (FIMS-400, *Perkin Elmer*).

#### 3.6.1 Controle analítico das análises de mercúrio total (HgT)

Todas as amostras foram feitas em duplicata e os brancos analíticos foram submetidos ao mesmo procedimento das amostras e empregados em todas as baterias, sendo analisados no começo, no meio e no final de cada análise. A precisão e a validação do método analítico foram determinadas e monitoradas utilizando materiais de referência certificados DORM-2, DOLT-5 e DORM-5 provenientes do *National Research Council* (NCR – Canadá) e brancos analíticos ( $0,03 \pm 0,02 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) (Bastos et al., 1998). Ambos materiais de referência

apresentaram resultados satisfatórios, sendo DORM-2 ( $n=15$ ,  $4410 \pm 0,27 \text{ ng.g}^{-1}$ ), DOLT-5 ( $n=6$ ,  $434,9 \pm 20 \text{ ng.g}^{-1}$ ) e DORM-5 ( $n=2$ ,  $316,5 \pm 6 \text{ ng.g}^{-1}$ ) com recuperação de  $95 \pm 5 \%$ ,  $99 \pm 2\%$ , e  $100 \pm 6\%$ , dos valores esperados, respectivamente. Adotou-se o limite de 20% para o coeficiente de variação entre as duplicatas das amostras, assim como para os materiais certificados. O limite de detecção do equipamento (LOD) foi calculado a partir da fórmula:  $\text{LOD } (\mu\text{g.l}^{-1}) = [\text{HgT}] \text{ do branco } (\mu\text{g.l}^{-1}) \times 3 / \beta$  da curva de calibração. O Limite de quantificação (LOQ) foi calculado a partir da equação:  $\text{LOQ } (\text{ng.g}^{-1}) = \text{LOD } (\mu\text{g.l}^{-1}) \times 14 / \text{massas das alíquotas(g)}$ . O LOD obtido no presente estudo foi de  $0,233 \mu\text{g.l}^{-1}$  e o LOQ de  $32,68 \text{ ng.g}^{-1}$ .

### 3.7 Mensuração de isótopos estáveis de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ )

As amostras de músculo já secas e homogeneizadas de *S. frontalis* e das presas tiveram alíquotas pesadas de 0,3 mg em cápsulas de estanho. A determinação das razões isotópicas foi feita em espectrômetro de massas de razão isotópica (IRMS-DELTA V) acoplado a um analisador elementar (Flash EA). As razões isotópicas foram expressas pela notação delta em partes por mil, através da fórmula  $\delta X = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1] \times 1000$ , onde X é  $^{15}\text{N}$ , e R representa a razão  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ . O padrão do nitrogênio utilizado é o nitrogênio atmosférico (Bisi et al., 2012). A precisão e exatidão do método analítico foram determinadas e monitoradas por meio da análise de material certificado de referência (USGS24 e IAEA-N-2), de réplicas e brancos analíticos ao longo de todas as baterias. A precisão foi de 0,2 ‰ para os dois materiais certificado de referência utilizados.

### 3.8 Estimativa de idade

A estimativa de idade de *Stenella frontalis* foi feita pela análise de lâminas histológicas dos dentes, a partir da contagem das camadas de crescimento da dentina (GLG's) (HOHN et al., 1989). Após a coleta, os dentes dos golfinhos foram macerados em água quente para remoção dos demais tecidos que possam estar agarrados ao dente. Em seguida, os dentes foram secos e armazenados em sacos de polietileno a temperatura ambiente até o momento da

análise. Os dentes foram fixados com formaldeído a 10% por 6h e descalcificados em RDO® por 8h. Após esse período, os dentes foram cortados em um micrótomo de deslizamento *Leica SM2010-R*, acoplado a um sistema de congelamento *Physitemp*, em cortes de 25µm de espessura. Os cortes foram corados com hematoxilina de Mayer, banhados em amônia diluída, enxaguados, colocados em glicerina. Após a fixação, descalcificação, corte e coloração os melhores cortes de cada indivíduo foram colocados em lâminas de microscopia. Em um microscópio *Olympus BX43*, no aumento de 400x, os cortes foram examinados e os que estiveram mais íntegros, mas central em relação ao dente e com as camadas de crescimento da dentina mais evidentes foram fotografados. Após as fotos terem sido tiradas as seções foram colocadas juntas a fim de formar uma única imagem que permitiu a visualização integral do dente e, conseqüentemente, a contagem das camadas de crescimento da dentina e a estimativa de idade.

As leituras foram realizadas por dois leitores independentes sem conhecimento dos dados biológicos de cada indivíduo e, posteriormente comparando com os demais dados biológicos disponíveis, como comprimento total, massa corporal e sexo. Essas leituras foram realizadas pelo menos duas vezes com 15 dias de intervalo, quando houve divergência entre os leitores um terceiro leitor foi chamado e a média das leituras considerada como a idade estimada.

### 3.9 Posição trófica

Para estimar a posição trófica (PT) das presas foi utilizada a equação:  $PT_{\text{consumidor}} = 2,0 + [(\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{séston}}) / \Delta\text{N}]$  (POST, 2002). No qual  $\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}}$  é o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  da presa,  $\delta^{15}\text{N}_{\text{séston}}$  é o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  no séston da estação que a presa foi coletada e  $\Delta\text{N}$  é o enriquecimento trófico do  $\delta^{15}\text{N}$ , para as presas foi utilizado o valor de 3,4‰ (POST, 2002). Em estudos de teia trófica são amostrados uma grande diversidade de taxonômica, ecológica e fisiológica de organismos. Essa diversidade, principalmente para predadores de topo como atuns, cetáceos e aves leva a um fracionamento de  $\delta^{15}\text{N}$  diferenciado, fazendo se necessário o emprego de fatores de enriquecimento tróficos distintos (BASTOS et al., 2017; MCCORMACK; NOWLIN; DUTTON, 2022). Considerando essas diferenças, para a estimativa da PT em *S. frontalis* foi utilizada outra equação, que considera um valor de  $\Delta\text{N}$  diferente para delfinídeos, seguindo a equação:  $PT_{S.\text{frontalis}} = 3,0 + [(\delta^{15}\text{N}_{S.\text{frontalis}} - \Delta\text{N}_{\text{delfinídeo}} -$

$\delta^{15}\text{N}_{\text{séston}} / \Delta\text{N}_{\text{presas}}$ ] (HOBSON et al., 2002). Na qual  $\delta^{15}\text{N}_{S.\text{frontalis}}$  é o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  em *S. frontalis*,  $\Delta\text{N}_{\text{delfínídeo}}$  é o  $\Delta\text{N}$  específico para delfínídeos,  $\delta^{15}\text{N}_{\text{séston}}$  o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  no séston e  $\Delta\text{N}_{\text{presas}}$  o valor de  $\Delta\text{N}$  utilizado para as demais espécies da teia. O valor de  $\Delta\text{N}_{\text{delfínídeos}}$  foi definido em 1,2‰ (CAUT et al., 2011) e  $\Delta\text{N}_{\text{presas}}$  definido como 3,4‰ (POST, 2002). O séston foi escolhido como representante do segundo nível trófico (consumidor primário), respeitando a estação de coleta das presas. A assinatura da teia trófica aplicada para calcular a posição trófica de *S. frontalis* foi selecionada de acordo com a data de encalhe e o tempo de assimilação da dieta e renovação do tecido. Esse tempo em cetáceos é estimado em ~180 dias (GIMÉNEZ et al., 2016), portanto, indivíduos que encalharam na estação úmida tem seus valores de  $\delta^{15}\text{N}$  relativos a sua alimentação na estação seca, e vice-versa. Para as presas esse tempo é menor, estimado em ~70 (MONT'ALVERNE et al., 2016), sendo mais adequado a utilização da assinatura da teia da mesma estação da qual o organismo foi coletado.

### 3.10 Tratamento dos dados

Os resultados foram analisados estatisticamente com o pacote R (*R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria 2019). Foram realizadas análises descritivas, determinando as médias, medianas e desvio padrão das concentrações de HgT e dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e posição trófica. Em seguida, foram aplicados os testes de Shapiro-Wilk pra verificar a normalidade dos dados. Os dados tanto de HgT (HgT<sub>músculo</sub>:  $W = 0,95$ ,  $p = 0,68$ ; HgT<sub>fígado</sub>:  $W = 0,81$ ,  $p = 0,05$ ) quanto de  $\delta^{15}\text{N}$  e da posição trófica apresentaram distribuição normal para *S. frontalis* ( $\delta^{15}\text{N}$ :  $W = 0,95$ ,  $p = 0,68$ ;  $W = 0,93$ ,  $p = 0,54$ ). Entretanto, a existência de *outliers* nas concentrações de mercúrio levaram ao uso de testes não paramétricos, no caso o teste de *wilcoxon* para comparar as concentrações hepáticas e musculares e a correlação de Spearman para verificar a correlação entre idade com as concentrações de HgT. Quanto as presas em ambas estações e para HgT,  $\delta^{15}\text{N}$  posição trófica pelo menos uma espécie apresentou dados que não se ajustaram a distribuição normal ( $p < 0,05$ ). Portanto, foram aplicados testes paramétricos para *S. frontalis* e não paramétricos para as presas. A correlação de Pearson foi aplicada para verificar a correlação da idade com os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e a posição trófica em *S. frontalis*. Para verificar as diferenças entre as concentrações de HgT, os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e a posição trófica nas presas de *S. frontalis* em cada estação foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste de Dunn como *pos-hoc*, com correção de Benjamini-

Hochberg. Para todos os testes estatísticos a hipótese nula foi recusada quando os valores de  $p \leq 0,05$ .

### 3.11 Transferência trófica e biomagnificação do mercúrio

Para verificar a transferência trófica do mercúrio em cada estação, regressões lineares simples foram usadas para investigar as relações entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e as concentrações logarítmicas do HgT (BORGÅ et al., 2012; KIDD et al., 2019), o mesmo procedimento foi aplicado substituindo os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  pelas posições tróficas. Para quantificar a transferência trófica calculou-se o Fator de Magnificação Trófica (TMF), que é o anti-log da inclinação da reta da análise de regressão na base 10. Se a regressão for significativa (valor de  $p \geq 0,05$ ) e o  $\text{TMF} > 1$  indica a ocorrência de biomagnificação do contaminante ao longo da teia trófica, se  $< 1$  indica a ocorrência de biodiluição (Borgå et al., 2012). Para cada estação foram montados dois modelos, um baseado nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e outro baseado nas posições tróficas, outros dois modelos foram feitos juntando as duas estações, totalizando seis modelos lineares e TMF's.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Esforço de coleta

O monitoramento de carcaças encalhadas na Baía da Ilha Grande entre 2012 e 2022 resultou em oito indivíduos amostrados de *S. frontalis*, sendo três fêmeas, quatro machos e um indivíduos cujo sexo não foi possível identificar. O comprimento total variou entre 164 cm e 212 cm, sendo que um dos indivíduos foi encontrado com a porção caudal seccionada, não sendo possível aferir o comprimento total. A idade dos indivíduos de *S. frontalis* coletados variou entre 4 e 15 anos, sendo que seis *S. frontalis* possuíam 10 anos ou mais (tabela 2).

Tabela 2 – Dados biológicos e coordenadas do local de encalhe das carcaças de *Stenella frontalis* (Sf) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Ano e mês de coleta, comprimento total (CT), idade em anos, sexo ('F' para feminino e 'M' para masculino) e código de decomposição das carcaças (COD). A disponibilidade de amostra está indicada pelo "\*", no qual "M" é músculo estriado esquelético e "F" é fígado.

ID	Ano de coleta	Mês de coleta	CT (cm)	Idade (anos)	Sexo	COD	Local de encalhe		Tecido	
							Latitude	Longitude	M	F
Sf1	2012	abr	194	9	F	2	-23.36	-44.73	*	*
Sf2	2013	out	189	16	F	4	-22.97	-44.44	*	
Sf3	2015	out	202	15	-	4	-23.04	-44.55	*	*
Sf4	2016	set	164	4	M	2	-23.36	-44.74	*	*
Sf5	2018	ago	>132	10	M	4	-23.15	-44.14	*	*
Sf6	2018	ago	190	15	F	4	-23.01	-44.24	*	*
Sf7	2019	jun	211	14	M	3	-23.19	-44.32	*	*
Sf8	2020	dez	212	13	M	2	-23.03	-44.54	*	*

Fonte: O autor, 2023.

Quanto as presas, no total foram coletados 147 indivíduos pertencentes a 10 espécies de peixes teleósteos e três de cefalópodes, sendo 77 indivíduos na estação úmida (12 espécies) e 62 na estação seca (12 espécies) (tabela 3). Todas as principais presas foram coletadas o mais próximo possível do comprimento total reportado por Silva (2019). Na estação úmida não foi possível coletar *L. brevis* e na estação seca não foi possível coletar *C. guatucupa*, porém todas as demais presas elencadas como prioritárias foram coletadas em ambas estações.



Tabela 3 – Nome científico, nome vulgar, comprimento total (CT) médio  $\pm$  desvio padrão (DP), mínimo (mín) e máximo (máx) das espécies de presas de *Stenella frontalis* encontradas no conteúdo estomacal por Silva (2019) e das coletadas na estação seca e úmida na Baía da Ilha Grande, estado do Rio de Janeiro pelo presente trabalho.

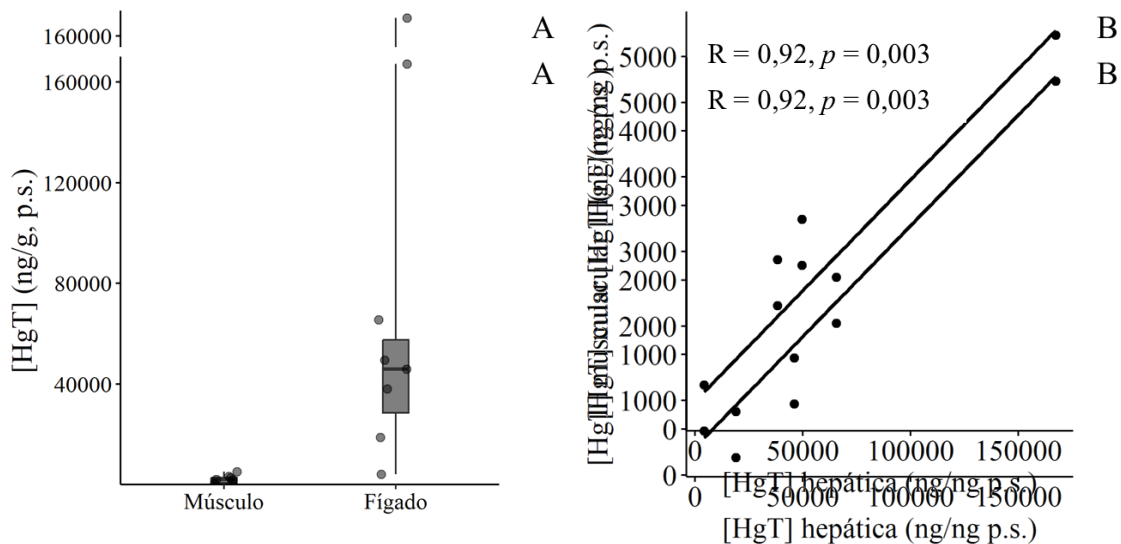
Espécie	Hábito alimentar	Estação úmida		Estação seca	
		n	CT (cm) média $\pm$ DP (mín; máx)	n	CT (cm) média $\pm$ DP (mín; máx)
Teleostei					
<i>C. guatucupa</i>	Peixes e invertebrados bentônicos	8	20,6 $\pm$ 1,3 (18,5; 22,3)	-	-
<i>P. porosissimus</i>	Peixes e invertebrados bentônicos	7	16,4 $\pm$ 1,4 (13,3; 17,5)	2	20,5; 21,5
<i>T. lepturus</i>	Peixes e invertebrados bentônicos e pelágicos	6	52,0 $\pm$ 6,7 (44,5; 62,8)	6	55,3 $\pm$ 14,2 (43,5; 75,3)
<i>S. brasiliensis</i>	Planctônico	6	15,4 $\pm$ 0,8 (14,5; 16,8)	6	17,9 $\pm$ 1,0 (17,0; 19,0)
<i>T. lathamii</i>	Zooplanctônico	6	19,3 $\pm$ 3,3 (15,8; 23,2)	6	20,0 $\pm$ 1,7 (19,0; 23,0)
<i>S. papillosum</i>	Invertebrados bentônicos	6	16,8 $\pm$ 0,8 (15,5; 17,5)	2	13,4; 14,3
<i>E. anchoita</i>	Planctônico	6	10,4 $\pm$ 1,1 (8,8; 12,0)	2	11,5; 12,5
<i>M. furnieri</i>	Invertebrados bentônicos	5	21,6 $\pm$ 1,6 (19,5; 23,5)	6	21,4 $\pm$ 4,8 (18,0; 27,0)
<i>C. chrysurus</i>	Peixes e invertebrados bentônicos e pelágicos	7	18,7 $\pm$ 1,8 (16,0; 22,0)	7	19,7 $\pm$ 1,0 (18,5; 21,0)
<i>C. jamaicensis</i>	Peixes e invertebrados bentônicos	7	17,2 $\pm$ 3,9 (11,5; 24,0)	5	15,4 $\pm$ 4,2 (9,0; 19,5)
Cephalopoda					
<i>D. plei</i>	Peixes e invertebrados bentônicos e pelágicos	6	14,7 $\pm$ 7,3 (6,9; 24,2)	6	14,2 $\pm$ 8,6 (5,8; 27,1)
<i>D. sanpaulensis</i>	Peixes e invertebrados bentônicos e pelágicos	7	7,3 $\pm$ 1,7 (5,3; 9,0)	8	11,5 $\pm$ 11,0 (5,3; 35,5)
<i>L. brevis</i>	Peixes e invertebrados bentônicos	-	-	6	4,9 $\pm$ 0,7 (3,8; 5,7)

Fonte: O autor, 2023.

#### 4.2 Concentrações de HgT, valores $\delta^{15}\text{N}$ e posição trófica em *S. frontalis*

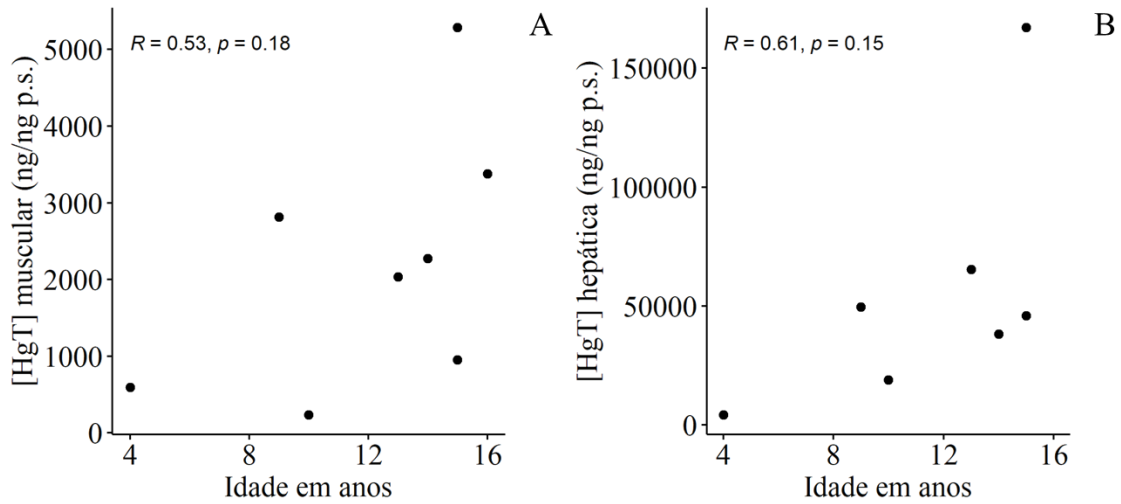
As amostras de tecido muscular de *S. frontalis* apresentaram concentrações de HgT que variaram entre 232 a 5288 ng.g<sup>-1</sup> p.s. e as concentrações hepáticas de HgT variaram entre 4235 e 167188 ng.g<sup>-1</sup> p.s. A concentração média de mercúrio no fígado ( $55665 \pm 53163$  ng.g<sup>-1</sup> p.s.) foi maior do que no músculo ( $2196 \pm 1662$  ng.g<sup>-1</sup> p.s.) de *S. frontalis* ( $W = 28$ ,  $p = 0,02$ ; figura 3a). Houve correlação positiva entre as concentrações de HgT no fígado e no músculo ( $r_s = 0,78$ ,  $p = 0,04$ ) (figura 3b). Não foi observada correlação entre as concentrações de HgT e a idade em nenhum dos tecidos (músculo:  $r_s = 0,40$ ,  $p = 0,38$ ; fígado:  $r_s = 0,56$ ,  $p = 0,19$ ) (figura 4). Entretanto, para ambos tecidos existiu uma tendência do aumento das concentrações de HgT com a idade, indicando uma possível bioacumulação ao longo da vida de *S. frontalis*. Não foram feitas comparações estatísticas entre machos e fêmeas pelo baixo número amostral.

Figura 3 - Concentração de mercúrio total (HgT) em músculo e fígado (A) e a correlação entre as concentrações nesses dois tecidos (B) de *Stenella frontalis* coletados na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. No boxplot são apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos.



Fonte: O autor, 2023.

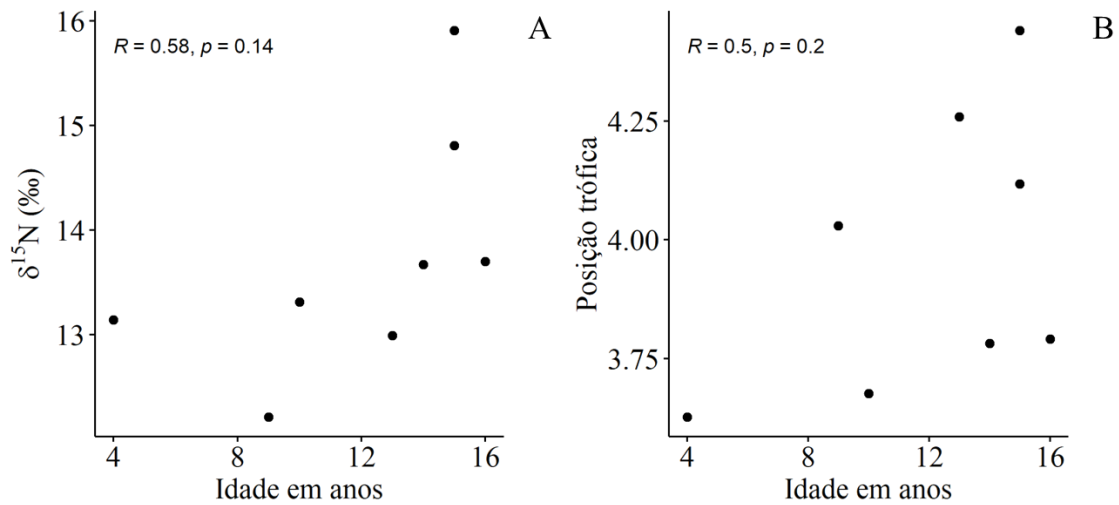
Figura 4 - Gráficos da correlação entre as concentrações de mercúrio total no músculo (A) e no fígado (B) com a idade de *S. frontalis* da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro.



Fonte: O autor, 2023.

Nos oito indivíduos de *S. frontalis* coletados os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  variaram de 12,2‰ a 15,9‰, com média  $13,7 \pm 1,5\%$ . Ao utilizar esses valores para calcular a posição trófica de cada indivíduo se tem de média  $4,0 \pm 0,3$ . Para ambos parâmetros,  $\delta^{15}\text{N}$  e posição trófica, não foram observadas correlação com a idade (*Pearson*,  $\delta^{15}\text{N}$ :  $r_p = 0,58$ ,  $p = 0,14$ ; posição trófica:  $r_s = 0,5$ ,  $p = 0,2$ ) (figura 5). Ambas correlações apresentaram resultados muito similares, pois a posição trófica é calculada a partir dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$ . Essas correlações só não foram idênticas por que foram consideradas assinaturas isotópicas distintas para cada estação, de acordo com o mês de encalhe da carcaça e com o tempo de renovação do tecido. Assim como observado para o HgT, os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e a posição trófica, houve uma tendência de aumento com a idade, sugerindo possível variação ontogenética na dieta da espécie.

Figura 5 - Gráficos da correlação entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (A) e Posição trófica (B) com a idade de *S. frontalis* da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro.



Fonte: O autor, 2023.

### 4.3 Sazonalidade, HgT, $\delta^{15}\text{N}$ e posição trófica das presas de *S. frontalis* na Baía da Ilha Grande

#### 4.3.1 Sazonalidade na bioacumulação de HgT nas presas de *S. frontalis*

As concentrações de mercúrio total nas presas de *S. frontalis*, na estação úmida, variaram entre  $30,7 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$  em *S. brasiliensis* e  $822,5 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$  em *C. chrysurus*. Dentre as espécies amostradas houve diferença significativa na estação úmida ( $H = 49,6$ ,  $p < 0,001$ , tabela 4). As concentrações de HgT encontradas em *C. chrysurus* ( $447,3 \pm 255,25 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$ , figura 6) foram maiores do que em *S. papillosum*, *T. lathami*, *E. anchoita*, *S. brasiliensis* e que nas lulas do gênero *Doryteuthis* (teste de *Dunn*,  $p < 0,05$ , Tabela 5). Enquanto que as concentrações de HgT determinadas em *P. porosissimus* ( $234,5 \pm 85,5 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$ ) e em *C. guatucupa* ( $188,3 \pm 50,3 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$ ) foram maiores que em *S. papillosum*, *D. plei*, *E. anchoita*, *S. brasiliensis* (teste de *Dunn*,  $p < 0,05$ ). Outras espécies também apresentaram maiores concentrações de HgT do que *S. brasiliensis* ( $41,1 \pm 9,3 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$ ), como: *M. furnieri* ( $659,2 \pm 800,7 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$ ), *C. jamaicensis* ( $208,2 \pm 164,7 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$ ) e *T. lepturus* ( $164,1 \pm 45,7 \text{ ng.g}^{-1} \text{ p.s}$ ) (teste de *Dunn*,  $p < 0,05$ , Tabela 5). Na estação seca as concentrações de HgT variaram

entre 21,4 ng.g p.s em *C. jamaicensis* e 575,8 ng.g p.s em *M. furnieri* (figura 7), porém não houve diferença nas concentrações de HgT entre as diferentes espécies de presas de *S. frontalis* ( $H = 15,7$ ,  $p=0,1$ , tabela 5).

Tabela 4 - Valores das medianas (med), média  $\pm$  desvio padrão (mínimo; máximo) das concentrações de mercúrio total (HgT) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na Baía da Ilha Grande em ambas estações e o resultado do teste de Kruskal-Wallis.

Espécie	Estação úmida [HgT] (ng.g)		Estação seca [HgT] (ng.g)	
	med	med	med	média $\pm$ DP (mín; máx)
Séston	-	-	-	-
Teleostei				
<i>C. guatucupa</i>	176,1	188,3 $\pm$ 50,3 (140,2; 280,4)	-	-
<i>P. porosissimus</i>	278,3	234,5 $\pm$ 85,5 (109,1; 340,8)	-	71,2; 74,5
<i>T. lepturus</i>	150,2	164,1 $\pm$ 45,7 (229,5; 113,5)	181,1	164,8 $\pm$ 50,1 (100,4; 215,6)
<i>S. brasiliensis</i>	40,8	41,1 $\pm$ 9,3 (30,7; 54,1)	91,8	92,9 $\pm$ 42,6 (31,7; 157,1)
<i>T. lathami</i>	102,8	104,4 $\pm$ 25,1 (78,4; 144,5)	99,0	128,5 $\pm$ 100,0 (62,7; 327,8)
<i>S. papillosum</i>	75,1	82,7 $\pm$ 25,9 (62,5; 133,2)	-	159,0; 466,3
<i>E. anchoita</i>	72,3	71,6 $\pm$ 33,4 (37,6; 105,2)	-	46,0; 75,8
<i>M. furnieri</i>	340,1	314,0 $\pm$ 222,5 (23,4; 584,8)	170,0	218,1 $\pm$ 196,0 (44,7; 575,8)
<i>C. chrysurus</i>	435,0	447,3 $\pm$ 255,2 (176,3; 822,5)	113,7	130,3 $\pm$ 49,5 (79,5; 203,7)
<i>C. jamaicensis</i>	160,2	208,2 $\pm$ 164,7 (41,0; 537,7)	64,8	126,4 $\pm$ 112,8 (21,4; 259,9)
Cephalopoda				
<i>D. plei</i>	77,1	75,1 $\pm$ 11,7 (54,3; 87,7)	30,9	72,2 $\pm$ 80,7 (25,4; 230,1)
<i>D. sanpaulensis</i>	88,8	112,3 $\pm$ 70,2 (38,2; 253,0)	50,3	110,8 $\pm$ 131,0 (23,6; 374,5)
<i>L. brevis</i>	-	-	85,3	98,0 $\pm$ 28,5 (77,8; 152,4)

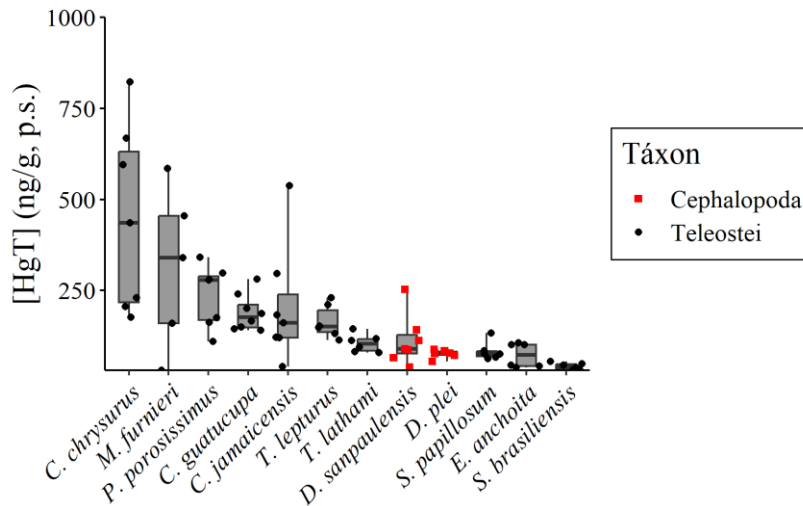
Teste de *Kruskal*  
*wallis*

$H = 49,6, p < 0,001$

$H = 15,7, p = 0,1$

Fonte: O autor, 2023.

Figura 6 - Concentração de mercúrio total ( $\text{ng.g}^{-1}$  p.s.) nas presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação úmida na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos.



Fonte: O autor, 2023.

Figura 7 - Concentração de mercúrio total ( $\text{ng.g}^{-1}$  p.s.) nas presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação seca na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos.

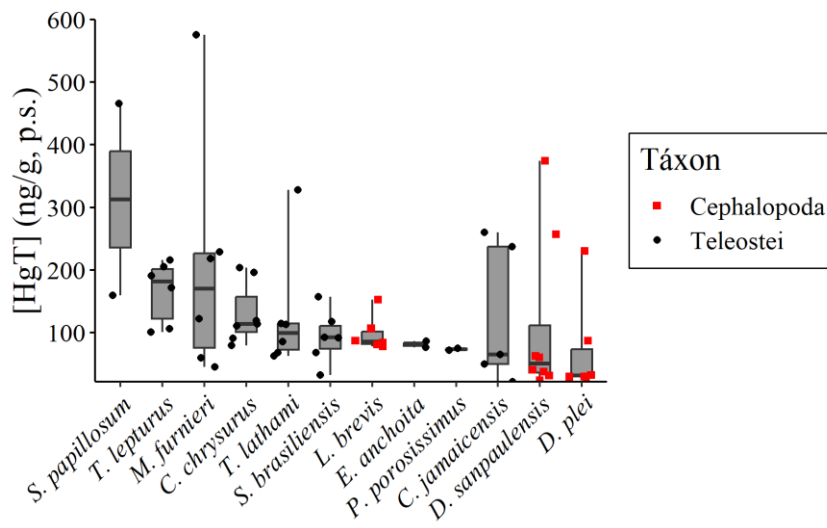


Tabela 5 - Valores de  $p$  corrigidos por *Benjamini-Hochberg*, do teste de *Dunn a posteriori* das comparações das concentrações de mercúrio total nas presas de *S. frontalis* coletados na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Em branco as presas coletadas na estação úmida e em cinza na estação seca, na qual não houve diferença significativa ( $H = 15,7$ ,  $p=0,1$ ) Em negrito estão os valores significativos de  $p$  ( $\leq 0,05$ ).

Espécies	<i>C. guatucupa</i>	<i>P. porosissimus</i>	<i>T. lepturus</i>	<i>S. brasiliensis</i>	<i>T. lathami</i>	<i>S. papillosum</i>	<i>E. anchoita</i>	<i>M. furnieri</i>	<i>C. chrysurus</i>	<i>C. jamaicensis</i>	<i>D. plei</i>
<i>P. porosissimus</i>	0,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>T. lepturus</i>	0,79	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. brasiliensis</i>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>0,01</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>T. lathami</i>	0,15	0,11	0,33	0,09	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. papillosum</i>	<b>0,04</b>	<b>0,02</b>	0,10	0,36	0,58	-	-	-	-	-	-
<i>E. anchoita</i>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	0,07	0,48	0,49	0,89	-	-	-	-	-
<i>M. furnieri</i>	1,00	0,80	0,80	<b>0,01</b>	0,21	0,07	0,05	-	-	-	-
<i>C. chrysurus</i>	0,36	0,55	0,23	<b>&lt;0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>&lt;0,01</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,43	-	-	-
<i>C. jamaicensis</i>	0,71	0,51	0,96	<b>0,01</b>	0,36	0,11	0,08	0,75	0,17	-	-
<i>D. plei</i>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	0,08	0,44	0,51	0,94	0,96	0,05	<b>0,00</b>	0,08	-
<i>D. sanpaulensis</i>	0,11	0,07	0,29	0,11	0,96	0,59	0,50	0,17	<b>0,01</b>	0,31	0,53

Fonte: O autor, 2023.

#### 4.3.2 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ e posição trófica das presas de *S. frontalis*

Na estação úmida, o séston apresentou um valor médio de  $\delta^{15}\text{N}$  de  $7,4\text{‰} \pm 0,1$ , representando o segundo nível trófico (Tabela 6). Dentre as espécies de presas de *S. frontalis* os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  variaram entre  $9,8\text{‰}$  (posição trófica 2,7) em *S. brasiliensis*, e  $16,7\text{‰}$  (posição trófica 4,8), em *T. lepturus* (Figura 8). Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , e a posição trófica, variaram significativamente entre as diferentes espécies de presas amostradas na estação úmida ( $H = 61,1$ ,  $p < 0,001$ , tabela 6). *T. lepturus* foi a espécie de presa que apresentou os maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , consequentemente, ocupando o maior nível trófico ( $\delta^{15}\text{N}$ :  $14,7 \text{‰} \pm 1,1$ ; PT:  $4,2 \pm 0,3$ , tabela 6). A referida espécie apresentou valores significativamente maiores que sete espécies amostradas (teste de *Dunn*,  $p < 0,05$ , Tabela 7). Das 12 espécies amostradas dez ocuparam a terceira posição trófica, apenas *S. brasiliensis* ocupou a segunda e *T. lepturus* a quarta (figura 8).

Tabela 6 - Valores médios  $\pm$  desvio padrão (mínimo; máximo) de  $\delta^{15}\text{N}$  e da posição trófica (PT) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na Baía da Ilha Grande em ambas estações e o resultado do teste de Kruskal-Wallis.

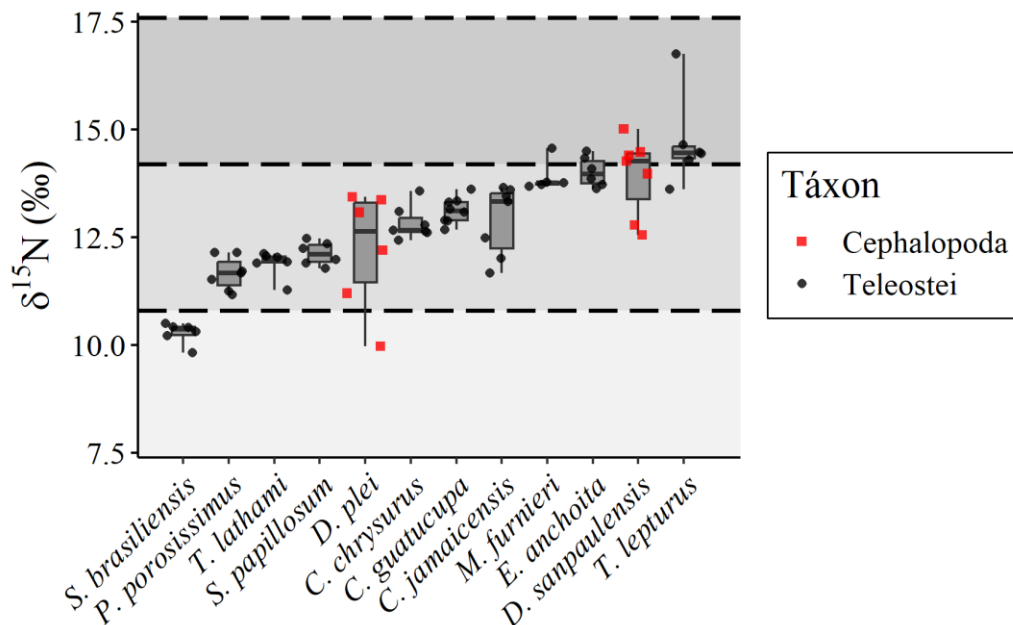
Espécie	Estação úmida		Estação seca	
	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	PT	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	PT
	média $\pm$ DP (mín; máx)	média $\pm$ DP (mín; máx)	média $\pm$ DP (mín; máx)	média $\pm$ DP (mín; máx)
Séston	$7,4 \pm 0,1$	2	$9,8 \pm 0,2$	2
Teleostei				
<i>C. guatucupa</i>	$13,1 \pm 0,3$ (12,7; 13,6)	$3,7 \pm 0,1$ (3,6; 3,8)	-	-
<i>P. porosissimus</i>	$11,7 \pm 0,4$ (11,2; 12,1)	$3,7 \pm 0,1$ (3,1; 3,4)	11,2; 11,2	2,4; 2,4
<i>T. lepturus</i>	$14,7 \pm 1,1$ (13,6; 16,7)	$4,2 \pm 0,3$ (3,8; 4,8)	$14,0 \pm 0,5$ (13,5; 14,9)	$3,2 \pm 0,2$ (3,1; 3,5)
<i>S. brasiliensis</i>	$10,3 \pm 0,2$ (9,8; 10,5)	$2,9 \pm 0,1$ (2,7; 2,9)	$11,2 \pm 0,3$ (10,9; 11,8)	$2,4 \pm 0,1$ (2,4; 2,6)
<i>T. lathami</i>	$11,9 \pm 0,3$ (11,3; 12,1)	$3,3 \pm 0,1$ (3,2; 3,4)	$12,2 \pm 0,3$ (11,9; 12,6)	$2,7 \pm 0,1$ (2,6; 2,8)
<i>S. papillosum</i>	$12,3 \pm 0,3$ (11,8; 12,5)	$3,4 \pm 0,1$ (3,0; 3,5)	13,6; 14,1	3,1; 3,3
<i>E. anchoita</i>	$14,0 \pm 0,3$ (13,6; 14,5)	$3,9 \pm 0,1$ (3,8; 4,1)	13,3; 13,6	3,0; 3,1
<i>M. furnieri</i>	$13,6 \pm 0,5$ (12,6; 14,6)	$3,9 \pm 0,1$ (3,9; 4,1)	$13,12 \pm 1,0$ (11,4; 14,1)	$3,0 \pm 0,3$ (2,5; 3,3)



<i>C. chrysurus</i>	12,8 ± 0,4 (12,4; 13,6)	3,6 ± 0,1 (3,5; 3,8)	13,9 ± 0,5 (13,0;14,3)	3,2 ± 0,1 (3,0 3,3)
<i>C. jamaicensis</i>	12,9 ± 0,8 (11,7; 11,7)	3,6 ± 0,2 (3,3; 3,8)	13,7 ± 1,02 (12,7;15,4)	3,1 ± 0,3 (2,9; 3,6)
Cephalopoda				
<i>D. plei</i>	12,2 ± 1,4 (10,0; 13,4)	3,4 ± 0,4 (2,8; 3,8)	14,3 ± 2,2 (11,2;16,3)	3,3 ± 0,6 (2,9; 3,9)
<i>D. sanpaulensis</i>	13,9 ± 0,9 (12,6; 15,0)	3,9 ± 0,3 (3,5; 4,3)	12,76 ± 1,4 (11,3; 15,3)	2,9 ± 0,4 (2,4; 3,6)
<i>L. brevis</i>	-	-	13,6 ± 0,3 (13,2;13,9)	3,1 ± 0,1 (3,0; 3,2)
Teste de <i>Kruskal-wallis</i>		$H = 49,6, p < 0,001$	$H = 26,1, p < 0,001$	

Fonte: O autor, 2023.

Figura 8 - Valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação úmida na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos. As faixas cinzas representam a posição trófica, cinza mais claro a segunda posição trófica, cinza médio a terceira e cinza mais escuro a quarta posição trófica. As linhas tracejadas demarcamos limites entre cada posição trófica.

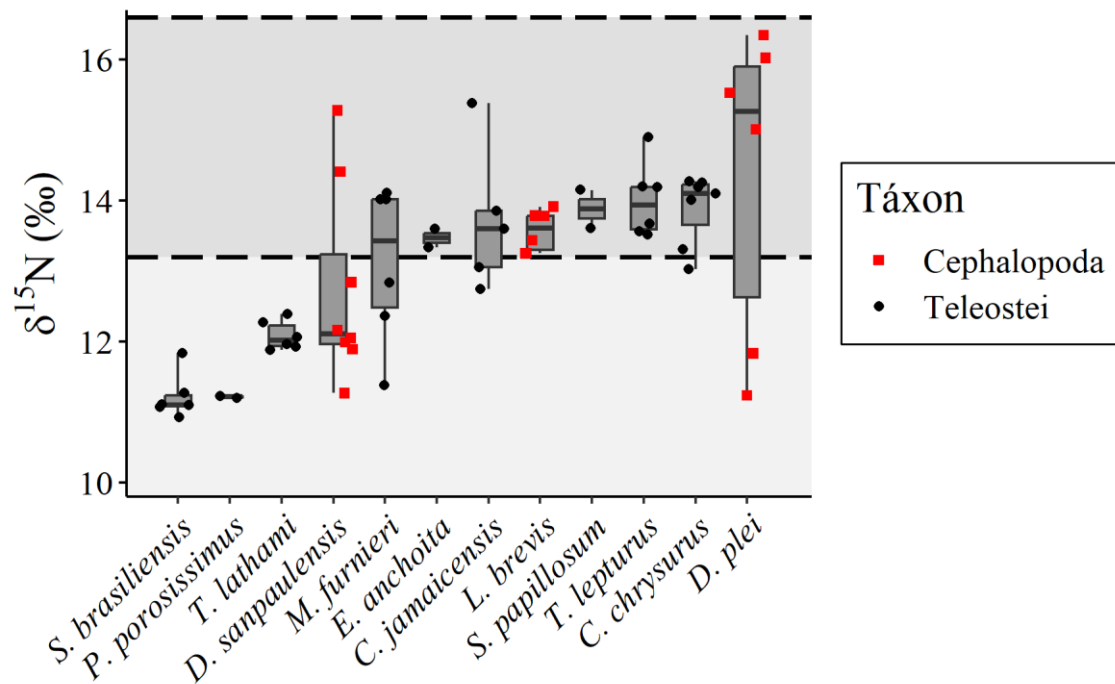


Fonte: O autor, 2023.

Na estação seca os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  no séston variaram entre 9,6 ‰ e 9,9 ‰, e o valor médio de 9,8 ‰ foi considerado como o equivalente à segunda posição trófica (tabela 6). Os

valores de  $\delta^{15}\text{N}$  variaram entre 10,9 ‰ em *S. brasiliensis*, e 16,3 ‰ em *D. plei* e, assim como na estação úmida, houve diferença nos valores entre as espécies amostradas ( $H = 31,6$ ,  $p < 0,001$ , tabela 6, figura 9). Quanto à posição trófica a espécie que apresentou a menor média foi *S. brasiliensis* ( $2,4 \pm 0,1$ ), sendo significativamente menor que a posição de *D. plei* ( $3,3 \pm 0,6$ ), *C. chrysurus* ( $3,2 \pm 0,1$ ), *T. lepturus* ( $3,2 \pm 0,2$ ), *L. brevis* ( $3,1 \pm 0,1$ ) *C. jamaicensis* ( $3,1 \pm 0,3$ ) (teste de *Dunn*,  $p < 0,05$ , Tabela 7). Na estação seca além de *C. guatucupa*, que não foi coletado, *E. anchoita*, *P. porosissimus* e *S. papillosum* não foram incluídos nessas análises estatísticas pelo baixo número de amostras.

Figura 9 - Valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (‰) das presas de *Stenella frontalis* coletadas na estação seca na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. São apresentados os valores de mediana, quartis 25% e 75%, valores mínimos e máximos. As faixas cinzas representam a posição trófica, cinza mais claro a segunda posição trófica, cinza mais escuro a terceira. As linhas tracejadas demarcamos limites entre cada posição trófica.



Fonte: O autor, 2023.

Tabela 7 – Valores de *p* corrigidos por *Benjamini-Hochberg*, do teste de Dunn *a posteriori* dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e da posição trófica nas presas de *S. frontalis* coletados na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Em branco os valores para estação úmida e em cinza para estação seca. Não foram realizados testes estatísticos na estação seca com *S. papillosum*, *E. anchoita* e *P. porosissimus* por conta do baixo número de amostras. Em negrito estão os valores significativos de *p* ( $\leq 0,05$ ).

Espécies	<i>C. guatucupa</i>	<i>P. porosissimus</i>	<i>T. lepturus</i>	<i>S. brasiliensis</i>	<i>T. lathami</i>	<i>S. papillosum</i>	<i>E. anchoita</i>	<i>M. furnieri</i>	<i>C. chrysurus</i>	<i>C. jamaicensis</i>	<i>D. plei</i>	<i>D. sanpaulensis</i>	<i>L. brevis</i>
<i>P. porosissimus</i>	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>T. lepturus</i>	0,09	<0,01	-	0,01	0,06	-	-	0,53	0,98	0,78	0,98	0,22	0,72
<i>S. brasiliensis</i>	0,01	0,48	<0,01	-	0,51	-	-	0,06	0,01	0,04	0,01	0,12	0,04
<i>T. lathami</i>	0,09	0,81	<0,01	0,34	-	-	-	0,36	0,06	0,22	0,08	0,63	0,22
<i>S. papillosum</i>	0,15	0,63	<0,01	0,21	0,79	-	-	0,74	0,98	0,86	0,98	0,53	0,80
<i>E. anchoita</i>	0,17	<0,01	0,76	<0,01	<0,01	0,01	-	0,98	0,78	0,97	0,78	0,80	0,98
<i>M. furnieri</i>	0,22	<0,01	0,73	<0,01	0,01	0,01	0,95	-	0,53	0,80	0,61	0,78	0,90
<i>C. chrysurus</i>	0,72	0,12	0,04	0,02	0,20	0,33	0,09	0,12	-	0,78	0,98	0,22	0,72
<i>C. jamaicensis</i>	0,73	0,10	0,04	0,02	0,18	0,31	0,10	0,13	0,95	-	0,80	0,57	0,98
<i>D. plei</i>	0,33	0,35	0,01	0,10	0,54	0,73	0,03	0,04	0,60	0,57	-	0,27	0,77
<i>D. sanpaulensis</i>	0,27	<0,01	0,57	<0,01	0,01	0,01	0,79	0,84	0,13	0,15	0,04	-	0,63

#### 4.4 Transferência de HgT ao longo da teia trófica de *S. frontalis*

A estimativa da transferência trófica foi feita pelo TMF, calculado a partir de modelos lineares com as concentrações logarítmicas de HgT como variáveis resposta e os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  ou a posição trófica como variável explicativa. Sendo assim, considerando todas as estações amostradas, apenas o modelo com a posição trófica como variável explicativa foi significativo ( $p < 0,001$ , tabela 8). Esse mesmo modelo apresentou um TMF maior que um ( $\text{TMF} = 1,9$ ), indicando que ocorreu a biomagnificação do mercúrio quando consideramos a estação úmida e seca juntas. Comparando esses dois modelos também se observa uma melhor explicação das concentrações de HgT pela posição trófica do que pelo  $\delta^{15}\text{N}$  ( $R^2 = 0,1$ ,  $R^2 = 0,02$ , respectivamente).

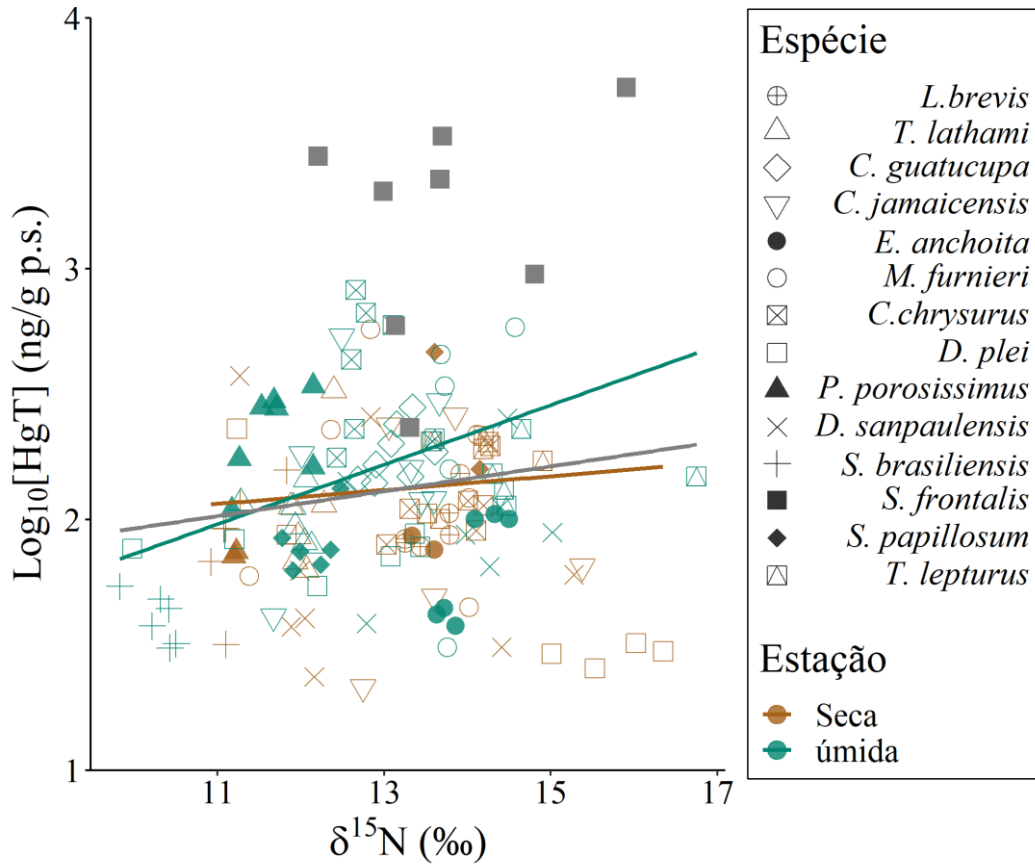
Tabela 8 – Descrição dos modelos lineares entre as concentrações logarítmicas de HgT e as variáveis explicativas ( $\delta^{15}\text{N}$  e posição trófica) na teia trófica de *S. frontalis* na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Número de amostras ( $n$ ), erro padrão da inclinação da reta ( $\text{EP}_\beta$ ), Coeficiente de determinação ( $R^2$ ), intercepto do modelo ( $\alpha$ ), inclinação da reta do modelo ( $\beta$ ), fator de magnificação trófica (TMF) e a significância de cada modelo ( $p$ ).

Estação	variável explicativa	$n$	$\text{EP}_\beta$	$R^2$	$\alpha$	$\beta$	TMF	$p$
todas estações	$\delta^{15}\text{N}$	147	0,03	0,02	1,47	0,05	1,12	0,06
	PT	147	0,07	0,10	1,17	0,28	1,91	<0,01
Estação úmida	$\delta^{15}\text{N}$	85	0,04	0,10	0,68	0,12	1,31	<0,01
	PT	85	0,12	0,14	0,53	0,46	2,90	<0,01
Estação seca	$\delta^{15}\text{N}$	70	0,05	-0,01	1,76	0,03	1,07	0,56
	PT	70	0,11	0,21	0,64	0,48	3,02	<0,01

Fonte: O autor, 223.

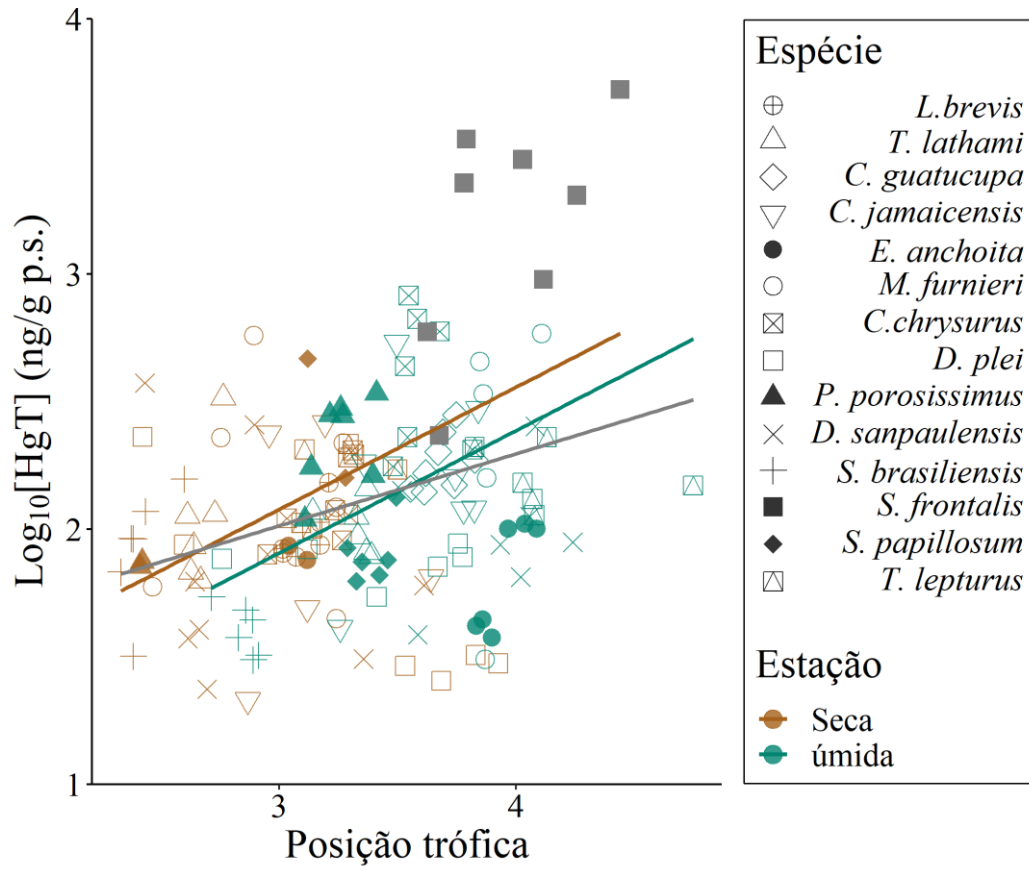
Na estação úmida os dois modelos construídos foram significativos ( $p < 0,001$ ) e o TMF maior que um ( $\text{TMF}_{\delta^{15}\text{N}} = 1,3$ ;  $\text{TMF}_{\text{PT}} = 2,9$ ). Além de TMF mais alto, o modelo utilizando a posição trófica foi o que conseguiu explicar melhor a variação observada nas concentrações HgT ao longo da teia trófica de *S. frontalis* ( $R^2_{\delta^{15}\text{N}} = 0,1$ ;  $R^2_{\text{PT}} = 0,14$ ) (figura 10 e 11). Na estação seca houve uma maior diferença entre os modelos, o utilizando  $\delta^{15}\text{N}$  como variável explicativa não foi significativo ( $p = 0,56$ ) e muito pouco explicativa ( $R^2 = -0,01$ ) (figura 10 e 11). Com a posição trófica o modelo linear formado foi significativo ( $p < 0,001$ ), o mais explicativo dentre os seis modelos montados ( $R^2 = 0,21$ ) e o com maior TMF ( $\text{TMF} = 3,0$ ).

Figura 10 - Relação entre as concentrações logarítmicas de mercúrio total (ng.g<sup>-1</sup> p.s.) com os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  na teia trófica de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande (RJ). Os ícones em cinza são organismos utilizados em ambas estações, e a reta cinza representa a relação considerando as amostras da estação úmida com as da estação seca



Fonte: O autor, 2023.

Figura 11 - Relação entre as concentrações logarítmicas de mercúrio total ( $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$  p.s.) com as posições tróficas na teia trófica de *Stenella frontalis* na Baía da Ilha Grande (RJ). Os ícones em cinza são organismos utilizados em ambas estações, e a reta cinza representa a relação considerando as amostras da estação úmida com as da estação seca



Fonte: O autor, 2023.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 A contaminação por mercúrio em *S. frontalis* da Baía da Ilha Grande

O presente estudo é o primeiro a apresentar as concentrações hepáticas e musculares de mercúrio total em *S. frontalis* da Baía da Ilha Grande. As concentrações de HgT hepáticas foram mais elevadas que as musculares, diferença amplamente reportada na literatura para mamíferos marinhos como associada a diversos fatores fisiológicos (e.g. BOLEA-FERNANDEZ et al., 2019; MANHÃES et al., 2020). Além do fígado receber o aporte sanguíneo vindo dos intestinos, estando exposto a elevadas concentrações de contaminantes transferidos pela dieta, como o mercúrio, também é onde ocorre um dos principais processos de detoxificação desse metal (ROBERTS; HEPPLESTON; ROBERTS, 1976; BOLEA-FERNANDEZ et al., 2019). A conjugação do mercúrio com o selênio, levando a formação de cristais de tiemanita (seleneto de mercúrio, HgSe), imobiliza esse metal no fígado (KOEMAN et al., 1973; PALMISANO; CARDELLICCHIO; ZAMBONIN, 1995). Não se sabe ainda se esse processo de detoxificação ocorre apenas nesse órgão, mas é nele que os cristais se acumulam principalmente nos macrófagos residentes do tecido hepático (células de Kupffer)(LAILSON-BRITO et al., 2012). Portanto, além das concentrações de mercúrio no fígado refletirem a exposição trófica mais recente também representam um acúmulo histórico desse metal, principalmente de suas formas inorgânicas, provenientes principalmente dos processos de desmetilação (BOLEA-FERNANDEZ et al., 2019). Esses processos fisiológicos também explicam a grande variação nas concentrações reportadas para o tecido. Além disso a menor massa do fígado faz com que as concentrações hepáticas variem mais que as musculares. O que faz com que mesmo ao receber a mesma quantidade de mercúrio o fígado aumente muito mais sua concentração que o músculo, que tem sua concentração pouco alterada (BOLEA-FERNANDEZ et al., 2019; MANHÃES et al., 2021).

O músculo por outro lado, que não possui papel de grande importância no metabolismo do organismo, porém possui papel central no armazenamento e imobilização do mercúrio (KERSHAW; HALL, 2019). As concentrações musculares de Hg geralmente são quase em sua totalidade MeHg (~80%), a forma mais tóxica do mercúrio (BOLEA-FERNANDEZ et al., 2019; KERSHAW; HALL, 2019; MANHÃES et al., 2021). Sendo o músculo um órgão que não possui papel central na metabolização nem na circulação ou armazenamento de energia, o mercúrio ali acumulado, mesmo que extremamente tóxico, não

está disponível para os demais órgãos, onde poderia ter seus efeitos tóxicos. Esse armazenamento se dá pela afinidade que o mercúrio tem por proteínas, principalmente as ricas em resíduos de cisteína (aminoácido com radicas constituídos por enxofre) (KEHRIG et al., 2016). Essa afinidade faz com que o músculo, tecido altamente proteico, tenha capacidade de imobilizar grandes quantidades de mercúrio, principalmente em sua forma orgânica (LÓPEZ-BERENGUER; PEÑALVER; MARTÍNEZ-LÓPEZ, 2020).

Apesar do músculo não ser uma reserva energética prioritária, nem sendo muito afetado pela toxicidade do mercúrio, elevadas concentrações musculares de mercúrio são alarmantes (BROOKENS et al., 2008; WOSHNER et al., 2008; MANHÃES et al., 2021). Isso porque em situações de estresse energético, como inanição e enfermidades, pode ser catabolizado e levar a uma disponibilização do mercúrio armazenado (ORTIZ et al., 2010; MANHÃES et al., 2021). Nesse cenário mesmo concentrações abaixo de 1000 ng.g<sup>-1</sup> p.s. podem elevar as concentrações de mercúrio circulante acarretando em efeitos tóxicos e até a morte, como já observado em um evento de mortalidade atípica associado a um surto de morbilivirose em *S. guianensis* (MANHÃES et al., 2021). No presente trabalho as concentrações de 62% dos indivíduos ficaram acima desse limiar, indicando que existe um grande indicativo de que essa população de *S. frontalis*, se acometida por um patógeno ou outros estressores que levem a um desbalanço energético, sofra também com intoxicações agudas por mercúrio.

Também no presente trabalho, apesar de não significativa, foi observada uma tendência de aumento das concentrações de HgT com a idade, sugerindo uma possível bioacumulação do mercúrio ao longo do tempo na espécie. A falta de significância estatística provavelmente é um artefato da amostragem, uma vez que além de um baixo número de amostras, 75% dos indivíduos analisados possuíam de 10 a 16 anos. A amostragem estar concentrada em apenas indivíduos com idades próximas dificulta determinar uma correlação entre idade e concentrações de HgT. Porém o coeficiente de correlação, a distribuição dos pontos e a literatura permitem afirmar a existência dessa tendência. Além disso, os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e a posição trófica em *S. frontalis* no presente trabalho também apresentaram uma tendência de aumento com a idade. Portanto, a elevação das concentrações de HgT não se deve apenas ao acúmulo do contaminante ao longo do tempo, mas também à predação de organismos em níveis tróficos mais elevados (BOLEA-FERNANDEZ et al., 2019; KERSHAW; HALL, 2019; VANNUCI-SILVA et al., 2022). Sendo assim, considerando estudos de biomagnificação, uma seleção de indivíduos com idades próximas deve ser



priorizada quando possível, afim de diminuir as variáveis que afetam a biomagnificação dos contaminantes.

## **5.2 Comparação das concentrações de HgT em *S. frontalis* com outros estudos na espécie**

Apesar da sua ampla distribuição, são poucos os estudos que reportam as concentrações de HgT em *S. frontalis*. O litoral sul e sudeste brasileiro se destacam nos estudos em contaminação na espécie, sendo a área de estudo de três dos sete trabalhos já publicados. O Arquipélago de Açores foi área de estudo de dois trabalhos, as ilhas caribenhas de Santo Vicente e Granadinas, o litoral atlântico da Flórida e o Golfo do México, possuem um estudo cada (tabela 9). Apenas o estudo mais antigo, realizado no Arquipélago de Açores em 1992, apresentou concentrações musculares mais elevadas em relação aos demais estudos (12121 ng.g<sup>-1</sup> p.s.) (GONÇALVEZ; GALHARDO; BRUM, 1992). O segundo estudo realizado nos Açores apresentou concentrações de HgT dentro da faixa dos demais estudos, porém por se tratar de um filhote, concentrações mais baixas eram o esperado (101 cm, Tabela 9) (GONÇALVES et al., 1996; PERRIN, 2002).

Tabela 9 – Revisão dos estudos que reportam concentração de mercúrio em *S. frontalis*, incluindo informações da localidade, ano de coleta, valor médio  $\pm$  desvio padrão (mín; máx) do comprimento total (CT) dos espécimes e concentração média  $\pm$  desvio padrão (mín; máx) de mercúrio total (HgT; ng.g<sup>-1</sup>p.s.) no músculo e no fígado

Localidade	Ano de coleta	CT (cm) média $\pm$ DP (mín; máx)	HgT (ng.g <sup>-1</sup> ; p.s.)		n	Fígado média $\pm$ DP (mín; máx)	Referência
			n	Músculo média $\pm$ DP (mín; máx)			
<b>Baía da Ilha Grande</b>	<b>2012-2020</b>	<b>195,5 <math>\pm</math> 37,72 (164,0; 212,0)</b>	<b>8</b>	<b>2196,8 <math>\pm</math> 1662,6 (232,8; 5288,4)</b>	<b>7</b>	<b>55665 <math>\pm</math> 53163 (4235; 167188)</b>	<b>Presente estudo</b>
Florida, EUA	2012-2018				3	434200 $\pm$ 27100 (412500; 464600)	Page-Karjian et., 2020
Golfo do México, EUA		119 - 214			6	584000 $\pm$ 483000 (8200; 1294000)	McComark et al., 2020
Litoral central do RJ, Brasil	2003-2012	166,0; 200,0	7	3320 (1020; 4230)			Khering et al., 2017
	2001-2010	186,0; 200,0			3	137300 $\pm$ 74090 (51890; 183600)	Lemos et al., 2013
SP e PR, Brasil	1997-1999	157; 198			2	39000; 230000	Kunito et al., 2004
St. Vicente e Granadinas	2009		11	3454 $\pm$ 1394 (788; 5364)			Fielding & Evans, 2014
Arquipélago dos Açores, Portugal	1996	101,0	1	1515	1	14273	Gonçalves, 1996
	1990		1	12121			Gonçalves, 1992

Fonte: O autor, 2023.

Existem poucos estudos que reportam as concentrações hepáticas de HgT em *S. frontalis* e todos esses estudos carecem de uma amostragem robusta, tendo apenas um com mais de três indivíduos (tabela 9). Isso limita as interpretações e comparações com os resultados de tais estudos, porém é possível observar que as concentrações hepáticas variam mais entre as diferentes localidades do que as musculares. As concentrações hepáticas de mercúrio reportadas para Flórida e golfo do México são as mais altas dentre todos os estudos (MCCORMACK; JACKSON; DUTTON, 2020; PAGE-KARJIAN et al., 2020). A costa Atlântica dos Estados Unidos é uma região altamente impactada pela ação humana e apresenta elevadas concentrações de mercúrio na biota (GARCÍA-HERNÁNDEZ et al., 2007;

MALINOWSKI, 2019; MCCORMACK; NOWLIN; DUTTON, 2022). Os outros dois estudos foram realizados no sul-sudeste brasileiros e reportaram concentrações médias maiores do que a do presente estudo (KUNITO et al., 2004; LEMOS et al., 2013). Entretanto, a amplitude das concentrações reportadas e o baixo número de amostras não permitem categoricamente dizer que as concentrações do presente trabalho são menores do que as já reportadas para a costa brasileira. Nenhum trabalho reportou as concentrações de HgT em ambos tecidos de *S. frontalis*, os trabalhos apresentavam apenas as concentrações hepáticas ou apenas as musculares (Tabela 9). Entretanto, considerando todos os trabalhos as concentrações hepáticas de HgT foram maiores que as musculares, como o reportado no presente trabalho e na literatura (e.g. MCCORMACK; JACKSON; DUTTON, 2020; MANHÃES et al., 2022).

As populações do Atlântico Norte (Açores, porção leste do Golfo do México e litoral atlântico da Flórida) apresentam concentrações aproximadamente 10 vezes maiores que as populações do caribe e do sul-sudeste brasileiro. Esse padrão provavelmente ocorre por diferenças nos itens predados assim como a zona que realizam o forrageamento. Existem poucas informações disponíveis sobre a alimentação da espécie nas populações do Atlântico norte, mas os poucos estudos indicam um dieta principalmente piscívora (FERTL; WURSIG, 1995; CLUA; GROSVLET, 2001; DIAS et al. 2008; MALINOWSKI; HERZING, 2015). O que difere pelo menos da população do sul-sudeste brasileiro, que possui grande importância de cefalópodes em sua dieta, podendo ser um dos motivos para as menores concentrações encontradas nessa população (MELO et al., 2010; LOPES et al., 2012; SILVA, 2019). Outro fator extremamente importante é que tanto o Golfo do México quando o litoral atlântico da Florida são ambientes que apresentam elevadas concentrações de mercúrio (GARCÍA-HERNÁNDEZ et al., 2007; MALINOWSKI, 2019; MCCORMACK; NOWLIN; DUTTON, 2022).

### **5.3 Comparação das concentrações de HgT em *S. frontalis* com outros estudos em odontocetos na costa do estado do Rio de Janeiro e na Baía da Ilha Grande**

Foram observadas diferenças quando comparado as concentrações de mercúrio em *S. frontalis* com outros odontocetos na costa do estado do Rio de Janeiro, incluindo outras espécies residentes na área de estudo (tabela 10). Apesar de *S. frontalis* ter apresentado concentração muscular média ligeiramente mais elevada que as demais espécies que

apresentam padrão de residência na Baía da Ilha Grande (boto-cinza, *Sotalia guianensis* e toninha, *Pontoporia blainvillei*), elas não diferem muito entre si (BISI et al., 2012; SEIXAS et al., 2014a; VANNUCI-SILVA et al., 2022). Já em relação às concentrações hepáticas de HgT o valor médio em *S. frontalis* é uma ordem de grandeza maior do que o reportado para *S. guianensis* e *P. blainvillei* na BIG (BISI et al., 2012; SEIXAS et al., 2014a; VANNUCI-SILVA et al., 2022), indicando que é a espécie que está sujeita a maior bioacumulação de mercúrio dentre as três.

As concentrações observadas em *S. frontalis* são resultado de diversos fatores ecológicos e biológicos que fazem tanto a exposição quanto a bioacumulação da espécie diferirem de *S. guianensis* e *P. blainvillei*. Dentre esses fatores que afetam as concentrações de THg em *S. frontalis* se pode destacar: (1) área de forrageamento, (2) demanda energética, (3) dieta e (4) longevidade.

A área de forrageamento é um dos elementos que afetam a bioacumulação de mercúrio em um organismo (YOSHINO et al., 2020). A alimentação em regiões com elevados níveis de contaminação por mercúrio pode aumentar a exposição e consequente bioacumulação desse metal no organismo (VANNUCI-SILVA et al., 2022). Nessa perspectiva *S. frontalis* pode estar se expondo a uma diversidade maior de fontes de mercúrio uma vez que usa com maior frequência regiões adjacentes à BIG, quando comparado com *P. blainvillei* e *S. guianensis* (TARDIN et al., 2020; PEREIRA et al., 2022). Há indícios que os indivíduos de *S. frontalis* da BIG também utilizam a plataforma continental adjacente à baía e o litoral norte de SP (BISI et al., 2013; PEREIRA et al., 2022; FLACH et al. 2022). Tanto a BIG quanto as demais regiões utilizadas pela espécie são afetadas por afloramentos da ACAS, esses afloramentos acontecem com maior frequência e intensidade em regiões mais afastadas da costa, pelo menos nessa região do litoral (DE SOUZA et al., 2020; KJERFVE et al., 2021). Regiões de afloramento e ressurgência de águas mais profundas, como a ACAS, são comumente associadas a maiores concentrações de mercúrio na biota (SILVA-FILHO et al., 2014; MANHÃES et al., 2020; GALVAO et al., 2021). Sendo assim, o uso dessas com maior frequência por *S. frontalis* pode aumentar a bioacumulação de mercúrio na espécie.

Outro fator central na bioacumulação de mercúrio é a demanda energética de um organismo, principalmente quando se considera a bioacumulação em mamíferos marinhos, que têm como principal fonte de exposição ao mercúrio a dieta. Nesses casos, quanto maior a quantidade de calorias necessárias, maior a ingestão de presas e, consequentemente, maior a exposição ao mercúrio (BENOIT-BIRD, 2004; TRUDEL; RASMUSSEN, 2006). Organismos de menor porte, que realizam deslocamentos menores e em menor intensidade, como *P.*

*blainvillei*, possuem demandas energéticas menores do que organismos maiores, que se deslocam por maiores distâncias e em maior velocidade, como *S. frontalis* (BENOIT-BIRD, 2004; DI BENEDITTO; DOS SANTOS; VIDAL, 2009; LAMBERT et al., 2014). As informações disponíveis permitem inferir que dentre as três espécies, *P. blainvillei* possui a menor demanda energética, seguida de *S. guianensis* e *S. frontalis* (BOTTA, 2011; MALINOWSKI; HERZING, 2015; TARDIN et al., 2020; PEREIRA et al., 2022). Seguindo, portanto, o mesmo padrão observado nas concentrações de HgT  $P. blainvillei < S. guianensis < S. frontalis$  e sendo um dos fatores que podem estar contribuindo para a bioacumulação de mercúrio diferencial entre as espécies.

O tempo de vida de um organismo influencia em sua bioacumulação de mercúrio, uma vez que quanto mais longo o organismo maior seu tempo de exposição, refletindo em maiores concentrações desse metal (HARDING; DALZIEL; VASS, 2018; MANHÃES et al., 2021). Esse padrão é observado em diversos níveis organizacionais sendo importante para entender a bioacumulação de mercúrio tanto ao nível populacional quanto ao nível de comunidade e ecossistêmico. Dentre os dados disponíveis apenas o presente trabalho e Vannuci et al (2022) apresentam as idades dos indivíduos amostrados, sendo possível inferir os efeitos da longevidade na bioacumulação de mercúrio apenas em *S. frontalis* e *P. blainvillei*, inclusive por que a expectativa de vida de *S. frontalis* e *S. guianensis* é similar, ambos podendo atingir 30 anos (JEFFERSON et al., 2015). *S. frontalis* apresenta não só uma maior expectativa de vida que *P. blainvillei*, mas também o único estudo a reportar concentração de HgT na espécie na BIG em média amostrou indivíduos de 9 anos, quanto que os indivíduos do presente trabalho possuíam em média 12 anos. Essas diferenças etárias podem ser um dos fatores a explicar as diferenças observadas na bioacumulação de HgT entre as duas espécies.

Por fim, a dieta é a principal via de exposição ao mercúrio em mamíferos marinhos e diferenças nos itens alimentares consumidos podem refletir no potencial de bioacumulação desse contaminante (PINZONE et al., 2019). Tanto o nível trófico quanto a espécie predada influenciam na exposição ao mercúrio e refletem nas concentrações encontradas em seus tecidos (BISI et al., 2012; KEHRIG et al., 2013). De forma geral, os peixes ósseos possuem maior tendência em bioacumular mercúrio quando comparados com lulas, principalmente as espécies costeiras com ciclo de vida anuais (BISI et al., 2012; KEHRIG et al., 2017; PENICAUD; LACOUÉ-LABARTHE; BUSTAMANTE, 2017). As informações disponíveis acerca da dieta e ecologia trófica das três espécies de cetáceos da BIG mostram que peixes ósseos são importantes para todas (MELO et al., 2010; BISI et al., 2012; LOPES et al., 2012;

VANNUCI-SILVA et al., 2022). Para *S. frontalis* e *P. blainvillei* os cefalópodes, principalmente da família Loliginidae, possuem maior importância do que para *S. guianensis*. Seguindo esse raciocínio seria esperado maiores concentrações de HgT em *S. guianensis*, porém não é o que foi observado, indicando que apesar do tipo de presa ser importante para a bioacumulação, outros fatores estão influenciando as diferenças observadas.

Tabela 10 - Revisão dos estudos que reportaram a bioacumulação de mercúrio em cetáceos da costa do estado do Rio de Janeiro, incluindo informações da localidade, período de coleta, valor médio  $\pm$  desvio padrão (mín; máx) do comprimento total (CT) e média das concentrações de mercúrio total (HgT; ng.g<sup>-1</sup>p.s.) no músculo e no fígado.

Espécie	Localidade	Ano de coleta	CT (cm) média $\pm$ DP (mín; máx)	HgT (ng.g <sup>-1</sup> ; p.s.)			Referência	
				n	Músculo média $\pm$ DP (mín; máx)	n Fígado média $\pm$ DP (mín; máx)		
<i>S. frontalis</i>	Baía da Ilha Grande,	2012; 2020	195,5 $\pm$ 37,72 (164,0; 212,0)	6	2196,8 $\pm$ 1662,6 (232,8; 5288,4)	6	55665 $\pm$ 53163 (4235; 167188)	Presente estudo
<i>P. blainvillei</i>	Baía da Ilha Grande	2015; 2020	119 (63-145)	10	1640 (680; 3590)	8	3950 (880; 27100)	Vannuci-Silva et al. 2021
<i>S. guianensis</i>	Baía da Ilha Grande		133; 191	6	1895 $\pm$ 844	6	8800 $\pm$ 2183	Seixas et al. 2014
<i>S. guianensis</i>	Baía da Ilha Grande	1995; 2009		9	2086 $\pm$ 672			Bisi et al, 2012
<i>S. bredanensis</i>	Litoral central	2001; 2013	240; 272	9	4466; 25119			Baptista et al., 2016
<i>S. bredanensis</i>	Litoral central	2001; 2010	260; 272			3	594800 $\pm$ 200300 (469400; 825900)	Lemos et al., 2013
<i>T. truncatus</i>	Litoral central	2001; 2013	250; 300	10	1995; 10000			Baptista et al., 2016
<i>T. truncatus</i>	Litoral central	2001; 2010	200; 250			2	123900 $\pm$ 150700 (17350; 230400)	Lemos et al., 2013

Fonte: O autor, 2023.

Comparando com espécies de delfinídeos que ocorrem ao longo da costa do estado Rio de Janeiro (*S. bredanensis* e *T. truncatus*), as concentrações musculares e hepáticas de HgT em *S. frontalis* foram menores (tabela 10). *S. frontalis* quando comparado com essas outras duas espécies possui menor porte, uma dieta menos piscívora e, possivelmente, realiza menores deslocamentos (MELO et al., 2010; LOPES et al., 2012; BISI et al., 2013; DE OLIVEIRA-FERREIRA et al., 2021). Essas características tendem a levar a uma menor

exposição ao mercúrio, como o observado no presente estudo para *S. frontalis* e na literatura (SCHNITZLER et al., 2018; PINZONE et al., 2019). As discussões geradas a partir do presente trabalho sugerem que *S. frontalis* é a espécie com maior bioacumulação de mercúrio na BIG, mas comparando com as demais espécies da costa do estado do Rio de Janeiro, *S. frontalis* apresenta valores intermediários. Mesmo as concentrações de HgT não estando em níveis que apontem para efeitos deletérios, os resultados encontrados geram preocupação quanto a conservação da espécie, uma vez que não é o único contaminante ao qual a espécie está exposta, nem a única fonte de ameaça na região (MÉNDEZ-FERNANDEZ et al., 2018; LAVANDIER et al., 2019; TARDIN et al., 2020).

#### 5.4 Relações tróficas e bioacumulação de mercúrio na teia trófica de *S. frontalis*.

Na estação úmida a menor concentração média de HgT e a menor posição trófica foram observadas na mesma espécie, *S. brasiliensis*. Essa espécie é planctívora e, dependendo da estação e da localidade de ocorrência, pode apresentar um maior ou menor grau de onivoria (BALOI et al., 2017; SCHROEDER; SCHWINGEL; CORREIA, 2022). Os resultados de posição trófica indicam que na estação úmida o zooplâncton possuiu maior importância que o fitoplâncton na dieta de *S. brasiliensis*, uma vez que essa espécie está quase no terceiro nível trófico ( $2,9 \pm 0,1$ ) (VANDER; RASMUSSEN, 1996). *T. lepturus*, apesar de apresentar os maiores níveis tróficos, não apresentou a maior concentração média de HgT. Esse resultado provavelmente se deve à amostragem de organismos juvenis e à biologia da espécie (TAGHAVIMOTLAGH; GHODRATI SHOJAEI; VAHABNEZHAD, 2021). Essa espécie é um predador voraz, mas com ciclo de vida curto e crescimento rápido, fatores que diminuem a bioacumulação de mercúrio, mesmo ele ocupando elevado nível trófico (DI BENEDETTO et al., 2012). A maior concentração média de mercúrio foi determinada em uma espécie que apresentou posição trófica intermediária em relação a teia trófica como um todo, *C. chrysurus*. A referida espécie não apenas apresentou as maiores concentrações de HgT, mas também uma grande variação intraespecífica que não pode ser explicada unicamente por variações no comprimento total ou posição trófica, uma vez que esses parâmetros apresentaram pequena variação na espécie (CT:  $18,7 \pm 1,8$  cm; PT:  $3,6 \pm 0,1$ ). A ampla variação encontrada nos valores de HgT pode estar associada à taxa de crescimento e maturação da espécie, que passa a crescer mais lentamente ao atingir 15 cm, fazendo com que

mesmo espécimes com tamanho similar possam ter idade distinta. Essa espécie pode viver até 6 anos de vida e atinge a sua maturidade sexual aos 2 anos, sendo uma das espécies mais longevas amostradas no presente trabalho (DE QUEIROZ et al., 2018). Seguindo essa hipótese, as concentrações em *C. chrysurus* seriam grandemente afetadas por fatores biológicos, como a idade, pelo menos a nível intraespecífico. Entretanto mais estudos sobre a história de vida da espécie e bioacumulação do mercúrio são necessários.

Comparando a estação seca com a úmida foram observadas mudanças na bioacumulação de mercúrio e nas relações tróficas entre as duas estações. Na estação seca nenhum espécime das presas coletadas apresentou posição trófica igual ou maior a quatro, indicando uma teia trófica mais curta que a da estação úmida. Já quanto às concentrações de HgT não houve diferenças significativas entre as espécies, uma vez que muitas espécies apresentaram uma variação muito grande em suas concentrações. Ainda sobre a contaminação de mercúrio, considerando a teia trófica como um todo, as concentrações foram ligeiramente menores. Esses achados reforçam a importância que a ACAS e que a pluviosidade podem ter sobre a bioacumulação de mercúrio na BIG (DE SOUZA LIMA et al., 2002; BISI et al., 2012). Uma vez que na estação úmida ambas exercem maior influência nesse sistema e aumentam a biodisponibilidade de mercúrio (SILVA-FILHO et al., 2014; KJERFVE et al., 2021).

Outro achado que se destacou foram as menores concentrações de HgT terem sido reportadas na espécie que apresentou o maior nível trófico, a *D. plei*. Essa espécie de lula apresenta um ciclo de vida anual, migração vertical e costa-oceano, e apresenta uma dieta diversificada composta por crustáceos, peixes ósseos, poliquetas e cefalópodes, assim como as outras duas espécies de lula do presente trabalho (MARTINS; PEREZ, 2007; POSTUMA; GASALLA, 2014). *D. plei*, *D. sanpaulensis* e *L. brevis* pertencem à família Loliginidae, reconhecidamente com baixa bioacumulação de metais (PENICAUD; LACOUÉ-LABARTHE; BUSTAMANTE, 2017). O baixo potencial de bioacumulação ocorre porque seu ciclo de vida é curto, diminuindo seu tempo de exposição ao mercúrio, mesmo podendo ocupar elevadas posições tróficas (DORNELES et al., 2007; PENICAUD; LACOUÉ-LABARTHE; BUSTAMANTE, 2017). Características essas que possivelmente explicam as baixas concentrações de mercúrio não só de *D. plei*, mas das demais espécies de cefalópodes do presente estudo em ambas estações.

O linguado *S. papillosum* foi outra espécie que apresentou resultados que se destacaram na estação seca. As concentrações de HgT na espécie na estação seca foram maiores que na estação úmida. Entretanto *S. papillosum* apresentou posições tróficas similares



em ambas estações (estação úmida:  $3,4 \pm 0,1$ ; estação seca: 3,1 - 3,3) e comprimento total menor na estação seca (estação úmida:  $16,8 \pm 0,8$  cm; estação seca: 13,4 - 14,3 cm). Portanto, aparentemente as concentrações de HgT nessa espécie não podem ser explicadas por nenhum dos parâmetros biológicos ou ecológicos medidos no presente estudo. Pouco se sabe sobre a biologia e ecologia da espécie, o que, junto com o pequeno número de amostras, dificulta entender as variações observadas.

### 5.5 A transferência trófica de mercúrio na teia trófica de *S. frontalis*

Nas três situações testadas (estação seca, estação úmida e as duas juntas), pelo menos uma das variáveis ( $\delta^{15}\text{N}$  e posição trófica) usadas indicou a biomagnificação do mercúrio na teia trófica de *S. frontalis* ( $\text{TMF} > 1$  e  $p < 0,05$ ). Na estação úmida, a biomagnificação foi observada com ambas variáveis, porém foi maior quando calculado a partir da posição trófica ( $\text{TMF}_{\delta^{15}\text{N}} = 1,3$ ,  $\text{TMF}_{\text{PT}} = 2,9$ ). Essa diferença muitas vezes é um artefato estatístico por conta da diminuição do intervalo da variável explicativa (KIDD et al., 2019). Quando se diminui a faixa de variação da variável explicativa, mas a variável resposta não passa por nenhuma alteração, há um aumento da inclinação da reta e, conseqüentemente, do TMF. Entretanto, no presente trabalho a diferença entre os modelos e os valores de TMF não se dá apenas por essa razão. Por considerar um fator de enriquecimento trófico distinto para presas e predador, se aplica ao modelo uma complexidade a mais e o aproxima da realidade (FISK; HOBSON; NORSTROM, 2001; HOBSON et al., 2002). Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  representam muito bem as relações tróficas, porém existem diferenças fisiológicas que alteram o fracionamento isotópico do nitrogênio, principalmente em animais homeotérmicos (BORGÅ et al., 2012; KIDD et al., 2019). Portanto, ao calcular a posição trófica aplicando fatores de enriquecimento trófico distintos se está contabilizando essa diferença e aproximando os dados da complexa realidade das relações ecológicas em ambientes tropicais. Sendo assim, o  $\text{TMF}_{\text{PT}}$  mais elevado provavelmente é o mais próximo da realidade, porém o  $\text{TMF}_{\delta^{15}\text{N}}$  ainda é muito explicativo sobre a transferência trófica do mercúrio.

Na estação seca a diferença entre o  $\text{TMF}_{\text{PT}}$  e o  $\text{TMF}_{\delta^{15}\text{N}}$  foi ainda maior, e se destaca não só pela diferença de valores do TMF, mas também nos parâmetros do modelo. O modelo utilizando os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  não foi significativo e o coeficiente de determinação foi negativo, indicando a baixa capacidade do modelo em relacionar os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  com as

concentrações logarítmicas de HgT. Entretanto, houve grande diferença entre a assinatura da teia alimentar na estação seca e na estação úmida (2,4‰), e 75% dos *S. frontalis* tinham seus valores de  $\delta^{15}\text{N}$  relacionados com a assinatura da estação úmida, por conta do tempo de renovação de seus tecidos (GIMÉNEZ et al., 2016). Sendo assim, isso pode ter causado um viés no modelo e diminuído a diferença nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  entre presa e predador. Quando considerada a posição trófica, retirou-se esse viés e mudou o modelo, aumentando o TMF e o coeficiente de determinação. Nesse caso, a escolha da variável explicadora mudou o modelo e sua interpretação. Por fim, entende-se que o cálculo da posição trófica foi feito com a finalidade de retirar vieses da interpretação dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , e por mais que ainda possa ser aprimorado, representa com maior fidedignidade a transferência trófica de HgT na estação seca.

Os modelos aplicados utilizando todas as presas independente da estação de coleta também apresentou resultados similares. O modelo utilizando  $\delta^{15}\text{N}$  não foi significativo, mesmo sendo o com o maior número de amostras. Enquanto que o modelo utilizando a posição trófica foi significativo e mostrou a biomagnificação do mercúrio na teia trófica de *S. frontalis*. Nesse caso, foi montando um modelo com assinaturas de  $\delta^{15}\text{N}$  distintas, portanto, a utilização da posição trófica retirou esse viés. Isso tornou o modelo não só mais significativo, mas também evidenciou a complexidade trófica do sistema e permite uma comparação menos enviesada de teias tróficas com assinaturas distintas (PINZONE et al., 2019; GATT et al., 2020).

A interpretação dos modelos e do TMF torna possível afirmar que a transferência trófica é um fator importante na biomagnificação de mercúrio nessa teia trófica. O TMF do presente trabalho foi menor do que o reportado para *S. guianensis* na mesma região, indicando que pelo menos do ponto de vista da transferência trófica *S. guianensis* está mais exposto ao mercúrio do que *S. frontalis* (BISI et al., 2012). Entretanto, a transferência trófica é apenas um dos mecanismos da bioacumulação de mercúrio (HARDING; DALZIEL; VASS, 2018; MCCORMACK; JACKSON; DUTTON, 2020). As maiores concentrações de mercúrio em *S. frontalis* são mais provavelmente explicadas pela maior demanda energética e maior área de forrageamento, quando comparado com *S. guianensis*. Uma vez que esse maior deslocamento pode expor a espécie a ambientes onde o mercúrio está mais biodisponível como as áreas onde a ressurgência é mais intensa e frequente (Cabo Frio, RJ) e onde a atividade humana aumenta o risco de exposição a esse metal, como os litorais de Santos, SP e Rio de Janeiro, RJ (KEHRIG, 2011; BISI et al., 2012; KEHRIG et al., 2017). Portanto, por mais que a

transferência trófica seja a principal via de exposição, fatores fisiológicos e ecológicos também são importantes para se entender a bioacumulação como um todo.

Por fim, os resultados encontrados na aplicação dos modelos com os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e os da posição trófica mostram que há diferença metodológica no cálculo de TMF, e enfatizam que não se pode comparar  $\text{TMF}_{\delta^{15}\text{N}}$  com  $\text{TMF}_{\text{PT}}$ . Nenhum dos modelos do presente trabalho apresentou coeficiente de determinação maior que 0,21, ou seja, a transferência trófica explicou apenas cerca de 20% das concentrações de mercúrio nessa teia trófica. Apesar de aparentemente ser uma porcentagem baixa a transferência trófica é apenas um dos processos responsáveis pela biomagnificação de um contaminante (LAVOIE et al., 2013). Mesmo assim, se pode afirmar que a biomagnificação do mercúrio ocorre nessa teia trófica e que a transferência trófica é um dos fatores que impactam nesse processo.

## 5.6 Comparação com outros estudos em teias tróficas tropicais

São poucos os trabalhos que utilizaram o TMF para acessar a biomagnificação do mercúrio em teias tróficas tropicais que possuem cetáceos como predadores de topo. Foram encontrados cinco trabalhos, dos quais apenas um não tinha a costa do estado do Rio de Janeiro como área de estudo (tabela 11). O único estudo realizado no Panamá, com *T. truncatus*, foi também o único a utilizar tecidos diferentes entre as presas (músculo) e o predador (pele). A biomagnificação foi observada nos sistemas estudados ( $\text{TMF} > 1$ ,  $p < 0,05$ ), com exceção da Baía de Sepetiba, RJ.

Comparando com o TMF já reportado para *S. frontalis* o do presente trabalho apresentou valores menores (KEHRIG et al., 2017), o que pode ser devido a dois fatores principais: (1) desenho amostral; (2) área de estudo. O presente trabalho amostrou aproximadamente 60% das espécies de peixes ósseos e aproximadamente 40% das espécies de cefalópodes já encontradas no conteúdo estomacal de *S. frontalis* (MELO et al., 2010). Entretanto, quando considerado a importância relativa foi amostrado 73% e 99,7%, para peixes ósseos e cefalópodes, respectivamente (SILVA, 2019). O presente estudo também foi realizado em uma baía costeira tropical com intrusão da ACAS. Já para o TMF reportado por Kehrig et al. (2017) foi amostrado apenas 23% dos peixes ósseos e 14% dos cefalópodes reportados como potenciais presas de *S. frontalis*, e foi realizado em uma região com maior influência da ressurgência da ACAS. As diferenças na amostragem podem levar a valores de

TMF e modelos de biomagnificação menos fidedignos por não representar a diversidade de potenciais presas da espécie (BORGÅ et al., 2012). Já a diferença na área de estudo, principalmente pela maior influência da ACAS no litoral central do RJ faz com que sejam teias tróficas taxonomicamente menos diversas e com maior disponibilidade de mercúrio (ARAÚJO; AZEVEDO, 2001; SILVA et al., 2011; SILVA-FILHO et al., 2014). Por outro lado, a menor influência da ACAS na BIG representa uma menor biodisponibilidade de mercúrio e conseqüentemente uma menor transferência trófica desse contaminante, quando comparado com o litoral central do RJ (CONAWAY et al., 2009; SILVA et al., 2011; DE SOUZA et al., 2020). Além disso, a grande diversidade biológica da BIG pode refletir em uma maior diversidade de nicho e uma maior diversidade fisiológica, aumentando a complexidade não só das relações tróficas, mas também da bioacumulação e biomagnificação do mercúrio (GOTO; WALLACE, 2009; GATTS et al., 2020). O aumento da complexidade pode levar a uma diminuição da importância da transferência trófica para a bioacumulação e biomagnificação de mercúrio nesse sistema, levando a TMF menores, como o observado no presente estudo.

Os valores de TMF reportados no presente trabalho foram similares aos reportados para teias tróficas em ambientes tropicais. Entretanto, há uma grande variação em outros parâmetros do modelo, como o  $R^2$ , indicando que mesmo a biomagnificação sendo um importante processo na bioacumulação do mercúrio ela possui importância distinta em cada teia trófica. Os valores de  $R^2$  também são influenciados pela diversidade isotópica das possíveis presas, pela complexidade das teias tróficas e pelo desenho amostral (LAVOIE et al., 2013; WANG et al., 2021). Uma maior diversidade biológica, ecológica e isotópica pode indicar diferentes teias tróficas como, por exemplo, organismos que fazem migrações verticais ou costa-oceano e não refletem exclusivamente os valores das teias tróficas amostradas (LE CROIZIER et al., 2019). Portanto, por se alimentarem em outras regiões, as presas também estão expostas a diferentes fontes de mercúrio e, assim, pode afetar a capacidade de explicação do modelo (BORGÅ et al., 2012; CONDER et al., 2012; KIDD et al., 2019).

Tabela 11 – Tabela revisional dos estudos com cetáceos que reportam TMF para mercúrio total, incluindo as informações da espécie, localidade, tecido do cetáceo analisado, estação de coleta, variável explicativa, número de amostras (n), Fator de Transferência Trófica (TMF), coeficiente de determinação ( $R^2$ ), Valor de p ( $p$ ) e a referência.

Espécie	Localidade	Tecido	Estação	Variável explicativa	n	TMF	$R^2$	p	Referência	
<i>S. frontalis</i>	<b>Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil</b>	<b>músculo</b>	<b>úmida</b>	$\delta^{15}\text{N}$	<b>85</b>	<b>1,31</b>	<b>0,1</b>	<b>&lt;0,05</b>	<b>Presente estudo</b>	
				PT	<b>85</b>	<b>2,90</b>	<b>0,14</b>	<b>&lt;0,05</b>		
			<b>seca</b>	$\delta^{15}\text{N}$	<b>70</b>	<b>1,07</b>	-	<b>0,56</b>		<b>0,01</b>
				PT	<b>70</b>	<b>3,02</b>	<b>0,21</b>	<b>&lt;0,05</b>		
			<b>úmida e seca</b>	$\delta^{15}\text{N}$	<b>147</b>	<b>1,12</b>	<b>0,02</b>	<b>0,06</b>		
				PT	<b>147</b>	<b>1,91</b>	<b>0,1</b>	<b>&lt;0,05</b>		
<i>S. frontalis</i>	Litoral central do RJ, Brasil	músculo	-	$\delta^{15}\text{N}$	62	1,82	0,89	<0,05	Khering et al. 2017	
				PT		7,76	0,89	<0,05		
<i>T. truncatus</i>	Arquipélago Bocas del Toro, Panamá	pele	-	$\delta^{15}\text{N}$	212	3,98	0,54	<0,05	Barragán-Barrera et al. 2019	
<i>S. guianensis</i>	Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil	músculo	úmida	$\delta^{15}\text{N}$	100	1,63	0,19	<0,05	Bisi et al. 2012	
				seca	105	1,67	0,07	<0,05		
	Baía de Sepetiba, RJ, Brasil	úmida	$\delta^{15}\text{N}$	175	1,17	0,02	0,07			
			seca	155	1,19	0,02	0,09			
	Baía de Guanabara, RJ, Brasil	úmida	$\delta^{15}\text{N}$	74	1,51	0,3	<0,05			
seca	$\delta^{15}\text{N}$	86	1,55	0,36	<0,05					
<i>S. guianensis</i>	Foz do Rio Paraíba do sul, RJ, Brasil	músculo	-	$\delta^{15}\text{N}$	120	1,62	0,68	<0,05	Khering et al. 2013	
				PT		1,51	0,68	<0,05		

Fonte: O autor, 2023.

Teias tróficas tropicais tendem a ser muito complexas, sendo muito difícil distinguir ou atribuir um indivíduo a uma determinada fonte de carbono (BISI et al., 2013). Essa complexidade também aumenta a variabilidade e diminui o coeficiente de determinação do modelo. Já o desenho amostral é um importante fator que pode influenciar e dificultar a interpretação de um modelo e dos valores de TMF (BORGÅ et al., 2012; KIDD et al., 2019). Idealmente deve-se ter a amostragem da totalidade das possíveis presas, ou pelo menos de grande parte delas, garantindo que tenham sido coletadas em zonas potencialmente usadas pelo predador de topo (BISI et al., 2012; BORGÅ et al., 2012). Esse ponto é central em estudos de teia trófica e biomagnificação, podendo diminuir a qualidade das informações obtidas e da interpretação dos dados. Por se entender que os ambientes tropicais são

complexos e que muitas vezes as espécies se movimentam não só entre localidades, mas também predam em teias tróficas com assinaturas distintas, os valores de  $R^2$  reportados no presente trabalho estão bem próximos ao esperado de acordo com a literatura.

Considerando os fatores apontados, fica evidente que algumas recomendações de guias práticos baseados em sistemas temperados e polares não são aplicáveis aos sistemas tropicais. Em sistemas marinhos tropicais não se pode isolar uma teia trófica unicamente por sua assinatura isotópica, a grande diversidade biológica e funcional faz com que os valores isotópicos sejam mesclados, dificultando sua interpretação. Isso se aplica principalmente em estudos, como o presente trabalho, que utilizam o TMF para entender a transferência trófica na dieta de uma determinada espécie. Já existem na literatura recomendações feitas por diversos estudos para ambientes tropicais, que demandam um cuidado maior na amostragem das presas (JARDINE; KIDD; FISK, 2006; BORGÅ et al., 2012; KIDD et al., 2019). Isso acontece principalmente por que os sinais isotópicos podem ser confusos, há de se ter certeza que se está coletando indivíduos de determinada localidade e se entender os padrões de locomoção da espécie. A complexidade novamente exige um cuidado maior com a amostragem, uma vez que as teias tróficas são extremamente interligadas, e verificar as possíveis fontes de carbono e suas assinaturas isotópicas pode aprimorar a qualidade da informação obtida.

## CONCLUSÃO

- a) Assim como em demais cetáceos, em *S. frontalis*, o mercúrio apresenta maior organotropismo pelo fígado do que pelo músculo.
- b) Focar o esforço amostral em indivíduos de idade próxima minimiza os efeitos do desenvolvimento ontogenético sobre a bioacumulação do mercúrio e a ecologia trófica, facilitando a interpretação dos modelos.
- c) As teias tróficas da BIG apresentam mudanças sazonais tanto na bioacumulação de mercúrio como em sua estrutura trófica, possivelmente devido as mudanças na pluviometria e nas condições oceanográficas entre as estações seca e úmida.
- d) Os resultados do TMF permitiram apontar que a transferência é um dos fatores centrais na biomagnificação e bioacumulação de mercúrio na BIG.
- e) Os valores de TMF variam de acordo com as variáveis utilizadas no modelo linear. O uso da razão isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  gera valores de TMF menores quando comparados com o uso da posição trófica. Ambos são capazes de descrever a transferência de contaminantes, porém não podem ser comparados nominalmente.

## REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, F. G. .; AZEVEDO, M. C. C. de. Assemblages of Southeast-South Brazilian Coastal Systems Based on the Distribution of Fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 729–738, 2001.
- BALOI, M. F. et al. Growth performance, body composition and metabolic response to feeding rates in juvenile Brazilian sardine *Sardinella brasiliensis*. **Aquaculture Nutrition**, v. 23, n. 6, p. 1458–1466, 2017.
- BARRAGÁN-BARRERA, D. C. et al. Foraging habits and levels of mercury in a resident population of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Bocas del Toro Archipelago, Caribbean Sea, Panama. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, n. April, p. 343–356, 2019.
- BASTOS, R. F. et al. Are you what you eat? Effects of trophic discrimination factors on estimates of food assimilation and trophic position with a new estimation method. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 234–241, 2017.
- BASTOS, W. et al. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. **Ciênc. cult. (São Paulo)**, v. 50, n. 4, p. 255–60, 1998.
- BENOIT-BIRD, K. J. Prey caloric value and predator energy needs: Foraging predictions for wild spinner dolphins. **Marine Biology**, v. 145, n. 3, p. 435–444, 2004.
- BENOIT, J. M. et al. Geochemical and Biological Controls over Methylmercury Production and Degradation in Aquatic Ecosystems. In: **ACS Symposium Series**. [s.l.: s.n.]835p. 262–297.
- BISI, T. L. et al. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 291–302, jul. 2012. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X11003803>>.
- BISI, T. L. et al. Trophic Relationships and Habitat Preferences of Delphinids from the Southeastern Brazilian Coast Determined by Carbon and Nitrogen Stable Isotope Composition. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. e82205, 16 dez. 2013. Disponível em: <<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0082205>>.
- BOLEA-FERNANDEZ, E. et al. High-precision isotopic analysis sheds new light on mercury metabolism in long-finned pilot whales ( *Globicephala melas* ). **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 7262, 13 dez. 2019. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/s41598-019-43825-z>>.



- BORGÅ, K. et al. Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems, and study design. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 8, n. 1, p. 64–84, jan. 2012. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/ieam.244>>.
- BOTTA, S. Uso do habitat e identificação de unidades populacionais de pequenos cetáceos do Atlântico sul-ocidental através de isótopos estáveis e elementos traços. p. 239, 2011.
- BOTTA, S. et al. Isotopic variation in delphinids from the subtropical western South Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 8, p. 1689–1698, 2012.
- BROOKENS, T. J. et al. Total mercury body burden in Pacific harbor seal, *Phoca vitulina richardii*, pups from central California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, n. 1, p. 27–41, jan. 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X07003062>>.
- BURKHARD, L. P. et al. Improving the quality and scientific understanding of trophic magnification factors (TMFs). **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 1186–1187, 2013.
- CABRINI, T. M. B. et al. Investigating heavy metal bioaccumulation by macrofauna species from different feeding guilds from sandy beaches in Rio de Janeiro, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 162, n. February, p. 655–662, out. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.077>>.
- CAMPOS, E. J. D.; GONCALVES, J. E.; IKEDA, Y. Water mass characteristics and geostrophic circulation in the South Brazil Bight: summer of 1991. **Journal of Geophysical Research**, v. 100, n. C9, 1995.
- CAMPOS, E. J. D.; VELHOTE, D.; DA SILVEIRA, I. C. A. Shelf break upwelling driven by Brazil current cyclonic meanders. **Geophysical Research Letters**, v. 27, n. 6, p. 751–754, 2000.
- CANÁRIO, J. et al. Mercury and methylmercury in the Atlantic sector of the Southern Ocean. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 138, p. 52–62, abr. 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2016.07.012>>.
- CARLOS-JÚNIOR, L. A. et al. Rarity and beta diversity assessment as tools for guiding conservation strategies in marine tropical subtidal communities. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 5, p. 743–757, 27 maio 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.12896>>.
- CAUT, S. et al. Stable isotopes of captive cetaceans (killer whales and bottlenose dolphins). **Journal of Experimental Biology**, v. 214, n. 4, p. 538–545, 2011.

- CHÉTELAT, J. et al. Methylmercury exposure in wildlife: A review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. **Science of the Total Environment**, v. 711, 2020.
- CLUA, É.; GROSVALET, F. Mixed-species feeding aggregation of dolphins, large tunas and seabirds in the Azores. **Aquatic Living Resources**, v. 14, n. 1, p. 11–18, 2001.
- CONAWAY, C. H. et al. Dimethylmercury in Coastal Upwelling Waters, Monterey Bay, California. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 5, p. 1305–1309, mar. 2009. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es802705t>>.
- CONDER, J. M. et al. Use of trophic magnification factors and related measures to characterize bioaccumulation potential of chemicals. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 8, n. 1, p. 85–97, 2012.
- COSSA, D. et al. Influences of Bioavailability, Trophic Position, and Growth on Methylmercury in Hakes ( *Merluccius merluccius* ) from Northwestern Mediterranean and Northeastern Atlantic. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 9, p. 4885–4893, 13 maio 2012. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es204269w>>.
- COSSA, D. et al. The open sea as the main source of methylmercury in the water column of the Gulf of Lions (Northwestern Mediterranean margin). **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 199, p. 222–237, fev. 2017. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016703716306901>>.
- CREED, J. C. et al. RAP Ilha Grande-um levantamento da biodiversidade: histórico e conhecimento da biota Foto: Enrico Marone. In: **Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande**. [s.l: s.n.]p. 43–63.
- DANG, F.; WANG, W. X. Why mercury concentration increases with fish size? Biokinetic explanation. **Environmental Pollution**, v. 163, p. 192–198, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.026>>.
- DE OLIVEIRA-FERREIRA, N. et al. Long-Term Consequences of High Polychlorinated Biphenyl Exposure: Projected Decline of Delphinid Populations in a Hotspot for Chemical Pollution. **Environmental Science and Technology**, v. 55, n. 22, p. 15149–15161, 2021.
- DE QUEIROZ, J. D. G. R. et al. Life-history traits of *Chloroscombrus chrysurus* (Actinopterygii: Perciformes: Carangidae) in tropical waters of the Atlantic Ocean. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 48, n. 1, p. 1–8, 2018.
- DE SOUZA LIMA, R. G. et al. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Research**, v. 89, n. 2, p. 171–179, 2002.

- DE SOUZA, M. M. et al. Possible impacts of anthropogenic climate change to the upwelling in the South Brazil Bight. **Climate Dynamics**, v. 55, n. 3–4, p. 651–664, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00382-020-05289-0>>.
- DESFORGES, J. P. W. et al. Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. **Environment International**, v. 86, p. 126–139, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.007>>.
- DI BENEDITTO, A. P. M. et al. Mercury and nitrogen isotope in a marine species from a tropical coastal food web. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 62, n. 2, p. 264–271, 2012.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; DOS SANTOS, M. V. B.; VIDAL, M. V. Comparison between the diet of two dolphins from south-eastern Brazil: Proximate-composition and caloric value of prey species. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 5, p. 903–905, 2009.
- DI TULLIO, J. C. et al. Diversity and distribution patterns of cetaceans in the subtropical Southwestern Atlantic outer continental shelf and slope. **PLoS ONE**, v. 11, n. 5, p. 1–24, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0155841>>.
- DIMENTO, B. P. et al. The impact of sea ice on the air-sea exchange of mercury in the Arctic Ocean. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 144, p. 28–38, fev. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.12.001>>.
- DO AMARAL, K. B. et al. Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 472, p. 166–179, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2015.07.013>>.
- DO AMARAL, K. B. et al. Seascape Genetics of the Atlantic Spotted Dolphin (*Stenella frontalis*) Based on Mitochondrial DNA. **The Journal of heredity**, v. 112, n. 7, p. 646–662, 2021.
- DORNELES, P. R. et al. Cephalopods and cetaceans as indicators of offshore bioavailability of cadmium off Central South Brazil Bight. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 1, p. 352–359, 2007.
- FERTL, D.; WURSIG, B. Coordinated feeding by Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in the Gulf of Mexico. **Aquatic Mammals**, v. 21, n. April, p. 3–5, 1995.
- FIGUEIREDO, T. S. et al. Mercury deposition during the previous century in an upwelling region; Cabo Frio, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, n. 1–2, p. 389–393, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.049>>.

- FISK, A. T.; HOBSON, K. A.; NORSTROM, R. J. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the Northwater Polynya marine food web. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 4, p. 732–738, 2001.
- FROUIN, H. et al. Mercury toxicity in beluga whale lymphocytes: Limited effects of selenium protection. **Aquatic Toxicology**, v. 109, p. 185–193, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.09.021>>.
- GALVAO, P. et al. An upwelling area as a hot spot for mercury biomonitoring in a climate change scenario: A case study with large demersal fishes from Southeast Atlantic (SE-Brazil). **Chemosphere**, v. 269, n. xxxx, p. 128718, abr. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653520329167>>.
- GARCÍA-HERNÁNDEZ, J. et al. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 89, n. 3, p. 507–522, jul. 2007. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02772240601165594>>.
- GARCÍA BARCIA, L. et al. Factors affecting mercury concentrations in two oceanic cephalopods of commercial interest from the southern Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 168, n. April, 2021.
- GATT, M. C. et al. Generalist seabirds as biomonitors of ocean mercury: The importance of accurate trophic position assignment. **Science of the Total Environment**, v. 740, p. 140159, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140159>>.
- GATTS, P. V. et al. The trophic ecology of marine catfishes in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 100, n. 1, p. 133–142, 2020.
- GIMÉNEZ, J. et al. From the pool to the sea: Applicable isotope turnover rates and diet to skin discrimination factors for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 475, p. 54–61, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2015.11.001>>.
- GONÇALVES, J. et al. Cetaceans stranded in the Azores during 1992-1996. **ARQUIPÉLAGO. Ciências Biológicas e Marinhas = Life and Marine Sciences**, v. 14A, n. January, p. 57–65, 1996.
- GONÇALVEZ, J.; GALHARDO, L.; BRUM, J. Marine mammals stranded in the Azores During 1990-91. **Arquipélago - Revista da Universidade de Açores**, v. 3, p. 3–8, 1992.
- GOTO, D.; WALLACE, W. G. Biodiversity loss in benthic macroinfaunal communities and its consequence for organic mercury trophic availability to benthivorous predators in the

- lower Hudson River estuary, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 12, p. 1909–1915, 2009. Disponible em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.032>>.
- GRAY, J. S. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, n. 1–12, p. 46–52, set. 2002. Disponible em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X0100323X>>.
- HARDING, G.; DALZIEL, J.; VASS, P. Bioaccumulation of methylmercury within the marine food web of the outer Bay of Fundy, Gulf of Maine. **PLOS ONE**, v. 13, n. 7, p. e0197220, 16 jul. 2018. Disponible em: <<https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0197220>>.
- HAZEN, E. L. et al. Marine top predators as climate and ecosystem sentinels. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 10, p. 565–574, 2019.
- HOBSON, K. A. et al. A stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) model for the North Water food web: Implications for evaluating trophodynamics and the flow of energy and contaminants. **Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 49, n. 22–23, p. 5131–5150, 2002.
- HOHN, A. A. et al. Growth Layers in Teeth From Known-Age, Free-Ranging Bottlenose Dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 5, n. 4, p. 315–342, 1989.
- JARDINE, T. D.; KIDD, K. A.; FISK, A. T. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 24, p. 7501–7511, 2006.
- KEHRIG, H. A. et al. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. **Marine Pollution Bulletin**, v. 75, n. 1–2, p. 283–290, 2013. Disponible em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.046>>.
- KEHRIG, H. A. et al. Mercury species, selenium, metallothioneins and glutathione in two dolphins from the southeastern Brazilian coast: Mercury detoxification and physiological differences in diving capacity. **Environmental Pollution**, v. 213, p. 785–792, jun. 2016. Disponible em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.041>>.
- KEHRIG, H. A. et al. Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico ( *Stenella frontalis* ), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. **Revista de biología marina y oceanografía**, v. 52, n. 2, p. 233–244, ago. 2017. Disponible em: <[http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0718-19572017000200004&lng=en&nrm=iso&tlng=en](http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-19572017000200004&lng=en&nrm=iso&tlng=en)>.
- KEHRIG, H. do A. Mercury and plankton in tropical marine ecosystems: A review. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 04, p. 869–880, 2011.

- KERSHAW, J. L.; HALL, A. J. Mercury in cetaceans: Exposure, bioaccumulation and toxicity. **Science of the Total Environment**, v. 694, p. 133683, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133683>>.
- KIDD, K. A. et al. Practical advice for selecting or determining trophic magnification factors for application under the European Union Water Framework Directive. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 15, n. 2, p. 266–277, 2019.
- KJERFVE, B. et al. Oceanographic and environmental characteristics of a coupled coastal bay system : Baía de Ilha Grande-Baía de Sepetiba , Rio de Janeiro , Brazil. v. 41, 2021.
- KOEMAN, J. H. et al. Mercury-Selenium Correlations in Marine Mammals. **Nature**, v. 245, n. 5425, p. 385–386, out. 1973. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/245385a0>>.
- KREY, A.; OSTERTAG, S. K.; CHAN, H. M. Assessment of neurotoxic effects of mercury in beluga whales (*Delphinapterus leucas*), ringed seals (*Pusa hispida*), and polar bears (*Ursus maritimus*) from the Canadian Arctic. **Science of the Total Environment**, v. 509–510, p. 237–247, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.134>>.
- KUNITO, T. et al. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 7–8, p. 574–587, out. 2004. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X04001250>>.
- KÜTTER, V. T. et al. Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry of plankton and the nutrient regime in Cabo Frio Bay, SE Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 1, p. 559–573, 5 jan. 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10661-013-3399-5>>.
- LAILSON-BRITO, J. et al. Mercury-Selenium relationships in liver of Guiana Dolphin: The possible role of Kupffer cells in the detoxification process by Tiemannite formation. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, p. 1–10, 2012.
- LAMBERT, C. et al. Predicting cetacean habitats from their energetic needs and the distribution of their prey in two contrasted tropical regions. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 2014.
- LAVANDIER, R. et al. PCB and PBDE contamination in *Tursiops truncatus* and *Stenella frontalis*, two data-deficient threatened dolphin species from the Brazilian coast. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 167, n. October 2018, p. 485–493, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.045>>.
- LAVOIE, R. A. et al. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 23, p. 13385–13394, 3 dez. 2013. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es403103t>>.

- LE CROIZIER, G. et al. Stable isotope analyses revealed the influence of foraging habitat on mercury accumulation in tropical coastal marine fish. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 2129–2140, fev. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.330>>.
- LE CROIZIER, G. et al. The Twilight Zone as a Major Foraging Habitat and Mercury Source for the Great White Shark. **Environmental Science & Technology**, n. December, 2020.
- LEMOS, L. S. et al. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 97, p. 166–175, nov. 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.07.025>>.
- LEONEL, J. et al. Contamination by chlorinated pesticides, PCBs and PBDEs in Atlantic spotted dolphin ( *Stenella frontalis* ) in western South Atlantic. **Chemosphere**, v. 86, n. 7, p. 741–746, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.049>>.
- LOPES, X. M. et al. Feeding habits of the atlantic spotted dolphin, *Stenella frontalis*, in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, n. 2, p. 189–198, 2012.
- LÓPEZ-BERENGUER, G.; PEÑALVER, J.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, E. A critical review about neurotoxic effects in marine mammals of mercury and other trace elements. **Chemosphere**, v. 246, 2020.
- MALINOWSKI, C. R. High mercury concentrations in Atlantic Goliath Grouper: Spatial analysis of a vulnerable species. **Marine Pollution Bulletin**, v. 143, n. August 2018, p. 81–91, jun. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.006>>.
- MALINOWSKI, C. R.; HERZING, D. L. Prey use and nutritional differences between reproductive states and age classes in Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) in the Bahamas. **Marine Mammal Science**, v. 31, n. 4, p. 1471–1493, 2015.
- MANHÃES, B. M. R. et al. Tracking mercury in the southwestern Atlantic Ocean: the use of tuna and tuna-like species as indicators of bioavailability. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 7, p. 6813–6823, 24 mar. 2020. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11356-019-07275-4>>.
- MANHÃES, B. M. R. et al. Changes in mercury distribution and its body burden in delphinids affected by a morbillivirus infection: Evidences of methylmercury intoxication in Guiana dolphin. **Chemosphere**, v. 263, 2021.
- MANHÃES, B. M. R. et al. Temporal trends of trace elements bioaccumulation by a vulnerable cetacean (*Pontoporia blainvillei*) before and after one of the largest mining disasters worldwide. **Science of the Total Environment**, v. 804, 2022.

MARTINS, R. S.; PEREZ, J. A. A. The ecology of loliginid squid in shallow waters around Santa Catarina Island, southern Brazil. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 1, p. 125–146, 2007.

MASON, R. .; SULLIVAN, K. . The distribution and speciation of mercury in the South and equatorial Atlantic. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 46, n. 5, p. 937–956, maio 1999. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0967064599000107>>.

MASON, R. P. et al. Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. **Environmental Research**, v. 119, p. 101–117, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.013>>.

MASON, R. P.; FITZGERALD, W. F. The distribution and biogeochemical cycling of mercury in the equatorial Pacific Ocean. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 40, n. 9, p. 1897–1924, set. 1993. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0967063793900374>>.

MASON, R. P.; FITZGERALD, W. F.; MOREL, F. M. M. The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 58, n. 15, p. 3191–3198, ago. 1994. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0016703794900469>>.

MASON, R. P.; LAWSON, N. M.; SHEU, G.-R. Mercury in the Atlantic Ocean: factors controlling air–sea exchange of mercury and its distribution in the upper waters. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 48, n. 13, p. 2829–2853, jan. 2001. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0967064501000200>>.

MCCORMACK, M. A.; JACKSON, B. P.; DUTTON, J. Relationship between mercury and selenium concentrations in tissues from stranded odontocetes in the northern Gulf of Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 749, p. 141350, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141350>>.

MCCORMACK, M. A.; NOWLIN, W. H.; DUTTON, J. Effect of trophic position on mercury concentrations in bottlenose dolphins ( *Tursiops truncatus* ) from the northern Gulf of Mexico. **Environmental Research**, v. 204, n. PB, p. 112124, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112124>>.

MELO, C. L. C. et al. Feeding habits of delphinids (Mammalia: Cetacea) from Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1509–1515, 2010.

MÉNDEZ-FERNANDEZ, P. et al. Contamination status by persistent organic pollutants of



the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) at the metapopulation level. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 785–794, 2018.

MÉNDEZ-FERNANDEZ, P. et al. Population structure of the Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) inferred through ecological markers. **Aquatic Ecology**, v. 54, n. 1, p. 21–34, 2020.

MONT'ALVERNE, R. et al. Elemental turnover rates and isotopic discrimination in a euryhaline fish reared under different salinities: Implications for movement studies. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 480, p. 36–44, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2016.03.021>>.

MYAKE, Y.; WADA, E. The Abundance Ratio of  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  in Marine Environments. **Records of Oceanographic Works in Japa**, v. 9, n. 1, p. 37–53, 1967.

NEWSOME, S. D. et al. A niche for isotopic ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 8, p. 429–436, out. 2007. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/060150.1>>.

ORICCHIO, F. T. et al. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, n. March, p. 884–892, 2019.

ORTIZ, R. M. et al. Biochemical and hormonal changes during acute fasting and re-feeding in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 2, p. 409–419, 2010.

OUTRIDGE, P. M. et al. Updated Global and Oceanic Mercury Budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 20, p. 11466–11477, 2018.

PAGE-KARJIAN, A. et al. Anthropogenic Contaminants and Histopathological Findings in Stranded Cetaceans in the Southeastern United States, 2012–2018. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, n. August, 2020.

PALMISANO, F.; CARDELLICCHIO, N.; ZAMBONIN, P. G. Speciation of mercury in dolphin liver: A two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and role of selenium. **Marine Environmental Research**, v. 40, n. 2, p. 109–121, 1995.

PENICAUD, V.; LACQUE-LABARTHE, T.; BUSTAMANTE, P. Metal bioaccumulation and detoxification processes in cephalopods: A review. **Environmental Research**, v. 155, n. January, p. 123–133, 2017.

PEREIRA, K. S. et al. Large groups of Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in a coastal bay from southeastern Brazil. n. September 2021, p. 1–11, 2022.

- PERRIN, W. F. *Stenella frontalis*. **Mammalian Species**, v. 702, n. 702, p. 1–6, 2002.
- PINZONE, M. et al. Stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulphur and mercury concentrations as descriptors of trophic ecology and contamination sources of Mediterranean whales. **Chemosphere**, v. 237, p. 124448, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124448>>.
- POST, D. M. Using Stable Isotopes to Estimate Trophic Position: Models, Methods, and Assumptions. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 703, mar. 2002. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3071875?origin=crossref>>.
- POSTUMA, F. A.; GASALLA, M. A. Reproductive activity of the tropical arrow squid *Doryteuthis plei* around São Sebastião Island (SE Brazil) based on a 10-year fisheries monitoring. **Fisheries Research**, v. 152, p. 45–54, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2013.12.011>>.
- REINFELDER, J. R. et al. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. **Science of The Total Environment**, v. 219, n. 2–3, p. 117–135, ago. 1998. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969798002253>>.
- ROBERTS, T. M.; HEPPELSTON, P. B.; ROBERTS, R. D. Distribution of heavy metals in tissues of the common seal. **Marine Pollution Bulletin**, v. 7, n. 10, p. 194–196, 1976.
- SCHARTUP, A. T. et al. A Model for Methylmercury Uptake and Trophic Transfer by Marine Plankton. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 2, p. 654–662, 2018.
- SCHNITZLER, J. G. et al. Inter-individual differences in contamination profiles as tracer of social group association in stranded sperm whales. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2018.
- SCHROEDER, R.; SCHWINGEL, P. R.; CORREIA, A. T. Population structure of the Brazilian sardine (*Sardinella brasiliensis*) in the Southwest Atlantic inferred from body morphology and otolith shape signatures. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 6, p. 1367–1381, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-021-04730-7>>.
- SEIXAS, T. et al. Ecological and biological determinants of trace elements accumulation in liver and kidney of *Pontoporia blainvillei*. **Science of The Total Environment**, v. 385, n. 1–3, p. 208–220, 15 out. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969707007486>>.
- SEIXAS, T. et al. Mercury and selenium in tropical marine plankton and their trophic successors. **Chemosphere**, v. 111, p. 32–39, set. 2014a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653514003324>>.

- SEIXAS, T. G. et al. Differences in methylmercury and inorganic mercury biomagnification in a tropical marine food web. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 92, n. 3, p. 274–278, 2014b.
- SEIXAS, T. G.; MOREIRA, I.; KEHRIG, H. A. Mercury and selenium in seston, marine plankton and fish ( *Sardinella brasiliensis* ) as a tool for understanding a tropical food web. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 366–369, 2015.
- SICILIANO, S.; SIQUEIRA, F.; SOUZA, S. P. De. Cetacean Records Along São Paulo State Coast ,. **Terra**, v. 58, n. 2, p. 123–142, 2010.
- SILVA-FILHO, E. V. et al. Mercury speciation in plankton from the Cabo Frio Bay, SE - Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 12, p. 8141–8150, 14 dez. 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10661-014-3992-2>>.
- SILVA, A. S. de C. **HÁBITOS ALIMENTARES DE DELPHINIDAE NA REGIÃO CENTRO - SUL DO RIO DE JANEIRO, BRASIL**. 2019. Universidade Veiga de Almeida, 2019.
- SILVA, C. A. da et al. Mercury speciation in fish of the Cabo Frio upwelling region, SE-Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 3, p. 259–266, set. 2011. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1679-87592011000300006&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-87592011000300006&lng=en&tlng=en)>.
- SOERENSEN, A. L. et al. Elemental Mercury Concentrations and Fluxes in the Tropical Atmosphere and Ocean. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 19, p. 11312–11319, 7 out. 2014. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es503109p>>.
- SOUZA, I. da C. et al. Interrogating pollution sources in a mangrove food web using multiple stable isotopes. **Science of the Total Environment**, v. 640–641, p. 501–511, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.302>>.
- SOUZA, I. da C. et al. Different trophodynamics between two proximate estuaries with differing degrees of pollution. **Science of The Total Environment**, v. 770, p. 144651, maio 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144651>>.
- TAGHAVIMOTLAGH, S. A.; GHODRATI SHOJAEI, M.; VAHABNEZHAD, A. Life history traits of ribbonfish *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758) in the Persian Gulf and Oman Sea. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, v. 20, n. 2, p. 298–312, 2021.
- TARDIN, R. H. et al. Modelling habitat use by the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, in south-eastern Brazil: Effects of environmental and anthropogenic variables, and the adequacy of current management measures. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 30, n. 4, p. 775–786, 2020.

- TROINA, G. C. et al. Skin  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  reveal spatial and temporal patterns of habitat and resource use by free-ranging odontocetes from the southwestern Atlantic Ocean. **Marine Biology**, v. 167, n. 12, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00227-020-03805-8>>.
- TRUDEL, M.; RASMUSSEN, J. B. Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modelling perspective. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 8, p. 1890–1902, 1 ago. 2006. Disponível em: <<http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/f06-081>>.
- VANDER, M. J.; RASMUSSEN, J. B. A Trophic Position Model of Pelagic Food Webs : Impact on Contaminant Bioaccumulation in Lake Trout. v. 66, n. 4, p. 451–477, 1996.
- VANDER ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ( $\delta^{15}\text{N}$ ) and literature dietary data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, n. 5, p. 1142–1158, 1997.
- VANNUCI-SILVA, M. et al. Spatial trends of trace elements bioaccumulation in the most endangered dolphin from the Southwestern Atlantic Ocean: The franciscana. v. 308, n. January, 2022.
- WANG, A.; BARBER, D.; PFEIFFER, C. J. Protective effects of selenium against mercury toxicity in cultured Atlantic spotted dolphin ( *Stenella plagiodon* ) renal cells. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 41, n. 4, p. 403–409, 2001.
- WANG, W.-X.; RAINBOW, P. S. Comparative approaches to understand metal bioaccumulation in aquatic animals. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 148, n. 4, p. 315–323, nov. 2008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1532045608000677>>.
- WANG, W.-X.; TAN, Q.-G. Applications of dynamic models in predicting the bioaccumulation, transport and toxicity of trace metals in aquatic organisms. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 1561–1573, set. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.043>>.
- WANG, Z. et al. How do trophic magnification factors (TMFs) and biomagnification factors (BMFs) perform on toxic pollutant bioaccumulation estimation in coastal and marine food webs. **Regional Studies in Marine Science**, v. 44, p. 101797, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101797>>.
- WOSHNER, V. et al. Mercury and selenium in blood and epidermis of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from sarasota bay, FL: Interaction and relevance to life history and hematologic parameters. **EcoHealth**, v. 5, n. 3, p. 360–370, 2008.
- XU, X.; WANG, W. X. Isotopic fractionation during the uptake and elimination of inorganic

mercury by a marine fish. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 202–208, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.008>>.

YOSHINO, K. et al. Food sources are more important than biomagnification on mercury bioaccumulation in marine fishes. **Environmental Pollution**, v. 262, p. 113982, 1 jul. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749119331562>>.

YOUNG, J. W. et al. The trophodynamics of marine top predators: Current knowledge, recent advances and challenges. **Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 113, p. 170–187, 2015.