



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR – LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

ANDRÉIA DOS SANTOS CAMPOS

**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO E ECOLOGIA TRÓFICA EM
ELASMOBRÂNQUIOS DESEMBARCADOS NA COSTA DO CEARÁ, BRASIL**

FORTALEZA

2024

ANDRÉIA DOS SANTOS CAMPOS

**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO E ECOLOGIA TRÓFICA EM
ELASMOBRÂNQUIOS DESEMBARCADOS NA COSTA DO CEARÁ, BRASIL**

Documento de defesa apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar - Labomar da Universidade Federal do Ceará, para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

Coorientador: Prof. Dr. Moisés Fernandes Bezerra

FORTALEZA

2024

ANDRÉIA DOS SANTOS CAMPOS

**BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO E ECOLOGIA TRÓFICA EM
ELASMOBRÂNQUIOS DESEMBARCADOS NA COSTA DO CEARÁ, BRASIL**

Documento de defesa apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar - Labomar da Universidade Federal do Ceará, para obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

Coorientador: Prof. Dr. Moisés Fernandes Bezerra

BANCA EXAMINADORA

Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Vicente Vieira Faria (Membro Interno)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Breno Gustavo Bezerra Costa (Membro Externo)

Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

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

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

- C21b Campos, Andréia dos Santos.
Bioacumulação de mercúrio e ecologia trófica em elasmobrânquios desembarcados na costa do Ceará,
Brasil / Andréia dos Santos Campos. – 2024.
88 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-
Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.
Coorientação: Prof. Dr. Moisés Fernandes Bezerra.
1. Hg. 2. Tubarões. 3. Raias. 4. Isótopos estáveis. 5. Exposição humana. I. Título.
- CDD 551.46
-

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda, pela oportunidade de realizar esta pesquisa, pela paciência, incentivo, atenção e todo o conhecimento compartilhado, fundamentais para o meu crescimento ao longo desses anos de mestrado.

Ao meu coorientador Prof. Dr. Moisés Fernandes Bezerra, pelas conversas, dicas e conselhos que melhoraram significativamente esta pesquisa, além do auxílio nas análises de dados.

Ao Prof. Dr. Vicente Vieira Faria por todo o auxílio e atenção durante o mestrado e por sua disponibilidade em participar da banca examinadora deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Breno Gustavo Bezerra Costa por sua disponibilidade em participar da banca examinadora deste trabalho.

À Prof^a. Dr^a. Rozane Valente Marins, coordenadora do Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC – LABOMAR/UFC), pela disponibilização do espaço para a realização desta pesquisa, além dos conselhos e do conhecimento compartilhado.

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo de Rezende, da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), pela realização das análises de isótopos estáveis.

Ao Fábio, tratador de peixes desembarcados na enseada do Mucuripe (Fortaleza/CE), pela ajuda e apoio em diversos dias de amostragem.

Aos membros e amigos do Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC), pela ajuda, conselhos, sorrisos e diversas comemorações ao longo desses anos. Em especial a Andréa, César, Igor, Isabelle, Letícia, Mariana, Mariany, Thays e Wesley pela amizade, paciência, ajuda e parceria nos diversos dias de análise.

Aos membros do Laboratório de Evolução e Conservação de Vertebrados Marinhos (EvoVe), pelo apoio em dias de campo e de processamento de amostras.

Aos meus pais, Alberto e Vânia, e irmãs, Ana e Adriana, que estiveram presentes em diversas etapas desta pesquisa, sempre me incentivando e acreditando no meu crescimento profissional, meu mais profundo agradecimento.

Ao meu noivo, Lucas, por me encorajar na realização deste mestrado e, especialmente, pela ajuda ativa em todos os dias de campo.

Às minhas amigas, que me acompanham desde o colégio e da graduação em biologia, por estarem sempre presentes na minha vida e por torcerem pelo meu futuro.

A autora possuiu bolsa proveniente da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, durante os anos de mestrado.

RESUMO

Os elasmobrânquios são particularmente vulneráveis à contaminação por mercúrio (Hg) devido às suas características biológicas, como crescimento lento, maturidade sexual tardia, baixa fecundidade e longevidade, o que facilita a bioacumulação desse metal em seus tecidos e órgãos. Além disso, o Hg é altamente tóxico e pode biomagnificar ao longo da cadeia trófica, representando risco tanto para a saúde desses peixes quanto para os humanos que os consomem. Este estudo tem como objetivo determinar as concentrações de Hg total no músculo, fígado e cérebro de elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa do Ceará, Brasil, visando compreender aspectos relacionados aos fatores biológicos e ecológicos associados, a contaminação desses animais e o risco de exposição da população humana consumidora desse pescado. Foram analisados 65 indivíduos de nove espécies de tubarões e quatro de raias, capturados pela pesca artesanal na enseada do Mucuripe, Fortaleza/CE. Para a detecção de Hg e de isótopos estáveis, as amostras passaram por uma digestão ácida e foram liofilizadas. A quantificação do Hg foi realizada por um Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Geração de Vapor Frio (CV-AAS) e a análise de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ através de um Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica de Fluxo Contínuo (Delta V Advantage, Thermo Scientific, Alemanha). No estudo, as concentrações de Hg foram significativamente maiores no músculo do que no fígado e cérebro, sugerindo o músculo como principal tecido de armazenamento do metal. Duas espécies de tubarões, *Carcharhinus limbatus* e *Ginglymostoma cirratum*, demonstraram correlação significativa entre as concentrações de Hg no músculo e no cérebro, e entre o Hg no músculo e o comprimento total dos indivíduos, indicando bioacumulação do metal nesse tecido. Essas relações não foram observadas para nenhuma das demais espécies estudadas, provavelmente devido ao tamanho uniforme dos indivíduos e/ou pequeno número amostral. As concentrações de Hg de cerca de 69% das espécies estudadas excederam o limite de efeito deletério estabelecido para peixes ósseos (LOAEL, 500 ng.g^{-1}). Além disso, o Hg foi detectado no músculo e fígado de embriões dos tubarões *Carcharhinus* sp. e *Rhizoprionodon porosus*, indicando transferência materna preliminar do metal. Resultados como esse demonstram um alerta importante sobre a possível interferência do Hg na saúde dos elasmobrânquios. O grupo dos tubarões ainda apresentou concentrações de Hg no músculo significativamente superiores às raias, resultado que corrobora com os aspectos ecológicos desses peixes, que indicam que tubarões são organismos de topo de cadeia alimentar, enquanto as raias são mesopredadoras. Diferenças significativas nos valores isotópicos de

$\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies de elasmobrânquios estudadas indicaram variações quanto a ecologia trófica, corroborando com as diferenças de habitat de forrageio e de preferência alimentar existente entre elas. Além disso, a análise de nicho isotópico permitiu identificar sobreposição de nicho entre as espécies *G. cirratum* e *Hypanus berthallutzae*, que consomem recursos semelhantes, porém em taxas diferentes, o que pode limitar a competição por recursos e promover a coexistência entre as espécies. Contudo, não houve diferenças significativas nas concentrações de Hg entre as espécies, possivelmente devido à grande variabilidade do metal em indivíduos com diferentes tamanhos. Apenas um indivíduo de *Carcharhinus* sp. apresentou concentrações de Hg superiores ao limite de consumo humano estabelecido pela ANVISA (1.000 ng.g^{-1}), atingindo 1.034 ng.g^{-1} . No entanto, as concentrações de Hg de cerca de 76% das espécies estudadas ultrapassam o limite de consumo humano estabelecido para o Ceará (FSL local, 280 ng.g^{-1}). Os coeficientes de risco para consumo humano utilizados no estudo sugerem que as espécies de tubarões *C. limbatus*, *Heptranchias perlo*, *Mustelus canis* e *R. porosus*, e a raia *H. berthallutzae*, devem ter seu consumo limitado ($\text{EDI} > \text{RfD}$ e $\text{THQ} > 1$), que pode variar conforme o peso corporal do consumidor e a frequência de consumo. Esses resultados são cruciais para entender o impacto da contaminação por Hg em elasmobrânquios, além de fornecer informações sobre a ecologia trófica dessas espécies e sobre o risco de consumo humano desse pescado, especialmente considerando que o Brasil é um dos maiores consumidores de elasmobrânquios do mundo.

Palavras-chave: Hg, Tubarões, Raias, Isótopos Estáveis, Exposição Humana.

ABSTRACT

Elasmobranchs are particularly vulnerable to mercury (Hg) contamination due to their biological characteristics, which include slow growth, late sexual maturity, low fecundity, and longevity. These traits facilitate the bioaccumulation of mercury in their tissues and organs. Additionally, Hg is highly toxic and can biomagnify throughout the trophic chain, posing a risk to the health of these fish and the humans who consume them. This study aims to determine the concentrations of total Hg in the muscle, liver and brain of elasmobranchs captured by artisanal fishing off the coast of Ceará, Brazil, aiming to understand aspects related to their biological and ecological factors, and the potential risks to animal and human population that consumes this fish. 65 individuals of nine species of sharks and four species of rays, captured by artisanal fishing in the Mucuripe, Fortaleza/CE, were analyzed. For the detection of Hg and stable isotopes, the samples underwent acid digestion and were freeze-dried. Hg quantification was performed using a Cold Vapor Atomic Absorption Spectrophotometer (CV-AAS) and stable isotope analysis of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ using a Continuous Flow Isotope Ratio Mass Spectrometer (Delta V Advantage, Thermo Scientific, Germany). In the study, Hg concentrations were significantly higher in muscle than in liver and brain, suggesting muscle as the main storage tissue for the metal. Two species of sharks, *Carcharhinus limbatus* and *Ginglymostoma cirratum*, demonstrated a significant correlation between Hg concentrations in muscle and brain, and between Hg in muscle and the total length of individuals, indicating bioaccumulation of the metal in this tissue. These relationships were not observed for any of the other species studied, probably due to the uniform size of the individuals and/or small sample number. The Hg concentrations of around 69% of the studied species exceeded the deleterious effect limit established for bony fish (LOAEL, $500 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$). Additionally, Hg was detected in the muscle and liver of *Carcharhinus* sp. and *Rhizoprionodon porosus*, indicating preliminary maternal transfer of the metal. Results like this demonstrate an important warning about the possible interference of Hg in the health of elasmobranchs. Sharks had significantly higher concentrations of Hg in their muscles than rays, a result that corroborates the ecological aspects of these fish, which indicate that sharks are organisms at the top of the food chain, while rays are mesopredators. Significant differences in the isotopic values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ between the studied elasmobranch species indicated variations in trophic ecology, corroborating the differences in foraging habitat and food preference between them. Moreover, isotopic niche analysis allowed identifying niche overlap between the species *G. cirratum* and *Hypanus*

berthallutzae, which consume similar resources, but at different rates, which can limit competition for resources and promote coexistence between species. However, there were no significant differences in Hg concentrations between species, possibly due to the great variability of the metal in individuals with different sizes. Only one individual of *Carcharhinus* sp. presented Hg concentrations higher than the human consumption limit established by ANVISA (1,000 ng.g⁻¹), reaching 1,034 ng.g⁻¹. However, the Hg concentrations of around 76% of the studied species exceed the human consumption limit established for Ceará (local FSL, 280 ng.g⁻¹). The risk coefficients for human consumption used in the study suggest that the shark species *C. limbatus*, *Heptranchias perlo*, *Mustelus canis* and *R. porosus*, and the ray *H. berthallutzae*, should have their limited consumption (EDI > RfD and THQ > 1), which may vary depending on the consumer's body weight and frequency of consumption. These results are crucial to understand the impact of Hg contamination on the health of elasmobranchs, in addition to providing information on the trophic ecology of these species and the risk of human consumption of this fish, especially considering that Brazil is one of the largest consumers of elasmobranchs in the world. world.

Keywords: Hg, Sharks, Rays, Stable Isotopes, Human Exposure.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação geral das principais características morfológicas encontradas em tubarões e raias.	14
Figura 2 - Ciclo Global do Mercúrio (Hg).	16
Figura 3 - Área de atuação pesqueira e local de desembarque na enseada do Mucuripe, município de Fortaleza, Ceará.	24
Figura 4 - Imagens do local de desembarque pesqueiro da enseada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará.	25
Figura 5 - <i>Carcharhinus acronotus</i>	33
Figura 6 - <i>Carcharhinus limbatus</i>	33
Figura 7 - <i>Galeocerdo cuvier</i>	34
Figura 8 - <i>Ginglymostoma cirratum</i>	34
Figura 9 - <i>Heptranchias perlo</i>	35
Figura 10 - <i>Mustelus canis</i>	35
Figura 11 - <i>Rhizoprionodon lalandii</i>	36
Figura 12 - <i>Rhizoprionodon porosus</i>	36
Figura 13 - <i>Hypanus berthaltzae</i>	37
Figura 14 - <i>Hypanus guttatus</i>	38
Figura 15 - <i>Narcine brasiliensis</i>	38
Figura 16 - <i>Rhinoptera bonasus</i>	39
Figura 17 - Boxplot comparativo das concentrações de Hg-total no músculo, fígado e cérebro (com n amostral de cada tecido entre parêntesis), para a população de tubarões com amostras dos três tipos de tecido/órgãos (N=8), para o grupo geral dos tubarões e para o grupo geral das raias.	41
Figura 18 - Gráfico de dispersão entre as concentrações de Hg total no músculo e cérebro de tubarões (N=33).	42
Figura 19 - Gráficos de dispersão entre as concentrações de Hg total no músculo e cérebro para as espécies de tubarões <i>Carcharhinus limbatus</i> (tubarão galha-preta) e <i>Ginglymostoma cirratum</i> (tubarão lixa).	43
Figura 20 - Concentrações de Hg total muscular de tubarões e raias com indicação do limite de efeitos deletérios para a saúde peixes, LOAEL (linha vertical em vermelho) estabelecido em 500 ng.g ⁻¹ , peso úmido.	44

Figura 21 - Gráfico de dispersão das concentrações de Hg total e do tamanho (cm), para as espécies de <i>Carcharhinus limbatus</i> , <i>Ginglymostoma cirratum</i> , <i>Hypanus berthallutzae</i> e <i>Hypanus guttatus</i> . O tamanho para tubarões foi obtido pelo comprimento total e para raias pela largura do disco.....	46
Figura 22 - Boxplot comparativo entre as concentrações de Hg Total no músculo entre o grupo de espécies de raias e tubarões.	47
Figura 23 - Espaço isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para as espécies de tubarões e raias desembarcados no município de Fortaleza, Ceará, Brasil.	49
Figura 24 - Nicho isotópicos da relação de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ ocupado por espécies de elasmobrânquios desembarcados no Município de Fortaleza, Ceará. Cada elipse e cor representa uma espécie.	49
Figura 25 - Comparação entre as áreas de elipse padrão do nicho isotópico (SEAc) obtida entre as espécies de elasmobrânquios desembarcados no Município de Fortaleza, Ceará.....	50
Figura 26 - Boxplot comparativos dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies de tubarões e raias desembarcados no município de Fortaleza, Ceará, Brasil.	51
Figura 27 - Boxplot comparativos das concentrações de Hg total (ng.g^{-1} , peso úmido) entre as espécies de tubarões e raias desembarcados no município de Fortaleza, Ceará, Brasil.....	52
Figura 28 - Boxplot comparativo das concentrações de Hg total das espécies de tubarões e raias com o limite estabelecido pela ANVISA (1.000 ng.g^{-1}) e com o FSL local (280 ng.g^{-1}), ambos parâmetros indicados para adultos (70kg).....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentração de Hg presente nos materiais certificados de músculo de peixe ERM-BB 422 e ERM-CE 278k e os valores obtidos através das análises e sua recuperação (dados relatados em média \pm desvio padrão).....	28
Tabela 2 - Espécies de tubarões e raias amostradas, seu nome popular, número de indivíduos coletados e quantidade dos tipos de amostras obtidas (músculo, fígado e cérebro).....	32
Tabela 3 - Espécie, número amostral, tecido/órgão e sua quantidade (n), tamanho (cm) e concentração de Hg ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido), para as espécies de tubarões e raias analisadas. Dados em valor mínimo e máximo e em mediana \pm intervalo interquartil (IQR). O tamanho dos indivíduos representa o comprimento total para tubarões e largura do disco para raias. .	40
Tabela 4 - Mediana das concentrações de Hg total ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido) no músculo e cérebro de duas espécies de tubarões (<i>Carcharhinus limbatus</i> e <i>Ginglymostoma cirratum</i>), com os resultados da razão percentual entre os tecidos.....	43
Tabela 5 - Nome das espécies de tubarões, as concentrações de Hg total muscular das fêmeas grávidas, concentração de Hg total no músculo de cada embrião da prole, mediana dessas concentrações e a razão de Hg entre medianas da fêmea grávida e embrião (%).	45
Tabela 6 - Mediana \pm intervalo interquartil (IQR), faixa dos valores de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (entre parênteses) e dados da área da elipse padrão dos nichos isotópicos (SEAc), obtidos através da análise SIBER, para as espécies de elasmobrânquios da costa do Ceará.....	47
Tabela 7 - Mediana e intervalo interquartil (IQR) das concentrações de Hg total no músculo ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$, peso úmido), da Estimativa de risco Ingestão Diária (EDI) e do Quociente de Risco (THQ), para adultos (69 kg) e crianças (15 kg).....	53
Tabela 8 - Número máximo de refeições ao mês das espécies de cada uma das espécies de tubarões e raias, para adultos (69 kg) e crianças (16 kg).....	54

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 HIPÓTESES CIENTÍFICAS	22
3 OBJETIVOS	22
4 MATERIAIS E MÉTODOS	23
5 RESULTADOS	32
6 DISCUSSÃO	55
7. CONCLUSÃO	70
REFERÊNCIAS	71
APÊNDICE	83

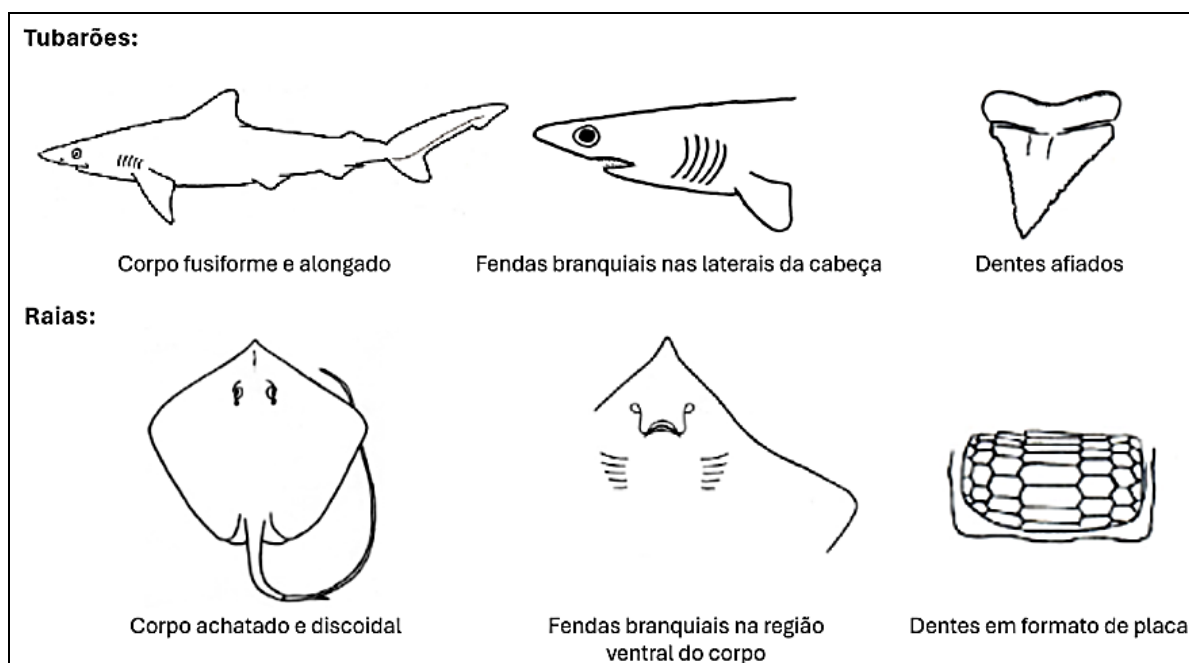
1 INTRODUÇÃO

Com uma presença na Terra que remonta a pelo menos 420 milhões de anos, o grupo dos *Chondrichthyes* testemunham uma resiliência impressionante de sua linhagem evolutiva diante das diversas ondas de extinção que ocorreram no planeta (Compagno, 1990). Esses peixes, destacam-se na natureza pela presença de um esqueleto cartilaginoso e de um órgão copulador exclusivo para os machos, conhecidos como “clásper”. Essas características são fundamentais para compreender o êxito evolutivo desses animais, promovendo eficiência de locomoção, adaptabilidade ambiental e sucesso reprodutivo, e apresentando uma distribuição global até os dias atuais (Klimley, 2013).

O grupo dos *Chondrichthyes*, divide-se em duas subclasses: *Holocephali*, representada pelas quimeras, e *Elasmobranchii*, representada pelos tubarões e raias (Nelson *et al.*, 2016). A subclasse *Elasmobranchii* (elasmobrânquios) constitui o grupo com a maior diversidade de espécies dentro da classe *Chondrichthyes* (96%) e apresenta uma série de características próprias (Kotas *et al.*, 2023). Por exemplo, a presença de dentículos dérmicos na pele, que conferem proteção e favorecem a hidrodinâmica do corpo facilitando a locomoção. Suas nadadeiras peitorais são notavelmente amplas, proporcionando estabilidade e manobrabilidade na água. Além disso, contam com cinco a sete pares de fendas branquiais e órgãos sensoriais altamente desenvolvidos, como as ampolas de Lorenzini e o sistema de linha lateral, os quais desempenham papéis cruciais na detecção de presas e na orientação do ambiente (Gomes *et al.*, 2019; Kotas *et al.*, 2023).

Os elasmobrânquios incluem os tubarões (superordem Selachimorpha) e as raias (superordem Batoidea) os quais exibem características morfológicas distintas de cada grupo (Figura 1). Os tubarões, por exemplo, são os elasmobrânquios mais reconhecidos, apresentando corpos alongados e fusiformes, dentes afiados e uma variedade de barbatanas, incluindo as peitorais, dorsais e anais, que são destacadas do resto do corpo. Além disso, seus pares de fendas branquiais estão localizados nas laterais da cabeça (Gomes *et al.*, 2019; Last *et al.*, 2016; Ebert *et al.*, 2021; Kotas *et al.*, 2023). Já as espécies de raias apresentam um corpo achatado e discoidal, devido a fusão das barbatanas peitorais ao corpo. Além disso, apresentam uma dentição em formato de placa e seus pares de fendas branquiais e a boca posicionados na região ventral do corpo (Gomes *et al.*, 2019; Last *et al.*, 2016; Ebert *et al.*, 2021; Kotas *et al.*, 2023).

Figura 1 - Representação geral das principais características morfológicas encontradas em tubarões e raias.



Fonte: Adaptado de Gomes et al., 2019.

Aproximadamente 1.170 espécies de elasmobrânquios já foram documentadas em todo o mundo, abrangendo 520 espécies de tubarões e 650 de raias (Kotas *et al.*, 2023). Essa ampla diversidade de espécies se reflete em uma variedade de tamanhos, comportamentos, aspectos reprodutivos, preferências alimentares, habitats e distribuição geográfica, que influenciam em diversas funções no ambiente. Esses peixes cartilagosos, que podem habitar ambientes marinhos e estuarinos, desempenham um papel ecológico crucial de equilíbrio dos ecossistemas, atuando principalmente como predadores de topo e mesopredadores, mas também como presas de mamíferos marinhos e outros peixes, incluindo tubarões (Heupel *et al.*, 2014).

O Brasil, com sua extensa costa de mais de 7.637 km, destaca-se como um dos países com uma notável biodiversidade de elasmobrânquios, tendo sido registradas um total de 178 espécies marinhas. Dentre essas, 99 são tubarões e 79 são raias (Rosa e Gadig, 2014; Kotas *et al.*, 2023). Essa abundância de espécies destaca a importância da costa brasileira como habitat para uma variedade significativa de tubarões e raias, evidenciando a complexidade ecológica e a riqueza biológica dos ecossistemas marinhos do país.

Atualmente, muitas das espécies de elasmobrânquios enfrentam um declínio preocupante em suas populações em nível global, resultado de atividades antrópicas. A sobrepesca, degradação de habitat, mudanças climáticas e a poluição emergem como os principais impulsionadores dessa alarmante redução populacional, conforme destacado por

Dulvy *et al.* (2017). Essas atividades antropogênicas, somadas a outros fatores que afetam a vida de tubarões e raias, têm levado à ameaça de extinção de pelo menos um terço das espécies de todo o mundo, de acordo com dados fornecidos pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) e revisados e compilados por Dulvy *et al.* (2021).

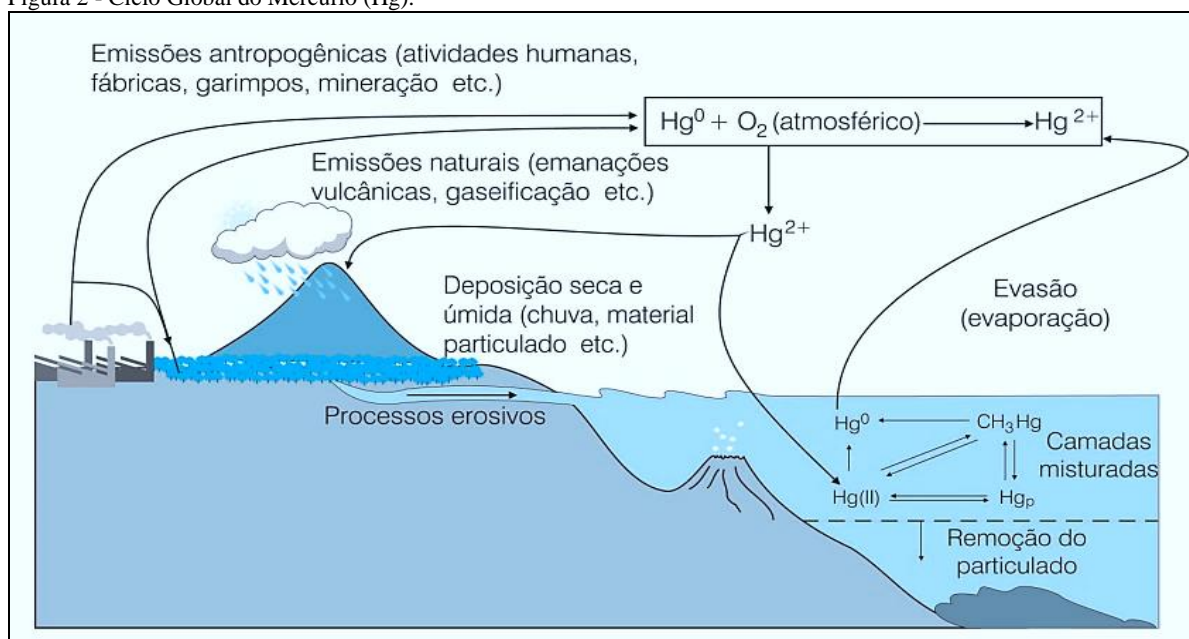
No âmbito da atividade pesqueira, as espécies de elasmobrânquios são, em sua maioria, consideradas como "fauna acompanhante" (bycatch) ou capturas incidentais (Bonfil *et al.*, 1994; Kotas *et al.*, 2023). No entanto, em alguns países, a pesca direcionada aos peixes cartilagosos tem grande importância comercial. Independente da forma como são capturados, os elasmobrânquios são amplamente comercializados e consumidos em todo o mundo (Dulvy *et al.*, 2014). No Japão, por exemplo, o comércio de tubarões é impulsionado pela demanda por suas barbatanas, que são utilizadas na produção de famosa sopa afrodisíaca (Dell’Apa *et al.*, 2014). Embora a prática de retirada de barbatanas, conhecida como “*finning*”, seja ilegal no país, os altos valores atribuídos à sua venda alimentam esse mercado, resultando em uma crescente mortalidade de diversas espécies de tubarões. Estimativas indicam que o Japão é o maior produtor pesqueiro de elasmobrânquios em todo mundo, com a capturas médias anuais de 65.000 toneladas (Bonfil *et al.*, 1994). Somente em 2010, esse mercado contribuiu para a mortalidade estimada de pelo menos 267 milhões de tubarões (Worm *et al.*, 2013). Devido à sua estreita associação com o declínio populacional e a ameaça de extinção das espécies de elasmobrânquios, a atividade pesqueira tem sido apontada como a principal causa da vulnerabilidade desses peixes cartilagosos (Dulvy *et al.*, 2017). Como resultado, foi documentado uma diminuição de 71% da abundância global de tubarões e raias ao longo dos últimos cinquenta anos (Pacoureaux *et al.*, 2021). No entanto, o impacto de outras atividades humanas, como a poluição ambiental, é frequentemente negligenciado ao se investigar o declínio dessas espécies. Isso pode ser atribuído à escassez de estudos relacionados à avaliação ecotoxicológica em elasmobrânquios (Bezerra *et al.*, 2019; Tiktak *et al.*, 2020).

O mercúrio (Hg), em particular, é reconhecido como um dos metais mais preocupantes para espécies de tubarões e raias, exigindo monitoramento constante devido à sua comprovada toxicidade (Bezerra *et al.*, 2019; Tiktak *et al.*, 2020), que pode resultar em efeitos adversos à saúde desses animais, agravando ainda mais a vulnerabilidade dessas espécies. O Hg é um elemento não essencial, persistente e de alta mobilidade, capaz de causar impactos ambientais em escala global (Lacerda e Malm, 2008). Esse metal ocorre naturalmente no ambiente, emitido por atividades vulcânicas e geotérmicas. No entanto, atividades antropogênicas, como a queima de combustíveis fósseis e a mineração, têm

aumentado significativamente suas concentrações ambientais, sendo atualmente cerca de 30% do Hg emitido no mundo proveniente de atividades humanas (UNEP, 2018).

O ciclo biogeoquímico desse metal é extremamente complexo e envolve diversas etapas que relacionam os sistemas atmosféricos, aquáticos e terrestres (Figura 1). O Hg apresenta-se no meio ambiente em diferentes formas químicas, sendo três as mais importantes: a forma elementar - Hg^0 , que apresenta alta volatilidade, sendo encontrado principalmente na atmosfera; a forma divalente inorgânica - Hg^{2+} , que apresenta baixa estabilidade, sendo encontrado em solos e corpos d'água; e a forma orgânica - metilmercúrio (CH_3Hg^+), que tem como principal característica ser altamente biodisponível e tóxico à biota (Schneider *et al.*, 2013; UNEP, 2018).

Figura 2 - Ciclo Global do Mercúrio (Hg).



Fonte: Adaptado de Souza e Barbosa, 2000.

O metilmercúrio (MeHg) é formado a partir de processos biológicos em ambientes aquáticos, incluindo águas intersticiais, onde bactérias sulfato redutoras transformam o Hg inorgânico em MeHg (Wiener *et al.*, 2003). Essa forma é estável e tem natureza lipossolúvel, podendo facilmente penetrar as membranas biológicas, atravessando a barreira hematoencefálica (Wiener *et al.*, 2003) e até a placenta (Petrybridge *et al.*, 2010). Por isso, o MeHg pode ser incorporado por peixes e outros organismos aquáticos com facilidade, principalmente através da alimentação, sendo considerado um problema sério de contaminação ambiental (Tiktak *et al.*, 2020).

Devido à sua alta capacidade de incorporação pela biota e à sua difícil eliminação, as concentrações de MeHg tendem a aumentar ao longo do tempo, resultando em sua

bioacumulação. Esse processo é ainda mais pronunciado ao longo da cadeia alimentar, através do fenômeno da biomagnificação (Dias *et al.*, 2008). Desse modo, fatores biológicos (tamanho, peso, idade e sexo) e ecológicos (dieta, habitat e nível trófico) são controladores das concentrações de Hg em biota. Em geral, organismos adultos e/ou de nível tróficos elevado tendem a apresentar maiores concentrações de Hg, quando comparados com organismos juvenis e/ou de níveis tróficos mais baixos (Dias *et al.*, 2018).

A avaliação da dieta e a determinação da posição trófica de diversas espécies de peixes são frequentemente realizadas por meio da análise do conteúdo estomacal. No entanto, esse método apresenta algumas limitações, uma vez que reflete apenas o que foi consumido recentemente pelos indivíduos avaliados. Para superar essas limitações, as análises de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) têm sido cada vez mais utilizadas como ferramenta para investigar a dinâmica trófica de consumidores (Hussey *et al.*, 2012).

O estudo das razões isotópicas, utilizando tecidos animais, desempenha um papel fundamental no entendimento da ecologia trófica de espécies, fornecendo *insights* valiosos. Por meio da análise isotópica, é possível investigar a dieta das espécies, calcular sua posição trófica na cadeia alimentar e identificar os locais onde se alimentam (Hussey *et al.*, 2012). Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ são frequentemente utilizados para determinar a localização das áreas de forrageio de diversas espécies, pois refletem os processos bioquímicos presentes em diferentes ambientes (Hobson, 1999). No caso de tubarões e raias, esse isótopo pode indicar se o consumidor se alimenta em ambientes oceânicos ou costeiros, ou se consome organismos bentônicos ou pelágicos, fornecendo informações sobre a ecologia dessas espécies e ajudando na compreensão de suas estratégias de forrageio e uso do habitat.

De modo geral, os elasmobrânquios desempenham papéis fundamentais nos ecossistemas marinhos, ocupando importantes níveis tróficos como predadores intermediários e superiores (Heupel *et al.*, 2014). Devido a essa posição ecológica significativa, essas espécies estão particularmente susceptíveis à contaminação por Hg, especialmente devido ao seu perfil como espécies K-estrategistas. Esta estratégia biológica, caracterizada por longos tempos de vida, crescimento lento, maturidade sexual tardia e baixa fecundidade (Dulvy *et al.*, 2017), torna-os propensos à acumulação progressiva do metal em seus tecidos ao longo do tempo.

Em várias espécies de peixes, cerca de 70 a 100% do Hg quantificado no tecido muscular está na forma orgânica tóxica de MeHg (Petrybridge *et al.*, 2010). Esse cenário é

preocupante para os elasmobrânquios, pois muitas espécies já apresentaram altas concentrações de Hg em seus tecidos (Bezerra *et al.*, 2019; Tiktak *et al.*, 2020).

Por ser um metal não essencial, não há mecanismos fisiológicos específicos voltados para sua eliminação do corpo. Isso significa que pequenas concentrações de Hg no ambiente podem resultar em concentrações elevadas na biota e desencadear efeitos subletais nos organismos. Na biota aquática, esses efeitos podem incluir a redução das atividades de forrageio e natação, alterações de crescimento e reprodução, e até neurotoxicidade (Grippe e Heath, 2003; Sandheinrich e Miller, 2006; Depew *et al.*, 2012).

Além disso, devido à sua capacidade de atravessar facilmente a placenta, o Hg pode ser transferido da fêmea grávida para os embriões, como já documentado em espécies de tubarões, resultando em uma condição em que os filhotes já nascem apresentando elevadas concentrações desse metal. Isso pode levar a uma série de problemas no desenvolvimento neurológico, motor, sensorial e reprodutivo desses animais (McKinney *et al.*, 2016). Em contraste, estudos sobre a influência do Hg na saúde dos elasmobrânquios ainda são escassos e constituindo-se uma lacuna significativa no conhecimento científico. Por exemplo, pouco se sabe sobre os efeitos deletérios do Hg em órgãos-alvo, como o fígado e o cérebro, desses animais (Ehnert-Russo e Gelsleichter, 2020).

Para peixes teleósteos, estudos indicam que níveis de Hg acima de 500 ng.g⁻¹ (peso úmido) no tecido muscular já podem desencadear efeitos deletérios, como mudanças no comportamento, comprometendo sua saúde e adaptabilidade ao ambiente aquático. Essa concentração é definida como a menor concentração de Hg em que efeitos adversos são observados (sigla LOAEL - *Lowest Observable Adverse Effect Level*). Esses efeitos podem incluir alterações na alimentação, na reprodução e na capacidade de locomoção, prejudicando o desempenho geral do peixe (Depew *et al.*, 2012; Dillon *et al.*; 2010, Scheuhammer *et al.*, 2015). No entanto, não se sabe quais são os níveis mínimos de concentração de Hg que podem causar efeitos deletérios à saúde de tubarões e raias (Tiktak *et al.*, 2020). Essa falta de clareza pode ser atribuída à notável capacidade de algumas espécies de peixes cartilagosos em tolerar concentrações elevadas desse metal em seus organismos, enquanto outras podem ser sensíveis a concentrações mais baixas. Essa variabilidade de resposta está intimamente ligada à diversidade morfológica e comportamental dessas espécies, o que torna desafiador estabelecer um único padrão universal para esse grupo (Tiktak *et al.*, 2020).

O Hg não apenas afeta a saúde dos elasmobrânquios, mas também representa um risco para a saúde pública. Um dos casos mais emblemáticos que ilustra os perigos da

contaminação por Hg ocorreu na década de 1950 na Baía de Minamata, no Japão. Devido ao descarte de resíduos industriais contendo altas concentrações Hg (cerca de $2.010 \mu\text{g.g}^{-1}$) no oceano, o Hg se acumulou na cadeia alimentar aquática, contaminando a biota. Como consequência, a população humana que consumia peixes e frutos do mar da região desenvolveu uma forma grave de intoxicação por Hg, conhecida como "Doença de Minamata" (Harada, 1995; Sakamoto *et al.*, 2018).

Os principais sintomas dessa doença foram associados a danos no sistema nervoso central, afetando milhares de pessoas devido à contaminação. Além disso, crianças nascidas de mães expostas ao Hg durante a gravidez também apresentaram danos no seu desenvolvimento neurológico (Harada, 1995; Sakamoto *et al.*, 2018). A partir desse evento, surgiu um alerta sobre a contaminação por Hg e suas consequências devastadoras para a saúde humana e para o meio ambiente.

No Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), estabelece por meio de uma resolução (Resolução RDC Nº 487, de 26 de março de 2021) os limites máximos tolerados (LMT) de concentração de Hg em alimentos para consumo pela população humana. Para peixes não predadores, o limite é de 500 ng.g^{-1} de Hg total, enquanto para os peixes predadores, o limite é de 1.000 ng.g^{-1} , ambos em peso úmido. No entanto, estudos recentes apontam que esses limites podem não ser protetivos para os consumidores (Lacerda *et al.*, 2024; Bezerra *et al.*, 2023). Para a região Nordeste do Brasil, por exemplo, esses autores observaram que mesmo concentrações de Hg abaixo do limite de 500 ng.g^{-1} resultaram em cenários de exposição excessiva quando considerado as taxas de consumo de pescado locais e as características dos grupos de consumidores. Por exemplo, no Ceará, concentrações médias de 253 ng.g^{-1} , que corresponde à metade do limite máximo estabelecido pela ANVISA, resultam em uma ingestão diária estimada (EDI) acima da dose de referência ($\text{RfD} = 0.0001 \text{ mg.kg}_{\text{peso corpóreo}}^{-1}.\text{dia}$) para o Hg (Bezerra *et al.*, 2023). De modo similar, no Maranhão, concentrações médias de 107 ng.g^{-1} resultam em um EDI maior que RfD (Lacerda *et al.*, 2024). Esses critérios são de suma importância para as populações que consomem pescado, especialmente considerando o alto consumo de carne de tubarões e raias no país, que figura entre os maiores consumidores desses peixes em todo o mundo (Bornatowski *et al.*, 2018).

O consumo considerável de elasmobrânquios no Brasil é influenciado por diversos fatores, entre os quais se destaca a falta de identificação adequada dos peixes comercializados. Muitas vezes, esses peixes são rotulados de forma genérica como "cação", o que contribui para a desinformação dos consumidores. Estudos realizados no sul do país

revelaram que 70% da população local já havia consumido carne de cação, porém metade dessas pessoas não estava ciente de que se tratava de espécies de tubarões e raias (Bornatowski *et al.*, 2015). Outro desafio enfrentado é a presença de fraudes na comercialização desses peixes, o que compromete tanto a transparência quanto a segurança alimentar dos consumidores. Uma pesquisa conduzida nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro revelou que 62% das amostras de garoupa analisadas, na verdade, correspondiam a carne de tubarões (Estrella *et al.*, 2014).

Além das questões comerciais, aspectos culturais desempenham um papel significativo no consumo de elasmobrânquios no Brasil, especialmente na região Nordeste. No Ceará, por exemplo, o consumo desses peixes é uma tradição enraizada na culinária local. Um exemplo emblemático disso é a preparação e apreciação da "moqueca de arraia", uma iguaria que representa um símbolo da identidade gastronômica nordestina e que utiliza carne tanto de raias quanto de tubarões (Barreto *et al.*, 2017). Diante desses aspectos, torna-se crucial o monitoramento desses pescados quanto à contaminação por Hg.

O levantamento da ictiofauna da costa Norte/Nordeste do Brasil, Atlântico Oeste Equatorial, mostra a ocorrência de aproximadamente 72 espécies de elasmobrânquios, incluindo 50 espécies de tubarões e 22 de raias (Lessa *et al.*, 1999). Apenas 11 estudos reportam concentrações de Hg em espécies de tubarões e raias para essas regiões (Souza-Araújo *et al.*, 2020; Souza-Araújo *et al.*, 2021; Souza-Araújo *et al.*, 2022; Ferreira *et al.*, 2004; Júlio *et al.*, 2022; Pinho *et al.*, 2002; Wosnick *et al.*, 2021a; Wosnick *et al.*, 2021b; Lacerda *et al.*, 2016; Moura *et al.*, 2020; Bezerra *et al.*, 2023). No total, dados de concentração de Hg foram reportados para 21 espécies de tubarões (*Carcharhinus acronotus*, *Carcharhinus falciformes*, *Carcharhinus leucas*, *Carcharhinus limbatus*, *Carcharhinus porosus*, *Carcharhinus signatus*, *Galeocerdo cuvier*, *Ginglymostoma cirratum*, *Isogomphodon oxyrinchus*, *Mustelus canis*, *Mustelus norrisi*, *Mustelus higmani*, *Rhizoprionodon lalandii*, *Rhizoprionodon porosus*, *Rhizoprionodon terraenovae*, *Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*, *Sphyrna tiburo*, *Sphyrna tudes*, *Squalus megalops* e *Squalus mitsukurii*.) e cinco espécies de raias (*Hypanus berthelutzae*, *Hypanus guttatus*, *Gymnura micrura*, *Rhinoptera bonasus* e *Aetobatus narinari*), correspondendo a aproximadamente 37% das espécies de elasmobrânquios que ocorrem nessa região.

Especificamente no Ceará, apenas três estudos foram conduzidos e publicados abordando as preocupações relacionadas à contaminação por Hg em espécies de tubarões e raias (Lacerda *et al.*, 2016; Moura *et al.*, 2020; Bezerra *et al.*, 2023). Essas pesquisas levantaram questões pertinentes sobre os riscos de contaminação para a população local, que

consome regularmente esse tipo de pescado. No total, dados de concentração de mercúrio foram disponibilizados para duas espécies de tubarões (*Ginglymostoma cirratum* e *Rhizoprionodon porosus*) e cinco espécies de raias (*Hypanus berthalutzae*, *Hypanus guttatus*, *Gymnura micrura*, *Rhinoptera bonasus* e *Aetobatus narinari*) por meio dessas investigações.

O presente estudo tem como objetivo determinar as concentrações de Hg total no músculo, fígado e cérebro de diferentes espécies de elasmobrânquios desembarcados pela pesca artesanal em Fortaleza, no estado do Ceará. Isso permitirá inferir sobre contaminação e possíveis riscos à saúde desses animais e avaliar o potencial de contaminação humana pelo Hg através do consumo dessas espécies.

Os questionamentos que nortearam esse estudo incluem, (1) Quais órgãos e tecidos apresentam maiores concentrações de Hg em tubarões e raias? (2) As concentrações de Hg no músculo, ultrapassam o limite de efeito deletério utilizado para peixes (LOAEL, 500 ng.g⁻¹)? (3) Quais fatores biológicos e ecológicos explicam a variabilidade de concentrações Hg em tubarões e raias? (4) Qual o nível de exposição ao Hg através do consumo de tubarões e raias? e (5) Qual quantidade/frequência de consumo de tubarões e raias pode ser considerada segura para os humanos?

2 HIPÓTESES CIENTÍFICAS

- 1.** As concentrações mercúrio total nas espécies de elasmobrânquios estudadas são elevadas, sendo mais significativa no tecido muscular em comparação com os tecidos hepático e cerebral, devido à sua função como sumidouro de contaminantes.
- 2.** Fatores biológicos (tamanho) e ecológicos (dieta e habitat) são controladores das concentrações de Hg em elasmobrânquios.
- 3.** As concentrações de Hg total em tubarões são mais altas do que em raias, devido à posição destes peixes de topo de cadeia alimentar.
- 4.** O consumo das espécies de elasmobrânquios estudadas representa um risco para a saúde pública, devido à exposição a altas concentrações de Hg.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Determinar as concentrações de Hg total no músculo, fígado e cérebro de elasmobrânquios desembarcados pela pesca artesanal na costa do Ceará, Brasil, visando compreender aspectos relacionados aos seus fatores biológicos e ecológicos, e os potenciais riscos à saúde da população humana consumidora desse pescado.

3.2 Objetivos Específicos

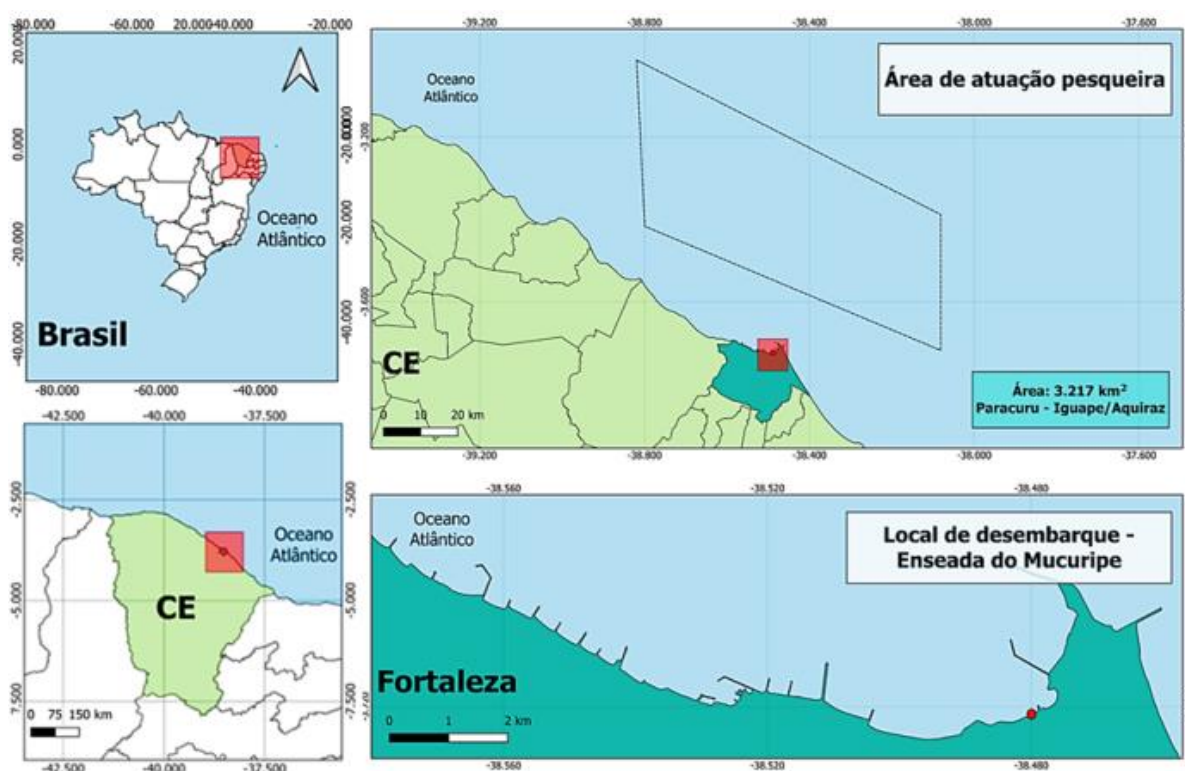
- Quantificar as concentrações de Hg total nos tecidos musculares, hepáticos e cerebrais de 13 espécies de elasmobrânquios.
- Analisar a distribuição do Hg total entre tecido/órgãos amostrados.
- Quantificar isótopos estáveis de Carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e Nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) dos elasmobrânquios.
- Inferir sobre os efeitos de fatores biológicos (tamanho) e ecológicos (dieta e nível trófico) nas concentrações de Hg total dos elasmobrânquios.
- Avaliar o risco associado ao consumo das 13 espécies de elasmobrânquios estudadas pela população humana consumidora desse pescado.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A enseada do Mucuripe está localizada no município de Fortaleza, estado do Ceará, servindo como porto para o desembarque de frota pesqueira artesanal. A área de atuação desses pescadores locais, abrange uma área de aproximadamente 3.217km², que se estende desse o município de Paracuru até a praia do Iguape em Aquiraz (Santander-Neto; Faria, 2020) (Figura 3).

Figura 3 - Área de atuação pesqueira e local de desembarque na enseada do Mucuripe, município de Fortaleza, Ceará.



Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda: O losango pontilhado representa a área de atuação pesqueira descrita por Santander-Neto e Faria (2020), de 3.217 km², indo do município de Paracuru até a Praia do Iguape em Aquiraz. O ponto em vermelho indica o local onde ocorre o desembarque pesqueiro na enseada do Mucuripe, Fortaleza. Ceará.

No local a pesca de diversas espécies peixes é realizada por aproximadamente 50 embarcações, que atuam através de lanchas a motor, com tamanho entre 10 m e 13 m de comprimento, e através de jangadas, com tamanho de 5 m a 8 m de comprimento. Linha, anzol, espinhel e rede de emalhe são os principais aparelhos de pesca utilizados pela frota que opera em profundidades de 10 a 120 m (Pinheiro 2017; Santander-Neto; Faria, 2020).

A atividade de desembarque realizada pelos pescadores ocorre principalmente aos finais de semana, entre às 05:00 e 06:00 horas da manhã. Nesse período diversas espécies de peixes são comercializadas e tratadas no local, incluindo tubarões e raias. Estas são desembarcadas em diferentes condições: inteiros, eviscerados ou como carcaças, ou seja sem a cabeça e nadadeiras (Figura 4).

Figura 4 - Imagens do local de desembarque pesqueiro da enseada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará.



Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda: (a) Comércio local da enseada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará, (b) tratamento de um espécime de tubarão-lixia (*Ginglymostoma cirratum*) e (c) comércio da raia couro-de-terra (*Hypanus bertalutzae*).

Pelo menos 23 espécies de elasmobrânquios já foram registradas em desembarques na enseada do Mucuripe. As espécies de tubarões mais desembarcadas no local são: cações-frango (*Rhizoprionodon porosus* e *R. lalandii*), tubarão-lixia (*Ginglymostoma cirratum*), tubarão-galha-preta (*Carcharhinus limbatus*), tubarão-flamengo (*C. acronotus*), cação-boca-de-velha (*Mustelus canis*), e tubarão-tigre (*Galeocerdo cuvier*). Com relação as espécies de

raias, as do gênero *Hypanus*, a raia couro verde (*H. berthalutzae*) e raia couro-de-terra (*H. guttatus*), são as mais desembarcadas (Santander-Neto; Faria, 2020).

4.2 Amostragem

A amostragem dos tubarões e das raias do presente trabalho foi realizada durante o desembarque pesqueiro entre os meses de julho e dezembro de 2022; e maio e agosto de 2023, no município de Fortaleza, estado do Ceará. Amostras de dois tubarões, desembarcados nos anos de 2018, no mesmo local de amostragem, foram cedidos do Laboratório de Evolução e Conservação de Vertebrados Marinhos (EvolVe/UFC). No total foram amostrados 65 indivíduos, distribuídos entre nove espécies de tubarões e quatro de raias.

O principal critério para a seleção dos indivíduos foi que estes estivessem em condições para a obtenção de dados biométricos, assim todos os organismos foram medidos e identificados a nível de espécie através de chaves de identificação específicas de elasmobrânquios (Gomes *et al.*, 2019), com exceção de dois indivíduos adultos de tubarões, identificados apenas a nível de gênero, que são representados no estudo apenas como *Carcharhinus* sp. Vale ressaltar que, em um indivíduo de *Carcharhinus* sp. era uma fêmea grávida e seis embriões em estado primário de desenvolvimento foram coletados.

Aproximadamente 20 g de amostras de músculo, fígado e cérebro, quando possível, foram coletadas dos espécimes de tubarões e raias. Além disso, os embriões de duas fêmeas grávidas dos tubarões também foram analisados, pertencentes as espécies: *Rhizoprionodon porosus* e *Carcharhinus* sp.. Os cinco embriões de *R. porosus* amostrados, estavam em um estágio mais avançado de desenvolvimento sendo possível separar tecido muscular e fígado para a análise. Já os seis embriões de *Carcharhinus* sp., estavam em estágio de desenvolvimento inicial, que impossibilitou a diferenciação de órgão dos indivíduos, de modo que foi amostrado apenas o tecido muscular.

Todas as amostras coletadas em campo foram acondicionadas e preservadas em uma caixa térmica, sendo brevemente transportados para o Laboratório de Biogeoquímica Costeiro, pertencente a Universidade Federal do Ceará (Labomar/UFC). Em laboratório, as amostras foram colocadas em recipientes e liofilizadas, sendo pesadas antes e depois do processo de liofilização, para a obtenção do percentual de umidade, calculado utilizando a equação 1.

$$\text{Teor de Umidade (\%)} = \frac{\text{Peso seco da amostra}}{\text{Peso úmido da amostra}} * 100 \quad (1)$$

Utilizando almofariz e pistilo, as amostras secas foram maceradas e armazenadas em recipientes lacrados.

4.4 Quantificação de Mercúrio Total (Hg-total)

Todos os utensílios e vidrarias utilizados na manipulação e armazenamento das amostras foram previamente lavadas em banho ácido (HCl 10%), para evitar possíveis contaminações. A quantificação do Hg total nas amostras seguiu a metodologia de Bezerra *et al.* (2023). As amostras, já liofilizadas e maceradas, foram pesadas em tubos de teflon (0,5g), em duplicatas.

A primeira etapa para a análise de Hg total é a pré-digestão ácida, de modo que foram adicionados 10 ml de ácido nítrico (HNO₃, 65%), permanecendo em temperatura ambiente por aproximadamente 1 hora. Após esse período, os tubos de teflon foram lacrados e levados para o forno digestor (MARS XPRESS, CEM Corporation), à uma temperatura de 200°C por 30 minutos, em potência de 800 Watts, para realizar o processo de digestão das amostras.

Após a digestão, 1,0 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) foi adicionado em cada um dos tubos, para impedir a re-complexação do Hg. Por fim, o extrato de cada amostra foi transferido para balões volumétricos de 100 mL e aferidos com água destilada, gerando o extrato final. A quantificação do Hg total foi realizada através desse extrato final, utilizando a técnica de espectrofotometria de absorção atômica por geração de vapor frio (CV-AAS), utilizando o equipamento de modelo NIC RA-3 (NIPON).

O Limite de Detecção (LD) médio da análise foi de $3,8 \pm 2,7 \text{ ng.g}^{-1}$, sendo esse resultado definido através de três vezes o desvio padrão da leitura de sete brancos, multiplicado pelo fator específico determinado pela distribuição de t de *Student* (3,14; gl = 6) (USEPA, 2000).

A solução padrão utilizada para calibrar o equipamento foi da marca SpecSol contendo 1.000 mg.L^{-1} de Hg, que após diluições consecutivas em balões volumétricos, foi possível obter uma concentração de concentração 5 ng.mL^{-1} para a realização das curvas de calibração. Curvas de calibração foram construídas para cada dia de análise e utilizando pontos entre 0 e 25 ng de Hg. O coeficiente de determinação médio das curvas realizadas (R^2), foi de 0,9995.

A validação do método aplicado foi realizada através do uso de material certificado de referência, quantificado juntamente com as amostras em cada dia de análise. Foram utilizados dois materiais de referência para as análises, ambos de músculo de peixe, o ERM-BB 422, cujo valor de referência é 601 ng.g^{-1} , e sendo obtido o valor médio de $581 \pm 33 \text{ ng.g}^{-1}$ correspondendo a uma recuperação de $96.7 \pm 5.6\%$. O material de referência ERM-CE 278k apresenta um valor certificado de $71 \pm 7 \text{ ng.g}^{-1}$ e foi quantificado um valor médio de $73 \pm 1 \text{ ng.g}^{-1}$, correspondendo a uma recuperação de $103 \pm 1.4\%$. (Tabela 1).

Tabela 1 - Concentração de Hg presente nos materiais certificados de músculo de peixe ERM-BB 422 e ERM-CE 278k e os valores obtidos através das análises e sua recuperação (dados relatados em média \pm desvio padrão).

Material certificado de referência	Valor certificado (ng.g^{-1})	Valor obtido (ng.g^{-1})	Recuperação (%)
ERM-BB 422	601 ± 30	581 ± 33	$96 \pm 5,6$
ERM-CE 278k	71 ± 7	73 ± 1	103 ± 1.4

Fonte: Elaborado pelo autor

Os resultados obtidos através da análise, relatam as concentrações de Hg em peso seco, assim, para melhor comparação com a literatura. Para comparação com o limite máximo tolerado (LMT), pela ANVISA, os dados de Hg em peso seco foram transformados em peso úmido. Para conversão de peso seco para peso úmido foi utilizado a equação 2.

$$Hg(\text{peso úmido}) = Hg(\text{peso seco}) * \frac{(100 - \% \text{ umidade})}{100} \quad (2)$$

4.5 Análise de isótopos estáveis

As análises foram realizadas em parceria com a Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF). Para investigar a influência da variabilidade alimentar e da posição trófica na acumulação de mercúrio (Hg) no tecido muscular das espécies de tubarões e raias em estudo, foi realizada uma análise de isótopos estáveis. Este processo envolveu dois isótopos: Carbono-13 ($\delta^{13}\text{C}$) e Nitrogênio-15 ($\delta^{15}\text{N}$).

Para cada amostra de tecido muscular seco e liofilizado, foram utilizados 0,5g. A análise isotópica foi conduzida utilizando um Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica de Fluxo Contínuo (Delta V Advantage, Thermo Scientific, Germany) acoplado a um

analisador elementar. Para calibrar os resultados, foram utilizados o nitrogênio atmosférico como valor de referência para $\delta^{15}\text{N}$, e o Pee Dee Belemnite (PDB) para $\delta^{13}\text{C}$. Os valores isotópicos estão reportados pela notação delta (δ), que expressam a razão dos isótopos pesados pelos leves advindos das amostras analisadas em relação a amostra padrão internacional, para isso foi utilizada a equação 3.

$$\delta = \left[\left(\frac{R_{amostra}}{R_{padrão}} \right) - 1 \right] * 1000 \quad (3)$$

Nesse contexto, R amostra e R padrão são as proporções que indicam os isótopos pesados e leves ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) na amostra. Os valores dos isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são expressos em partes por mil (‰).

4.6 Razão de Hg entre tecido/órgão e entre fêmea grávida e seus embriões

Assim como realizado por Bastos *et al.* (2015) em peixes ósseos, para essas espécies de tubarões, que apresentaram correlação entre concentrações de Hg no músculo e no cérebro, foi utilizada uma equação preditiva para Hg no cérebro a partir do Hg no músculo, utilizando a equação 4.

$$\text{Razão de Hg}(\%) = \frac{\text{Hg do cérebro (C)}(\text{mediana})}{\text{Hg do músculo (M)}(\text{mediana})} * 100 \quad (4)$$

Baró-Camarasa *et al.* (2022), utilizou um cálculo de razão de concentração de Hg entre a fêmea grávida e seus embriões, que demonstra o quanto do Hg presente no embrião pode ser representado pelo Hg da fêmea grávida, sendo possível obter uma margem de contaminação de Hg por embrião de cada espécie. Para esse cálculo foi utilizada a equação 5.

$$\text{Razão de Hg Fêmea/Embrião}(\%) = \frac{\text{Hg dos embriões (mediana)}}{\text{Hg da fêmea grávida}} * 100 \quad (5)$$

4.7 Avaliação de saúde humana

Para os cálculos de riscos de exposição ao mercúrio em populações humanas seguiu metodologia reportada por Bezerra *et al.* (2023), onde foi assumido que a maior parte do Hg total quantificado está na forma orgânica de metilmercúrio seguindo recomendação da USEPA (2000). De fato, a maior parte das concentrações do Hg total no tecido muscular de

peixes predadores, incluindo elasmobrânquios, está na forma de MeHg (Soulen *et al.*, 2019; Horvat *et al.*, 2014; Petrhybridge *et al.*, 2010).

O cálculo da estimativa de ingestão diária (EDI_{Hg} , $mg.kg^{-1}.dia^{-1}$), foi utilizado para verificar se as concentrações de Hg nos peixes estudados (C_{peixe} , $mg.kg^{-1}$), ultrapassam a dose de referência diária, estabelecida em $0,0001 mg.kg^{-1}.dia^{-1}$ (RfD) (USEPA, 2001). Essa análise foi realizada utilizando como base o peso de adultos (BW, 70 kg) e de crianças (BW, 15 kg), estabelecidos pela média da população adulta geral (maiores de 18 anos) e de crianças (maiores de 6 anos) pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2000), utilizando a equação 6.

$$EDI = \frac{C_{peixe} \times CR_{local}}{BW} \quad (6)$$

O CR local refere-se ao consumo local diário de peixes, que para os estados do Nordeste do Brasil é de $0,0245 kg.dia^{-1}$ (IBGE, 2011).

A estimativa do quociente de risco (THQ), estabelecida de acordo com a USEPA (2022), indica o risco crônico não cancerígeno a saúde, em que valores estabelecidos acima de 1 indicam potenciais riscos de efeitos adversos a saúde humana, o cálculo foi estabelecido, seguindo os critérios de USEPA (2022), através da equação 7.

$$THQ = \frac{EF \times CR_{local} \times ED \times C_{peixe}}{RfD \times BW \times EF \times ED} \quad (7)$$

Para a realização do cálculo, utilizou-se ainda a quantidade de dias em um ano de consumo, 365 dias (EF) e a estimativa de exposição em anos para adultos (77 anos) e para crianças (6 anos) (ED). A recomendação de número de refeições mensais para as espécies de peixes estudadas, foi realizada através dos resultados indicativos de máximo de refeições das espécies de peixes estudadas ($CR_{máx}$), sem riscos de efeitos deletérios à saúde humana, através da equação 8.

$$CR_{máx} = \frac{BW \times RfD}{C_{peixe}} \quad (8)$$

Através dos resultados de $CR_{máx}$ ($kg.dia^{-1}$), foi possível obter a estimativa de refeições mensais para cada espécie estudada sem riscos de efeitos deletérios à saúde humana, utilizando a equação 9.

$$CR_{mm} = \frac{CR_{máx} \times Tap}{MS} \quad (9)$$

A sigla Tap indica a quantidade média de dias nos meses (30,44 dias) e a MS indica o tamanho médio de uma refeição, que para adultos foi estabelecido em 150 g e para crianças 75 g (Bezerra *et al.*, 2023).

4.8 Análise estatística

O teste utilizado para verificar a normalidade dos dados foi o de Shapiro-Wilk. As concentrações de mercúrio total (Hg-total) em tubarões e raias não atenderam aos critérios de normalidade dos dados, assim, testes não paramétricos foram empregados. A comparação da distribuição de Hg-total entre os tecidos nas espécies estudadas (dados não paramétricos) foi realizada por meio dos testes de *Kruskal-Wallis* e Teste de *Post-hoc Wilcoxon*, a fim de identificar variações entre os pares. A correlação entre as concentrações de Hg-total no músculo e no cérebro, bem como a correlação entre Hg-total e o tamanho, tanto para os grupos de tubarões e raias quanto para as espécies individuais, mostraram-se não paramétricas. Portanto, foram testadas utilizando o coeficiente de *Spearman*. Para identificar diferenças significativas nas concentrações de Hg-total entre tubarões e raias (considerando apenas espécimes juvenis e adultos), utilizou-se o teste de *Kruskal-Wallis*. Por fim, para comparar os valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e as concentrações de Hg-total entre as espécies estudadas, empregou-se o teste de *Kruskal-Wallis*. Para identificar variações entre pares, utilizou-se o teste de *Post-hoc Wilcoxon*. Todas as análises estatísticas, gráficos e boxplots apresentados neste estudo foram realizados no software *RStudio*. Os resultados das concentrações de Hg-total foram reportados em ng.g^{-1} de peso úmido.

Uma análise conhecida como SIBER (“Stable Isotope Bayesian Ellipses in R”) foi empregada para calcular métricas de nicho isotópico a partir dos valores obtidos dos isótopos estáveis. Essas métricas incluíram a determinação da área total (TA), da área de elipse padrão corrigida (SEAc) e da área de sobreposição entre os SEAc das espécies (co-ocorrência). O cálculo da sobreposição foi realizado utilizando a função “maxLikOverlap” (Jackson *et al.*, 2011). Com base nos dados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, foram construídas elipses padrões para cada espécie, fornecendo assim informações complementares sobre a ecologia das espécies amostradas. É importante destacar que a análise é limitada pelo número de amostras, sendo necessário um mínimo de cinco amostras para a construção das elipses. Portanto, foram excluídas dessa avaliação espécie com n amostral insuficiente.

5 RESULTADOS

5.1. Descrição das espécies de elasmobrânquios estudadas

Foram amostradas 13 espécies de elasmobrânquios (9 tubarões e 4 raias) totalizando 65 indivíduos. Informações sobre essas espécies, quantidade de indivíduos e número amostral de cada órgão (fígado e cérebro) e tecido muscular, estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Espécies de tubarões e raias amostradas, seu nome popular, número de indivíduos coletados e quantidade dos tipos de amostras obtidas (músculo, fígado e cérebro).

Espécies	Nome Popular	Indivíduos (n)	Número amostral por tipo de tecido/órgão (n)		
			Músculo	Fígado	Cérebro
<i>Carcharhinus acronotus</i>	Cação flamengo	1	1	-	1
<i>Carcharhinus limbatus</i>	Tubarão galha-preta	12	12	1	12
<i>Carcharhinus</i> sp.	Cação	8	8	-	2
<i>Galeocerdo cuvier</i>	Tubarão tigre	3	3	2	3
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Tubarão lixa	7	7	3	7
<i>Hepranchias perlo</i>	Tubarão sete guelras	1	1	-	-
<i>Mustelus canis</i>	Cação boca-de-velha	3	3	1	3
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	Cação frango	7	7	5	2
<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	Cação frango	3	3	1	3
Tubarões (Total)		45	45	13	33
<i>Hypanus berthallutzae</i>	Raia couro-verde	10	10	-	4
<i>Hypanus guttatus</i>	Raia couro-de-terra	7	7	-	3
<i>Narcine brasiliensis</i>	Raia treme-treme	2	2	2	-
<i>Rhinoptera bonasus</i>	Raia bicuda	1	1	-	1
Raias (Total)		20	20	2	8
Elasmobrânquios (Total)		65	65	15	41

Fonte: Elaborado pela autora.

Apenas uma das 13 espécies amostradas não pôde ser identificada ao nível da espécie, sendo, portanto, denominada como *Carcharhinus* sp. De modo geral, as espécies desse gênero são pelágicas, de hábito costeiro ou oceânico e se alimentam predominantemente de peixes teleósteos (Ebert *et al.*, 2020). Do total de oito exemplares de *Carcharhinus* sp., foram obtidos dois (2) adultos e seis (6) embriões, tendo sido possível

obter amostras de músculo de todos os indivíduos, amostras de fígado para os embriões e amostras de cérebro para os adultos.

Carcharhinus acronotus (Poey, 1860): o tubarão flamengo, ou tubarão-de-focinho-negro (Figura 5), é uma espécie pelágica costeira, que apresenta distribuição ao longo do Atlântico Oeste, do Sul dos Estados Unidos (Virgínia) ao Sul do Brasil (Ebert *et al.*, 2020). Sua dieta é baseada no consumo de peixes teleósteos, que corresponde a aproximadamente 63% dos seus itens alimentares. Essa espécie se alimenta em menores proporções de outros elasmobrânquios, enguias, crustáceos e moluscos (Ford, 2012). Apenas um (1) indivíduo foi obtido, incluindo amostragem de músculo e cérebro.

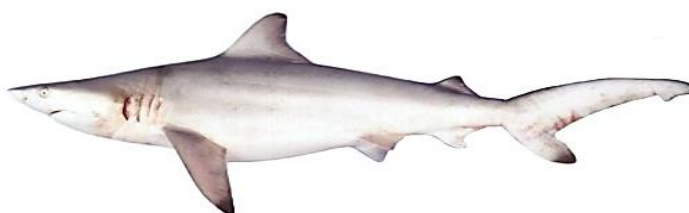
Figura 5 - *Carcharhinus acronotus*.



Fonte: Gadig, 2001.

Carcharhinus limbatus (Müller & Henle, 1839): o tubarão galha-preta (Figura 6) é uma espécie pelágica costeira-oceânica, com distribuição circunglobal, ao longo de mares tropicais e subtropicais (Ebert *et al.*, 2020). Possui uma dieta especializada, que têm como principal item alimentar os peixes teleósteos (Ebert *et al.*, 2020), representando mais de 92% de sua dieta (Estupiñán-Montaña *et al.*, 2018). No entanto, também pode se alimentar de elasmobrânquios, crustáceos e cefalópodes (Estupiñán-Montaña *et al.*, 2018). Um total de doze (12) indivíduos foram coletados, incluindo 12 amostras de músculo e cérebro e apenas uma amostra de fígado.

Figura 6 - *Carcharhinus limbatus*.



Fonte: Gadig, 2001.

Galeocerdo cuvier (Péron & Lesueur, 1822): o tubarão tigre (Figura 7) é uma espécie pelágica costeira-oceânica de distribuição circungal, habitando mares temperados e tropicais (Ebert *et al.*, 2020). Sua dieta é bastante variada, incluindo tartarugas marinhas, aves, mamíferos e outros elasmobrânquios (Simpfendorfer *et al.*, 2001). Em menor proporção, também se alimenta de peixes teleósteos e invertebrados (Simpfendorfer *et al.*, 2001). Essa ampla variedade alimentar demonstra uma característica generalista dessa espécie de tubarão (Dicken *et al.*, 2017). Um total de três (3) indivíduos foram coletados, incluindo três (3) amostras de músculo e cérebro e duas (2) de fígado.

Figura 7 - *Galeocerdo cuvier*.



Fonte: Gadig, 2001

Ginglymostoma cirratum (Bonnaterre, 1788): o tubarão lixa (Figura 8) é uma espécie bentônica costeira que se distribui ao longo do Atlântico Oeste (Estados Unidos até o Golfo do México, do Caribe até o Sul do Brasil) e Leste (Cabo verde e Senegal, Camarões ao Gabão), raramente ocorre ao norte da França (Ebert *et al.*, 2020). Esse tubarão é considerado um predador oportunista, que possui uma alimentação variada, composta principalmente de pequenos peixes, mas também de crustáceos e cefalópodes (Castro, 2000). Representa grande importância para a pesca local, sendo a segunda espécie de tubarão mais desembarcada no local de amostragem do estudo, no porto do Mucuripe, Fortaleza/CE (Santander-Neto e Faria, 2020). Um total de sete (7) indivíduos foram amostrados, incluindo sete (7) amostra de músculo e cérebro e três (3) de fígado.

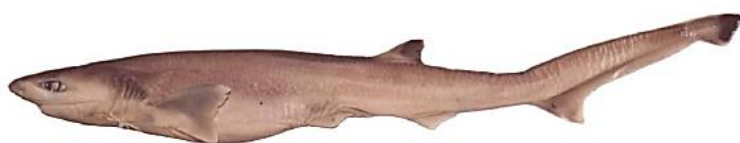
Figura 8 - *Ginglymostoma cirratum*.



Fonte: Adaptado de Froese e Pauly, 2010.

Heptranchias perlo (Bonnaterre, 1788): o tubarão sete-gueiras (Figura 9) é uma espécie oceânica e bentônica de ocorrência rara, que habita grandes profundidades, chegando até 1.000 m (Finnuci *et al.*, 2020). Sua distribuição é global, embora seja considerada irregular, sendo encontrado em mares tropicais e temperados, com exceção do Noroeste do Pacífico (Ebert *et al.*, 2020). Sua alimentação é mais restrita, consistindo principalmente de peixes teleósteos bentônico e pelágico (Ebert *et al.*, 2020), com uma pequena proporção de crustáceos (Braccini *et al.*, 2008). Apenas um (1) indivíduo foi amostrado, incluindo uma (1) amostra de músculo.

Figura 9 - *Heptranchias perlo*.



Fonte: Gadig, 2001.

Mustelus canis (Mitchill, 1815): o cação boca-de-velha (Figura 10) é uma espécie bentônica costeira, que se distribui ao longo da costa do Atlântico Oeste, se estendendo do Canadá a Argentina (Ebert *et al.*, 2020). Sua alimentação é considerada homogênea, sendo representada principalmente por crustáceos, mas, em menores proporções, pode se alimentar de peixes teleósteos e moluscos (Gelslechter *et al.*, 1999; Vianna *et al.*, 2000). Um total de três (3) indivíduos foram amostrados, incluindo três (3) amostra de músculo e cérebro e uma (1) amostra de fígado.

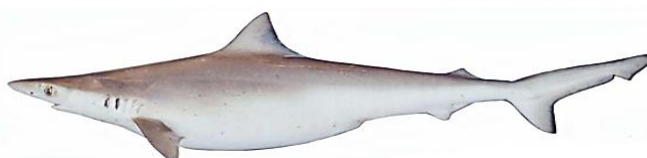
Figura 10 - *Mustelus canis*.



Fonte: Adaptado de Froese e Pauly, 2010.

Rhizoprionodon lalandii (Müller & Henle, 1839): o cação rola-rola, ou cação frango (Figura 11), é uma espécie pelágica costeira que se distribui ao longo do Atlântico Oeste, do Panamá ao Sul do Brasil (Ebert *et al.*, 2020). Sua alimentação é homogênea, consistindo principalmente de peixes teleósteos e em menores proporções de molusco (Bornatowsk *et al.*, 2012). Um total de três (3) indivíduos foram amostrados, incluindo três (3) amostra de músculo e cérebro e uma (1) amostra de fígado.

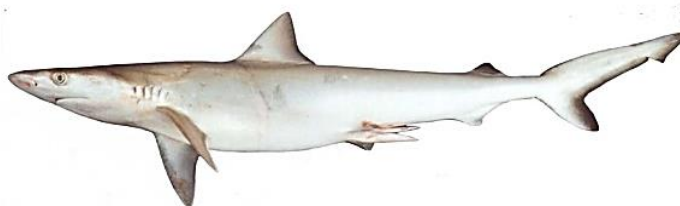
Figura 11 - *Rhizoprionodon lalandii*.



Fonte: Gadig, 2001.

Rhizoprionodon porosus (Poey, 1861): O cação rabo-seco, ou cação frango (Figura 12), é uma espécie pelágica costeira, que se distribuí ao longo do Atlântico Oeste, do Caribe a América do Sul tropical (Ebert *et al.*, 2020). Se alimenta principalmente de peixes teleósteos e em menores proporções de crustáceos e moluscos (Shibuya e Rosa, 2019). Dentre as espécies de tubarões desembarcados, é a segunda espécie de elasmobrânquios e a primeira dentre as espécies de tubarões com maior número de desembarques na área de coleta do estudo, porto do Mucuripe, em Fortaleza/CE (Santander-Neto e Faria, 2020). Um total de sete (7) indivíduos foram amostrados, dentre esses, dois (2) eram adultos e cinco (5) embriões. Os adultos, incluíram duas (2) amostras de músculo e cérebro. Os embriões, incluíram cinco (5) amostras de músculo e de fígado.

Figura 12 - *Rhizoprionodon porosus*.



Fonte: Gadig, 2001.

Hypanus berthaltzae (Petean, Naylor & Lima, 2020): a raia couro-verde, ou raia manteiga (Figura 13), é uma espécie costeira. Endêmica do Brasil, ocorre desde o Amazonas

até o Sudeste do país (Petean *et al.*, 2020). Anteriormente classificada como *Hypanus americanus*, estudos genéticos, morfológicos e de modelagem de nicho ecológico revelaram uma nova espécie nessa região: *H. berthaltutzae* (Petean *et al.*, 2020). Essa raia atua como predadora em ambientes bentônicos, alimentando-se principalmente de peixes, mas também de cefalópodes e crustáceos (Queiroz *et al.*, 2023). Entre os elasmobrânquios desembarcados na área de coleta do presente estudo, no porto do Mucuripe, no Ceará, ela é a espécie mais capturada, representando mais de 52% do total de peixes cartilagosos desembarcados (Santander-Neto e Faria, 2020), o que evidencia sua forte relação com a pesca e a economia local. Um total de dez (10) indivíduos foram amostrados, incluindo dez (10) amostra de músculo e quatro (4) de cérebro.

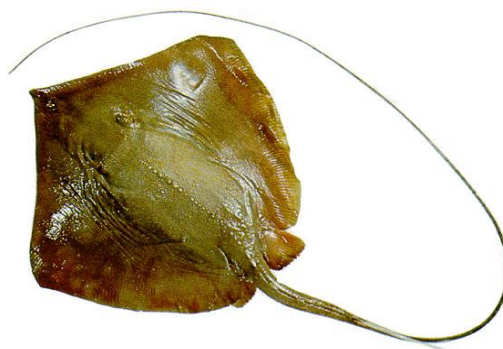
Figura 13 - *Hypanus berthaltutzae*.



Fonte: Adaptado de Petean, Naylor e Lima, 2020.

Hypanus guttatus (Bloch & Schneider, 1801): a raia couro-de-terra (Figura 14) é uma espécie bentônica costeira que se distribui ao longo do Atlântico Centro-Oeste (Golfo do México ao Sul do Brasil) (Last *et al.*, 2016). Sua alimentação se estabelece principalmente de moluscos bivalves (Queiroz *et al.*, 2023), mas também consome equinodermos, crustáceos e, em menores proporções, peixes teleósteos (Queiroz *et al.*, 2023; Last *et al.*, 2016). Dentre as espécies de raias é segunda mais capturado no local de amostragem do presente estudo, no porto do Mucuripe, em Fortaleza/CE (Santander-Neto e Faria, 2020). Um total de sete (7) indivíduos foram amostrados, incluindo dez (7) amostra de músculo e três (3) de cérebro.

Figura 14 - *Hypanus guttatus*.



Fonte: Froese e Pauly, 2010.

Narcine brasiliensis (Olfers, 1831): a raia treme-treme (Figura 15) é uma espécie bentônica costeira que se distribui ao longo do Atlântico Sudoeste (Costa do Brasil a Argentina) (Last *et al.*, 2016). Avaliações mais específicas da distribuição dessa espécie demonstraram que sua ocorrência se restringe apenas entre o Sudeste do Brasil até a Argentina (Viana e Vooren, 2009), porém registros pontuais dessa espécie na costa do Ceará já foram registrados, como demonstrado por Gadig *et al.* (2000). Essa espécie utiliza sua mandíbula protrátil para capturar presas (Dean e Motta, 2004) e sua alimentação consiste principalmente de crustáceos e poliquetas (Amaral e Migott, 1980; Bornatowski *et al.*, 2006), o que sugere uma base alimentar majoritariamente de invertebrados. Um total de dois (2) indivíduos foram amostrados, incluindo duas (2) amostra de músculo e de fígado.

Figura 15 - *Narcine brasiliensis*.



Fonte: Adaptado de Froese e Pauly, 2010.

Rhinoptera bonasus (Mitchill, 1815): a raia bicuda, ou boca-de-gaveta (Figura 16), é uma espécie bentopelágica costeira, que se distribui ao longo do Atlântico Ocidental, desde Nova Inglaterra (Estados Unidos) até o Norte da Argentina (Last *et al.*, 2016). Se alimenta por sucção e possui uma dentição modificada que possibilita uma dieta durofágica, sendo predominantemente crustáceos (55%), mas também poliquetas e bivalves, o que a caracteriza como uma espécie de alimentação generalista oportunista (Collins *et al.*, 2007). Apenas um indivíduo foi amostrado, incluindo uma (1) amostra de músculo e de cérebro.

Figura 16 - *Rhinoptera bonasus*.



Fonte: Adaptado de Froese e Pauly, 2010.

5.2. Concentrações de Hg Total e dados biométricos dos elasmobrânquios amostrados

Os teores de umidade calculados variaram entre 62% e 84% (com média de $77,1 \pm 3,5$) no músculo, 66% e 85% (com média de $56,2 \pm 13,4$) no fígado e 16% e 55% (com média de $20,1 \pm 8,1$) no cérebro. Todas as amostras analisadas apresentaram concentrações de Hg acima do limite de detecção do equipamento. As concentrações de Hg observadas em cada tecido/órgão analisado está detalhada na Tabela 3.

As concentrações de Hg em tubarões variaram entre 30 e 1.034 ng.g^{-1} (mediana de $218 \pm 587 \text{ ng.g}^{-1}$) em músculo; entre 9,6 e 449 ng.g^{-1} (mediana de $15,6 \pm 56 \text{ ng.g}^{-1}$) em fígado; e entre 5,5 e 101 ng.g^{-1} (mediana de $30 \pm 29 \text{ ng.g}^{-1}$) em cérebro. As concentrações de Hg em raias variaram entre 15 e 534 ng.g^{-1} (mediana de $167 \pm 244 \text{ ng.g}^{-1}$) em músculo; entre 16 e 52 ng.g^{-1} (mediana de $34 \pm 17 \text{ ng.g}^{-1}$) em fígado; e entre 6,2 e 28 ng.g^{-1} , (mediana de $17 \pm 14 \text{ ng.g}^{-1}$) em cérebro.

Tabela 3 - Espécie, número amostral, tecido/órgão e sua quantidade (n), tamanho (cm) e concentração de Hg (ng.g⁻¹, peso úmido), para as espécies de tubarões e raias analisadas. Dados em valor mínimo e máximo e em mediana ± intervalo interquartil (IQR). O tamanho dos indivíduos representa o comprimento total para tubarões e largura do disco para raias.

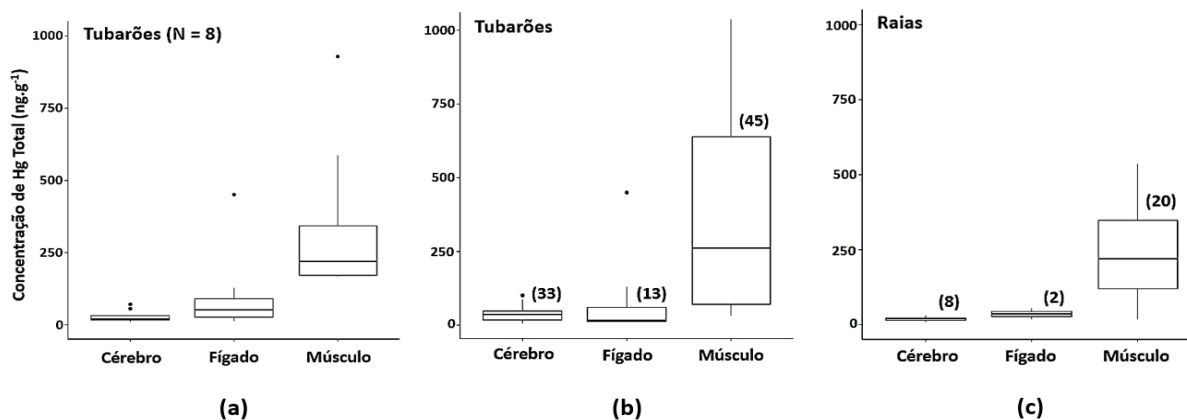
Espécies (Total de indivíduos)	Tipo de amostra	n	Tamanho (cm)		Hg total (ng.g ⁻¹ , peso úmido)	
			Mín - Máx. (cm)	Mediana ± IQR (cm)	Mín - Máx. (ng.g ⁻¹)	Mediana ± IQR (ng.g ⁻¹)
Tubarões						
<i>Carcharhinus acronotus</i> (1)	Músculo	1	87	87	132	132
	Cérebro	1	87	87	7,4	7,4
<i>Carcharhinus limbatus</i> (12)	Músculo	12	62 - 172	116 ± 28	156 - 851	530 ± 272
	Cérebro	12	62 - 172	116 ± 28	15 - 83	38 ± 18
	Fígado	1	-	62	-	15
<i>Carcharhinus</i> sp. (8)	Músculo	8	16 - 121	18 ± 21	30 - 1.034	48 ± 232
	Cérebro	2	102 - 121	111 ± 9	47 - 67	57 ± 10
<i>Galeocerdo cuvier</i> (3)	Músculo	3	95 - 320	144 ± 112	166 - 637	262 ± 235
	Cérebro	3	95 - 320	144 ± 112	19 - 101	70 ± 40
	Fígado	2	95 - 144	119 ± 24	77 - 449	263 ± 186
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (7)	Músculo	7	82 - 199	121 ± 46	69 - 929	219 ± 254
	Cérebro	7	82 - 199	121 ± 46	5,5 - 30	14 ± 11
	Fígado	3	101 - 178	115 ± 38	11 - 41	30 ± 14
<i>Heptanchias perlo</i> (1)	Músculo	1	110	110	635	635
<i>Mustelus canis</i> (3)	Músculo	3	95 - 111	102 ± 8	384 - 586	513 ± 100
	Cérebro	3	95 - 111	102 ± 8	15 - 55	38 ± 20
	Fígado	1	-	111	-	127
<i>Rhizoprionodon lalandii</i> (3)	Músculo	3	44 - 81	78 ± 18	111 - 961	170 ± 425
	Cérebro	3	44 - 81	78 ± 18	11 - 84	20 ± 36
	Fígado	1	-	78	-	59
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (7)	Músculo	7	36 - 92	36 ± 24	42 - 950	47 ± 347
	Cérebro	2	85 - 92	88 ± 3,6	37 - 46	41 ± 4,5
	Fígado	5	36 - 36,3	36 ± 0,2	9,6 - 15	11 ± 2,3
Raias						
<i>Hypanus berthaltutzae</i> (10)	Músculo	10	62 - 126	81 ± 13	121 - 534	325 ± 167
	Cérebro	4	62 - 87	77 ± 12	17 - 28	23 ± 8,5
<i>Hypanus guttatus</i> (7)	Músculo	7	68 - 96	75 ± 13	93 - 389	167 ± 206
	Cérebro	3	68 - 71	68 ± 1,5	10 - 18	16 ± 3,8
<i>Narcine brasiliensis</i> (2)	Músculo	2	15 - 35	25 ± 14	15 - 79	47 ± 31
	Fígado	2	15 - 35	25 ± 10	16 - 52	34 ± 17
<i>Rhinoptera bonasus</i> (1)	Músculo	1	82	82	26	26
	Cérebro	1	82	82	6,2	6,2

Fonte: Elaborado pela autora.

Dos 65 espécimes de elasmobrânquios analisados neste estudo, para oito indivíduos de tubarões (um *C. limbatus*, um *M. canis*, um *R. lalandii*, dois *G. cuvier* e três *G. cirratum*) foram coletadas amostras dos três tipos de tecido/órgãos: músculo, fígado e cérebro. Nesses indivíduos, as concentrações de Hg total foram significativamente diferentes entre os tipos de amostras (Teste *Kruskal-Wallis*; H = 14,1, df = 2, n = 24, p = 0,008) e significativamente

maiores no músculo comparados com o fígado (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p = 0,009$) e cérebro (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p < 0,001$). Em contraste, não foram observadas diferenças significativas entre o fígado e cérebro (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p = 0,16$) (Figura 17a).

Figura 17 - Boxplot comparativo das concentrações de Hg-total no músculo, fígado e cérebro (com n amostral de cada tecido entre parêntesis), para a população de tubarões com amostras dos três tipos de tecido/órgãos (N=8), para o grupo geral dos tubarões e para o grupo geral das raias.



Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda: Comparação das concentrações de Hg-total (ng.g^{-1} , peso úmido) entre o tecido/órgãos (músculo, fígado e cérebro), entre oito espécimes de tubarões (a). Comparação geral entre tecido/órgãos para a totalidade dos tubarões (b) e a totalidade das raias (c), com número amostral entre parênteses.

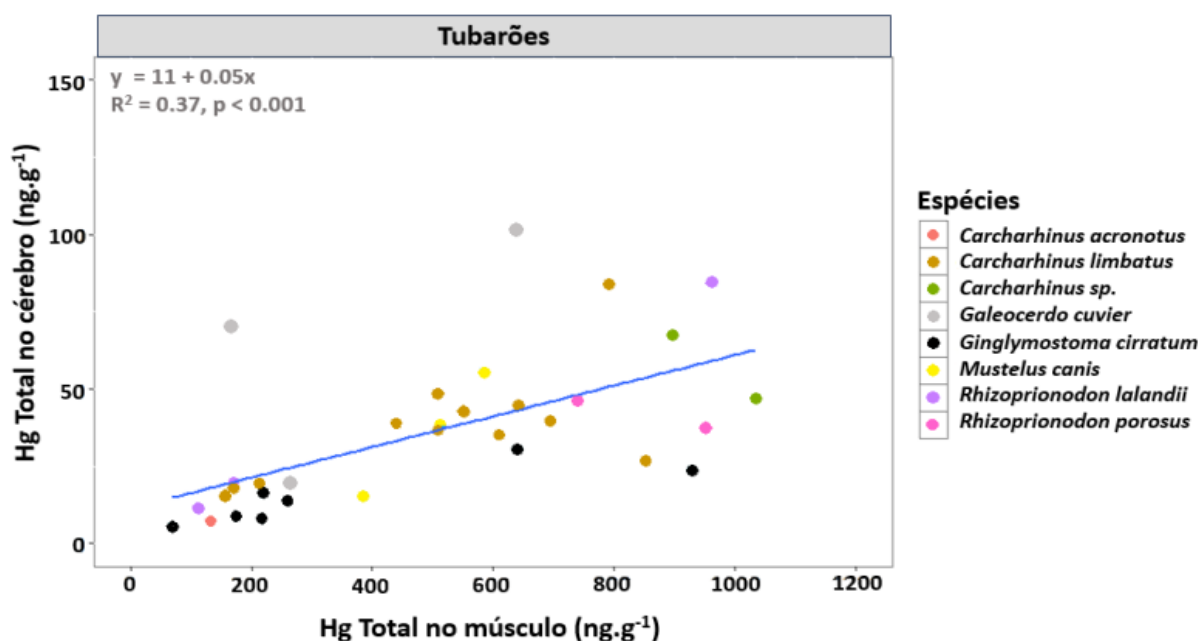
Da mesma forma, considerando a totalidade de tubarões coletados (45 amostras de músculo, 13 de fígado e 33 de cérebro), as concentrações de Hg foram significativamente diferentes entre os tipos de amostras (Teste *Kruskal Wallis*; $H = 46$, $df = 2$, $n = 91$, $p < 0,001$). O músculo apresenta as maiores concentrações de Hg em comparação com o fígado (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p < 0,001$) e o cérebro (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p < 0,001$). Além disso, não foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações do fígado e cérebro (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p = 0,7$) (Figura 17b).

Quanto as raias, também foi observado um padrão de distribuição de Hg similar ao grupo dos tubarões, encontrando-se diferenças significativas entre as concentrações de cada tipo de amostra (Teste *Kruskal Wallis*; $H = 15,4$, $df = 2$, $n = 30$, $p < 0,001$). No entanto, as diferenças entre pares não foram estatisticamente significativas entre músculo e fígado (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p = 0,103$) e entre fígado e cérebro (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p = 0,533$), exceto entre o músculo e o cérebro dessas raias (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*; $p < 0,001$) (Figura 17c).

As concentrações de Hg no músculo e no fígado das espécies estudadas não apresentaram correlação em nenhuma das espécies de tubarões e raias, o que também foi observado nas concentrações de Hg entre o fígado e o cérebro dessas espécies. Apenas entre as concentrações de Hg no músculo e cérebro para a totalidade de indivíduos de tubarões (n = 33), foi encontrada uma correlação positiva e significativa (Spearman; $p < 0,001$) (Figura 18). Esse padrão, no entanto, não foi observado no grupo das raias, com número amostral de cérebro reduzido (n = 8). Cabe ressaltar, que ao nível específico, o número de indivíduos analisados, para a maioria das espécies, foi muito pequeno, dificultando a análise de correlação das concentrações de Hg entre tecido/órgãos dentro de uma mesma espécie.

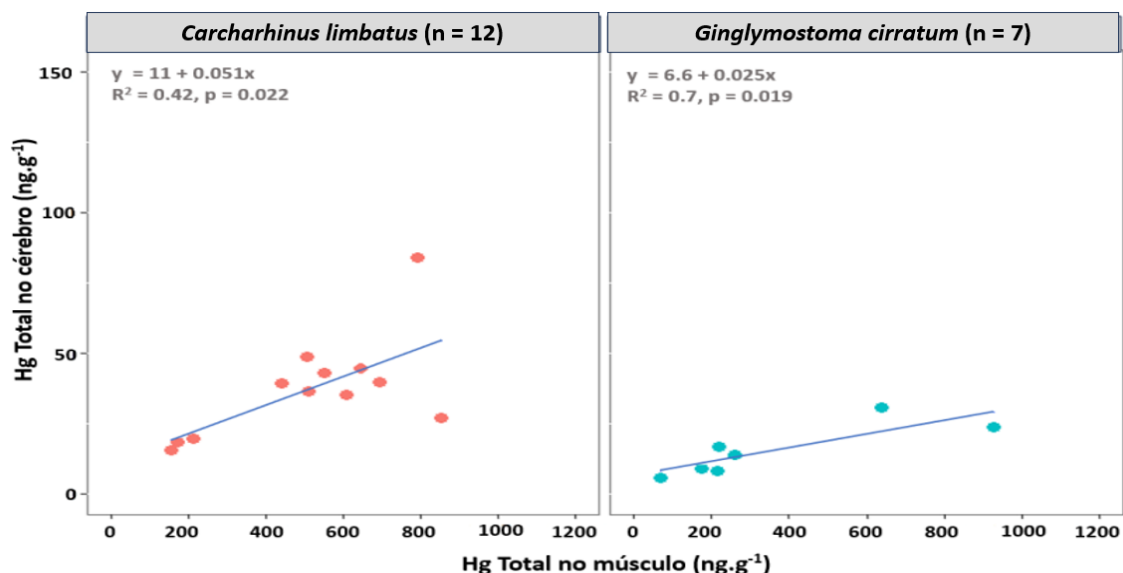
Apenas para duas espécies de tubarões: tubarões galha-preta (*C. limbatus*) e tubarões lixa (*G. cirratum*), foram encontradas correlações significativas das concentrações de Hg entre o músculo e o cérebro (Figura 19). Novamente, o pequeno número de indivíduos e de amostras de cérebro das demais espécies estudadas dificulta essa análise de correlações.

Figura 18 - Gráfico de dispersão entre as concentrações de Hg total no músculo e cérebro de tubarões (N=33).



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 19 - Gráficos de dispersão entre as concentrações de Hg total no músculo e cérebro para as espécies de tubarões *Carcharhinus limbatus* (tubarão galha-preta) e *Ginglymostoma cirratum* (tubarão lixa).



Fonte: Elaborado pela autora.

Para essas duas espécies, devido a correlação significativa das concentrações de Hg entre músculo e cérebro, foi possível calcular a proporção dessas concentrações. Desse modo, as concentrações de Hg no músculo dessas espécies podem ser utilizadas para prever as concentrações de Hg em seu cérebro. Para a espécie *Carcharhinus limbatus*, o Hg no cérebro representa 7,1% do Hg presente no músculo desse tubarão, enquanto para *Ginglymostoma cirratum* essa razão foi de 6,4% (Tabela 4).

Tabela 4 - Mediana das concentrações de Hg total (ng.g^{-1} , peso úmido) no músculo e cérebro de duas espécies de tubarões (*Carcharhinus limbatus* e *Ginglymostoma cirratum*), com os resultados da razão percentual entre os tecidos.

Espécies	Hg – Músculo (M)	Hg – Cérebro (C)	Razão C/M	C/M (%)
<i>Carcharhinus limbatus</i> (12)	530	38	0,071	7,1
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (7)	219	14	0,064	6,4

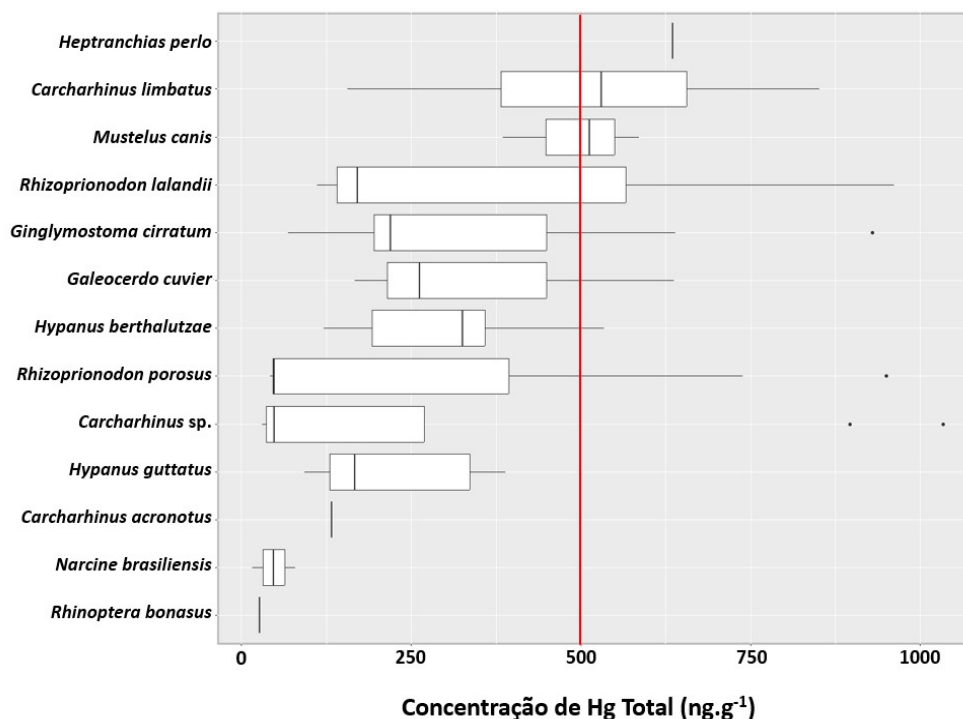
Elaborado pela autora.

5.3 Contaminação de Hg em elasmobrânquios

As concentrações de Hg no tecido muscular foram as mais elevadas e este foi o único tecido obtido de todos os 65 indivíduos amostrados no presente estudo. Aproximadamente 69% das espécies avaliadas ($n = 9$) apresentaram concentrações de Hg nesse tecido que excederam, em pelo menos um indivíduo, o limite indicativo de efeitos deletérios para

peixes ósseos (LOAEL), estabelecido em 500 ng.g^{-1} (Figura 20), indicando possível comprometimento a sua saúde dessas espécies.

Figura 20 - Concentrações de Hg total muscular de tubarões e raias com indicação do limite de efeitos deletérios para a saúde peixes, LOAEL (linha vertical em vermelho) estabelecido em 500 ng.g^{-1} , peso úmido.



Fonte: Elaborado pela autora.

5.4 Concentração de Hg em fêmeas grávidas e embriões de tubarões

Dados de concentração de Hg foram obtidos em fêmeas grávidas e embriões de duas espécies de tubarões: *R. porosus* (cação-frango), com 5 embriões em estado avançado de desenvolvimento, e uma fêmea de *Carcharhinus sp.*, com 6 embriões em estágio inicial de desenvolvimento.

Para os embriões de *R. porosus* foi possível obter concentrações de Hg no músculo e no fígado. Enquanto a concentração no músculo da fêmea grávida foi de 950 ng.g^{-1} , as dos embriões variou de 42 a 50 ng.g^{-1} (mediana de $46 \pm 4,5 \text{ ng.g}^{-1}$) (Tabela 5). Com relação aos dados de Hg no fígado, só foi possível obter dados para os embriões, mas não para a fêmea, que variou de 9 a 15 ng.g^{-1} (mediana de $11 \pm 2,3 \text{ ng.g}^{-1}$). Para a fêmea de *Carcharhinus sp.* a concentração de Hg no músculo foi de 896 ng.g^{-1} e para os embriões variou de 30 e 60 ng.g^{-1} (mediana de $37 \pm 24 \text{ ng.g}^{-1}$) (Tabela 5).

A concentração de Hg no músculo, transferido para a totalidade da prole de *R. porosus*, foi de 231 ng.g^{-1} , representando cerca de 24,3% do Hg presente na fêmea grávida e

cerca de 4,8% para cada embrião, segundo a razão entre fêmea grávida e embrião (Tabela 5). Para *Carcharhinus* sp. a totalidade do Hg descarregado para a prole foi de 256 ng.g⁻¹, representando cerca de 28,5% do Hg presente na fêmea grávida e cerca de 4,1% para cada embrião (Tabela 5).

Tabela 5 - Nome das espécies de tubarões, as concentrações de Hg total muscular das fêmeas grávidas, concentração de Hg total no músculo de cada embrião da prole, mediana dessas concentrações e a razão de Hg entre medianas da fêmea grávida e embrião (%).

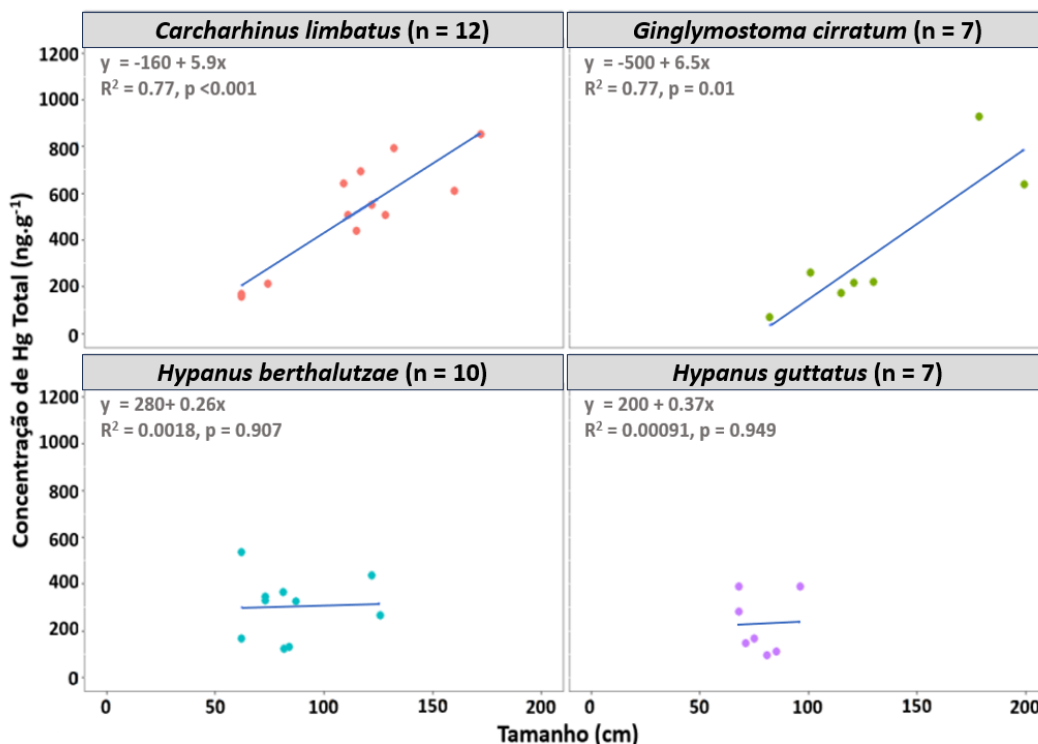
Espécies	Fêmea grávida	Embrião		Razão de Hg Fêmea/Embrião (%)
	Hg (ng.g ⁻¹)	Hg (ng.g ⁻¹)	Mediana Hg (ng.g ⁻¹)	
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	950	46	46	4,8
		47		
		42		
		50		
		46		
<i>Carcharhinus</i> sp.	896	60	37	4,1
		58		
		37		
		37		
		34		
		30		

Fonte: Elaborado pela autora.

5.5 Bioacumulação de Hg total no músculo de elasmobrânquios

Correlações significativas entre as concentrações de Hg no músculo e o comprimento total foram observadas em duas espécies de tubarões: o tubarão-galha-preta (*C. limbatus*) e o tubarão-lixia (*G. cirratum*) (*Spearman*; $p < 0,001$ e $p = 0,01$, respectivamente) (Figura 21). No entanto, para as demais espécies de tubarões e raias estudadas, não foi encontrada nenhuma correlação entre o Hg muscular e o tamanho dos indivíduos, possivelmente devido ao número amostral limitado na maioria das espécies. Nem mesmo para as espécies de raia-couro-verde (*H. berthallutzae*, $n = 10$) e raia-couro-de-terra (*H. guttatus*, $n = 7$), que possuíam um maior número amostral entre as raias, foi encontrada essa correlação (*Spearman*; $p = 0,907$ e $p = 0,949$, respectivamente) (Figura 21).

Figura 21 - Gráfico de dispersão das concentrações de Hg total e do tamanho (cm), para as espécies de *Carcharhinus limbatus*, *Ginglymostoma cirratum*, *Hypanus berthallutzae* e *Hypanus guttatus*. O tamanho para tubarões foi obtido pelo comprimento total e para raias pela largura do disco.

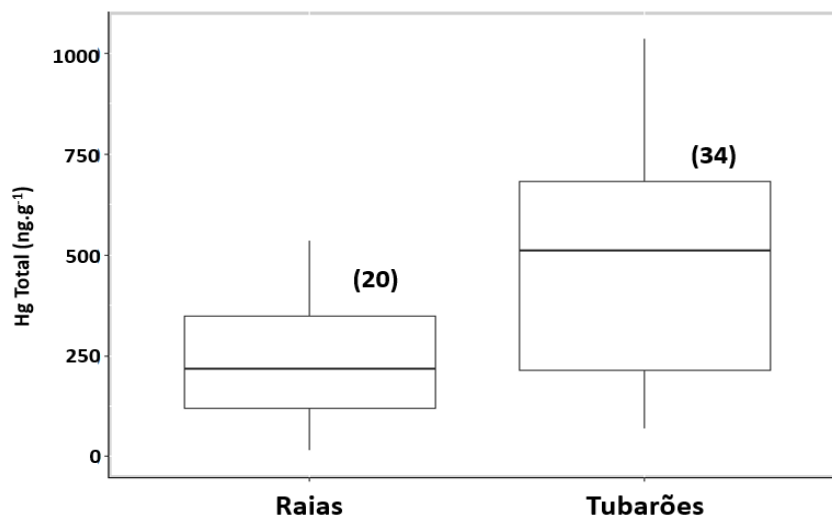


Fonte: Elaborado pela autora.

5.6 Comparação das Concentrações de Hg total entre tubarões e raias

Ao comparar as concentrações de Hg total no músculo entre os 34 indivíduos de tubarões e 20 de raias (sendo excluídas as concentrações de Hg dos embriões, para uma análise ecológica dos grupos), os tubarões apresentaram uma maior tendência de acumulação do metal em comparação com o grupo das raias (Teste *Kruskal Wallis*; $H = 10,5$, $df = 1$, $n = 54$, $p = 0,001$) (Figura 22). As concentrações de Hg em tubarões variaram de 69 a 1.034 ng.g^{-1} , com mediana de $491 \pm 479 \text{ ng.g}^{-1}$, enquanto para as raias, a faixa de concentração foi de 15 a 534 ng.g^{-1} , com mediana de $183 \pm 137 \text{ ng.g}^{-1}$.

Figura 22 - Boxplot comparativo entre as concentrações de Hg Total no músculo entre o grupo de espécies de raias e tubarões.



Fonte: Elaborado pela autora.

5.7 Isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no músculo de tubarões e raias

As 13 espécies de elasmobrânquios capturadas no litoral de Fortaleza/CE exibiram ampla variação nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram entre $-20,8\text{‰}$, em *Heptranchias perlo*, a $-11,2\text{‰}$, em *Hypanus guttatus*. Por sua vez, $\delta^{15}\text{N}$ variou de $3,7\text{‰}$, em *Hypanus guttatus*, a $13,1\text{‰}$, em *Narcine brasiliensis*. As medianas, valores mínimos e máximos estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Mediana \pm intervalo interquartil (IQR), faixa dos valores de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (entre parênteses) e dados da área da elipse padrão dos nichos isotópicos (SEAc), obtidos através da análise SIBER, para as espécies de elasmobrânquios da costa do Ceará.

Espécies (n)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	SEAc (‰ ²)
Tubarões			
<i>Carcharhinus acronotus</i> (1)	-14,9	9,6	-
<i>Carcharhinus limbatus</i> (12)	$-15,0 \pm 0,2$ (-15,4 a -14,8)	$11,0 \pm 0,3$ (9,9 – 11,7)	0,30
<i>Carcharhinus</i> sp. (2)*	$-14,8 \pm 0,02$ (-14,8 a -14,8)	$9,6 \pm 0,04$ (9,5 – 9,6)	-
<i>Galeocerdo cuvier</i> (3)	$-15,3 \pm 0,2$ (-15,6 a -15,1)	$10,2 \pm 0,2$ (10,1 – 10,6)	-
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (7)	$-15,1 \pm 0,5$ (-15,5 a -14,3)	$9,3 \pm 0,7$ (8,5 – 10,4)	0,92
<i>Heptranchias perlo</i> (1)	-20,8	11,3	-

<i>Mustelus canis</i> (3)	-17,1 ± 0,2 (-17,1 a -16,6)	10,7 ± 0,4 (9,9 – 10,8)	-
<i>Rhizoprionodon lalandii</i> (3)	-14,9 ± 0,2 (-15,3 a -14,8)	9,4 ± 0,4 (9,3 – 10,2)	-
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (2)*	-15,2 ± 0,06 (-15,3 a -15,1)	9,3 ± 0,03 (9,2 – 9,3)	-
Raias			
<i>Hypanus berthaltutzae</i> (10)	-14,9 ± 0,7 (-15,9 – -13,2)	9,0 ± 0,7 (6,3 – 10,9)	3,14
<i>Hypanus guttatus</i> (7)	-12,4 ± 2,8 (-17,2 – -11,2)	6,3 ± 1,0 (3,7 – 8,7)	12
<i>Narcine brasiliensis</i> (2)	-13,5 ± 1,0 (-14,5 – -12,5)	12,7 – 0,3 (12,4 – 13,1)	-
<i>Rhinoptera bonasus</i> (1)	-13,8	5,5	-

Fonte: Elaborado pela autora.

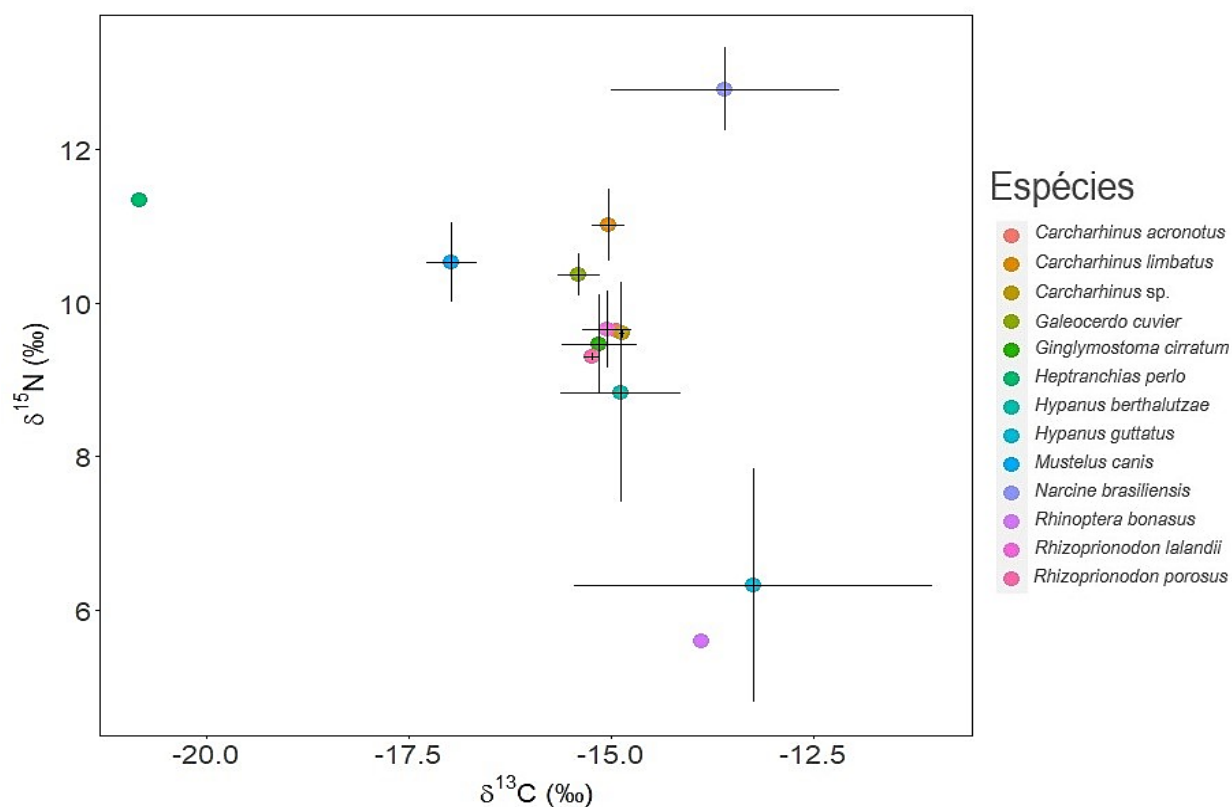
Legenda: *Para essas espécies de tubarões, os valores isotópicos foram atribuídos para os espécimes juvenis e adultos (não inclui amostras dos embriões).

A distribuição dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ pode ser demonstrada na relação entre espaços isotópicos de espécies coletadas em uma mesma região. No presente estudo, *N. brasiliensis* apresentou os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre todas as espécies estudadas, superiores a 12‰. A maioria das espécies apresentou valores entre 8‰ e 12‰, incluindo todas as espécies de tubarões amostradas, assim como a raia *H. berthaltutzae*. Por fim, as espécies de raias *H. guttatus* e *R. bonasus* apresentaram valores de $\delta^{15}\text{N}$ menores que de 8‰ (Figura 23).

Com relação aos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$, a espécie de tubarão *H. perlo* foi a única que apresentou valores próximos a -20‰. A maioria das espécies obteve valores entre -17,5‰ e -15‰, como observado nas espécies: *C. acronotus*, *C. limbatus*, *Carcharhinus sp.*, *G. cuvier*, *G. cirratum*, *H. perlo*, *M. canis*, *R. lalandii*, *R. porosus* e *H. berthaltutzae*. Já os valores entre -15‰ e -12,5‰ foram obtidos principalmente nas espécies de raias, *N. brasiliensis*, *H. guttatus* e *R. bonasus*.

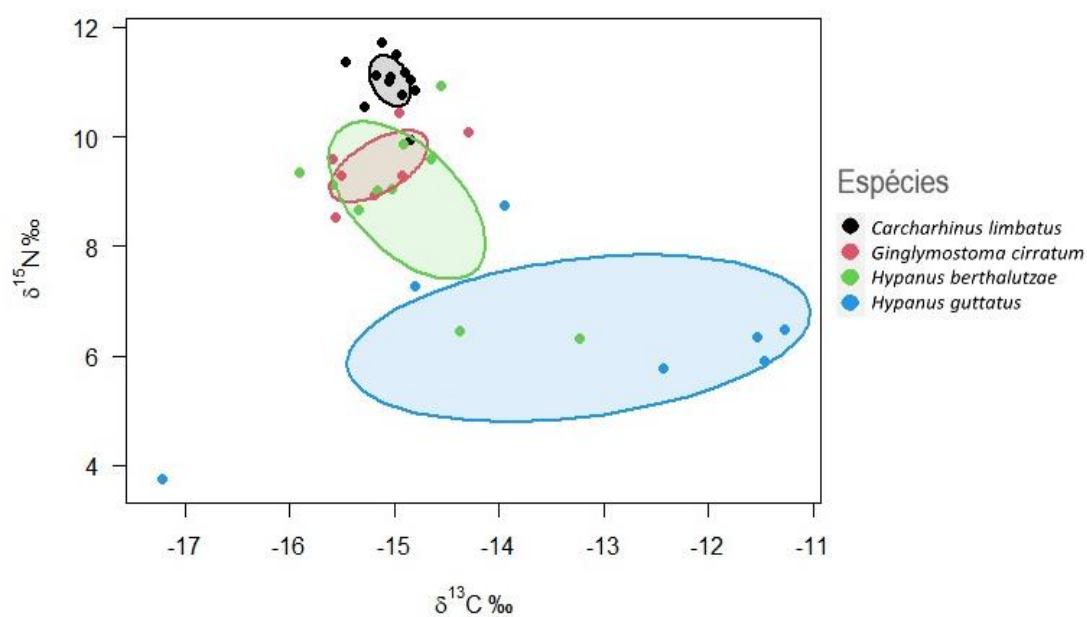
Os nichos isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 24), analisados por meio da metodologia SIBER, foram empregados para uma melhor compreensão da variabilidade isotópica entre as espécies. Contudo, é importante ressaltar que esta análise apresenta uma limitação, que exige um número mínimo de cinco amostras por grupo para definir as áreas do nicho. Assim, essa análise foi realizada apenas para as seguintes espécies de tubarões: *Carcharhinus limbatus* (n = 12) e *Ginglymostoma cirratum* (n = 7) e para as raias: *Hypanus berthaltutzae* (n = 10) e *Hypanus guttatus* (n = 7).

Figura 23 - Espaço isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para as espécies de tubarões e raias desembarcadas no município de Fortaleza, Ceará, Brasil.



Fonte: Elaborado pela autora.

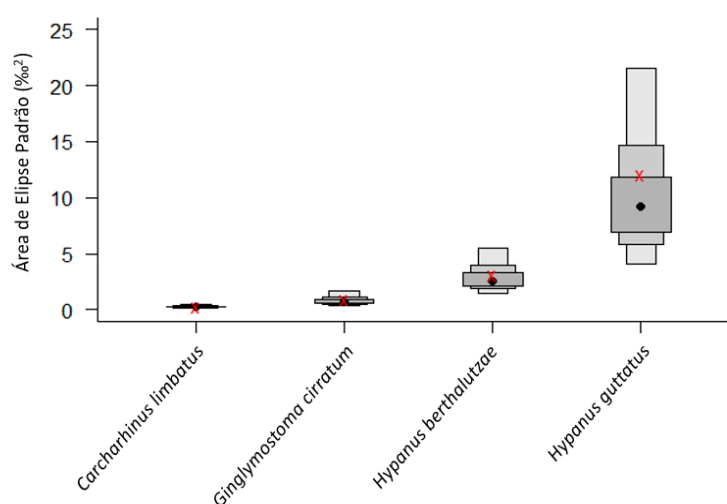
Figura 24 - Nicho isotópico da relação de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ ocupado por espécies de elasmobrânquios capturados no Município de Fortaleza, Ceará. Cada elipse e cor representa uma espécie.



Fonte: Elaborado pela autora.

Segundo essa análise e o cálculo da área de elipse padrão (SEAc), as espécies de tubarões apresentaram as menores variações isotópicas, com área de elipse de $0,30\%{}^2$ para *C. limbatus* e $0,92\%{}^2$ para *G. cirratum*, sugerindo maior especialização quando a sua alimentação. As espécies de raias, apresentaram as maiores áreas de nicho isotópico com $3,14\%{}^2$ para *H. berthallutzae* e $12\%{}^2$ para *H. guttatus*, sugerindo uma alimentação mais generalista para essas espécies, sendo possível visualizar a comparação entre áreas no gráfico da Figura 25.

Figura 25 - Comparação entre as áreas de elipse padrão do nicho isotópico (SEAc) obtida entre as espécies de elasmobrânquios desembarcadas no Município de Fortaleza, Ceará.



Fonte: Elaborada pela autora.

Legenda: Estimativas posteriores de SEAs (com intervalos de confiança de 75%, 50% e 95%) para cada uma das espécies analisada. O “x” em vermelho representa a estimativa média do SEAc.

Foi encontrada sobreposição de nicho isotópico entre duas espécies, o tubarão *G. cirratum* e a raia *H. berthallutzae*. A espécie *G. cirratum* apresentou uma sobreposição de nicho isotópico de 92% com a raia *H. berthallutzae*. Por outro lado, apenas 27% do nicho isotópico da raia estava em sobreposição com *G. cirratum* (Figura 24).

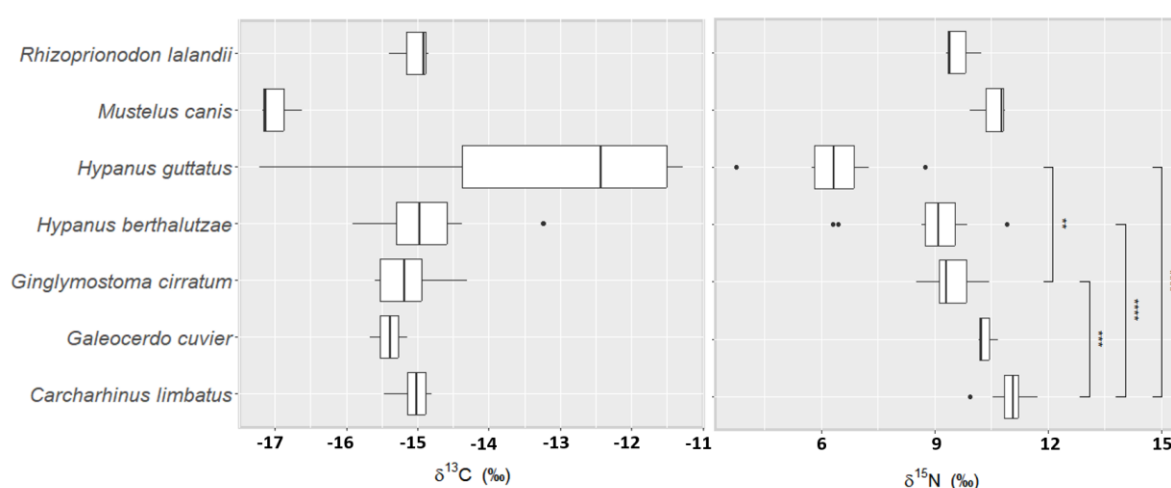
5.8 Comparação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e das concentrações de Hg total entre as espécies de tubarões e raias.

A análise das diferenças significativas nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e das concentrações de Hg entre as espécies apresentou uma limitação. Para garantir resultados estatísticos mais confiáveis, foram excluídas as espécies com menos de três amostras. Dessa forma, as diferenças entre essas variáveis foram analisadas nas seguintes espécies: *R. lalandii* (n = 3),

M. canis (n = 3), *Hypanus guttatus* (n = 7), *H. berthallutzae* (n = 10), *G. cirratum* (n = 7), *G. cuvier* (n = 3) e *C. limbatus* (n = 12).

Foram encontradas diferenças significativas entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para as espécies amostradas (Teste *Kruskal Wallis*; $H = 16,2$, $df = 6$, $n = 45$, $p = 0,012$). No entanto, não houve diferença significativa entre pares específicos de espécies. Esse resultado pode ser atribuído à grande variabilidade de fontes de carbono demonstrada para algumas das espécies (Figura 26).

Figura 26 - Boxplot comparativos dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies de tubarões e raias desembarcadas no município de Fortaleza, Ceará, Brasil.



Fonte: Elaborada pela autora.

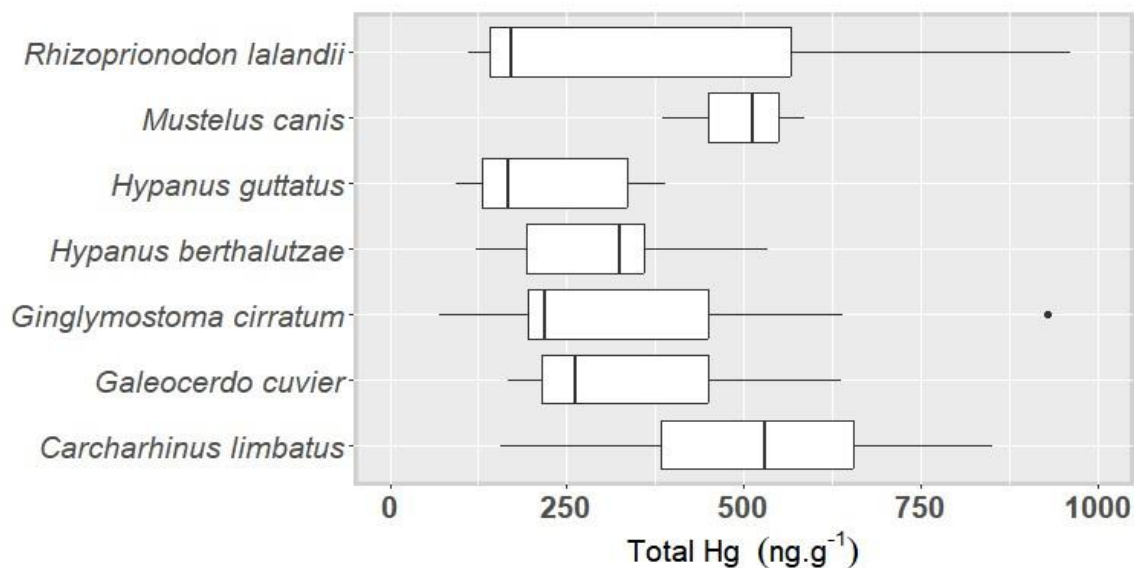
Legenda: Os asteriscos representam as diferenças significativas entre as espécies, através do teste *Post-hoc de Wilcoxon* em pares, ** $p \leq 0,05$, *** $p \leq 0,01$, **** $p \leq 0,001$.

Para $\delta^{15}\text{N}$, foram encontradas diferenças significativas entre as espécies estudadas (Teste *Kruskal Wallis*; $H = 33,6$, $df = 6$, $n = 45$, $p < 0,001$) (Figura 26). O tubarão *C. limbatus* mostrou um maior enriquecimento do isótopo em comparação com o tubarão *G. cirratum* (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*, $p = 0,003$) e também com as raias *H. berthallutzae* (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*, $p < 0,001$) e *H. guttatus* (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*, $p < 0,001$). Além disso, observou-se uma diferença significativa entre *G. cirratum* e *H. guttatus* (Teste de *Post-hoc Wilcoxon*, $p = 0,02$), com o primeiro apresentando maior enriquecimento.

Com relação às concentrações de Hg, não foram encontradas diferenças significativas entre as espécies estudadas (Teste de *Kruskal-Wallis*; $H = 9,28$, $df = 6$, $n = 45$, $p = 0,159$). Essa falta de significância pode ser atribuída à grande variabilidade das concentrações do metal em cada uma das espécies avaliadas (Figura 27). Por fim, não foram

encontradas correlações significativas das concentrações de Hg com os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ para nenhuma das espécies estudadas.

Figura 27 - Boxplot comparativos das concentrações de Hg total (ng.g^{-1} , peso úmido) entre as espécies de tubarões e raias capturadas no município de Fortaleza, Ceará, Brasil.



Fonte: Elaborado pela autora.

5.9 Avaliação de Risco de Exposição do Hg

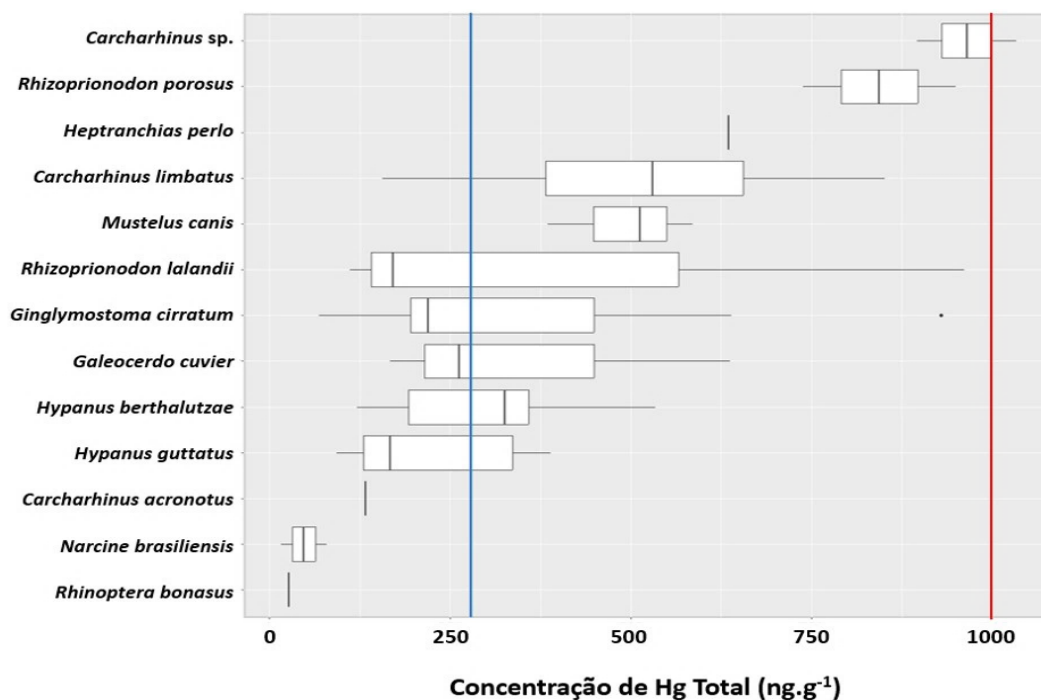
Das 13 espécies de elasmobrânquios do presente estudo, apenas uma espécie, *Carcharhinus* sp., ultrapassou o limite de segurança de exposição humana permitido pela ANVISA (1.000 ng.g^{-1} , peso úmido) (Figura 28). O valor máximo de concentração de Hg obtido em um único exemplar desta espécie foi de 1.034 ng.g^{-1} , peso úmido.

Comparando essas concentrações de Hg ao Nível Seguro de Consumo Local (FSL local), estabelecido para a população do Ceará em 280 ng.g^{-1} , peso úmido (Bezerra *et al.*, 2023), aproximadamente 76% das espécies ($n = 10$) ultrapassaram esse limite de segurança (Figura 28). As espécies que se mantiveram abaixo do nível, foram apenas as raias *N. brasiliensis* e *R. bonasus*, e uma espécie de tubarão, *C. acronotus*.

Os valores calculados para Estimativa de Ingestão Diária (EDI) e o Quociente de Risco (THQ), para adultos e crianças estão apresentados na Tabela 7. Os resultados obtidos para o cálculo do EDI indicaram que 10 das 13 espécies estudadas ($\sim 76\%$), apresentaram estimativas iguais ou superiores a $0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de Hg, para consumidores adultos, média de 70 kg de peso corporal. Já para crianças, média de 15 kg de peso corporal, 12 das 13 espécies apresentaram estimativas iguais ou superiores da dose indicada ($\sim 92\%$). Para os

dois grupos de consumidores, apenas a raia *R. bonasus* apresentou concentrações a abaixo da dose de referência diária.

Figura 28 - Boxplot comparativo das concentrações de Hg total das espécies de tubarões e raias com o limite estabelecido pela ANVISA (1.000 ng.g⁻¹) e com o FSL local (280 ng.g⁻¹), parâmetro indicado para adultos (70kg).



Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda: A linha vertical em azul representa o FSL local para o Ceará, de 280 ng.g⁻¹ (Bezerra *et al.*, 2023), e a linha vertical em vermelho representa o limite estabelecido pela ANVISA, de 1.000 ng.g⁻¹.

Tabela 7 - Mediana e intervalo interquartil (IQR) das concentrações de Hg total no músculo (mg.Kg⁻¹, peso úmido), da Estimativa de risco Ingestão Diária (EDI) e do Quociente de Risco (THQ), para adultos (70 kg) e crianças (15 kg).

Espécies (n)	Hg Total (Mediana ± IQR)	EDI - Adultos	EDI -Crianças	THQ - Adultos	THQ - Crianças
Tubarões					
<i>Carcharhinus acronotus</i> (1)	0,13	≤ DRf	0,0002	< 1	2,15
<i>Carcharhinus limbatus</i> (12)	0,53 ± 0,2	0,0002 ± 0,0001	0,0009 ± 0,0004	1,86 ± 0,95	8,65 ± 4,4
<i>Carcharhinus sp.</i> (2)	0,96 ± 0,06	0,0003	0,0016 ± 0,0001	3,38 ± 0,24	15,7 ± 1,1
<i>Galeocerdo cuvier</i> (3)	0,26 ± 0,23	0,0001 ± 0,0001	0,0004 ± 0,0004	0,92 ± 0,83	4,2 ± 3,8
<i>Ginglymostoma cirratum</i> (7)	0,21 ± 0,25	0,0001 ± 0,0001	0,0004 ± 0,0004	0,77 ± 0,89	3,5 ± 4,1
<i>Hepranchias perlo</i> (1)	0,63	0,0002	0,0010	2,22	10,3
<i>Mustelus canis</i> (3)	0,51 ± 0,10	0,0002 ± 0	0,0008 ± 0,0002	1,8 ± 0,35	8,3 ± 1,6
<i>Rhizoprionodon lalandii</i> (3)	0,17 ± 0,44	0,0001 ± 0,0001	0,0003 ± 0,0007	0,60 ± 1,46	2,7 ± 6,9
<i>Rhizoprionodon porosus</i> (2)	0,84 ± 0,1	0,0003 ± 0	0,0014 ± 0,0002	2,9 ± 0,37	13,7 ± 1,7

Raias					
<i>Hypanus berthallutzae</i> (10)	0,32 ± 0,16	0,0001 ± 0,0001	0,0005 ± 0,0003	1,12 ± 0,56	5,2 ± 2,6
<i>Hypanus guttatus</i> (7)	0,16 ± 0,20	0,0001 ± 0,0001	0,0003 ± 0,0003	0,56 ± 0,7	2,6 ± 3,2
<i>Narcine brasiliensis</i> (2)	0,04 ± 0,03	≤ DRf	0,0001 ± 0,0001	< 1	0,76 ± 0,5
<i>Rhinoptera bonasus</i> (1)	0,02	≤ DRf	≤ DRf	< 1	< 1

Fonte: Elaborado pela autora.

Com relação ao THQ, valores acima de 1 representam risco de exposição de Hg para consumidores humanos, de modo que, para os adultos, três espécies se mantiveram abaixo desse limite (~ 23%) e seis ultrapassaram esse nível (~ 46%), considerando as crianças, um total de 11 espécies ultrapassaram o limite de risco (~ 84%).

5.10 Recomendação de consumo seguro em humanos

Levando em consideração a avaliação de risco de consumo humano das espécies estudadas, a Tabela 8 apresenta uma sugestão de número máximo de refeições mensais, tanto para adultos quanto para crianças. A recomendação de consumo de elasmobrânquios, variou entre espécies, de modo que os tubarões: *C. limbatus*, *H. perlo*, *M. canis* e *R. porosus*; e a raia: *H. berthallutzae*; apresentam as menores quantidades de refeições mensais recomendadas entre os dois grupos de consumidores avaliados, não sendo indicado o seu consumo de forma frequente (Tabela 8).

Tabela 8 - Número máximo de refeições ao mês das espécies de cada uma das espécies de tubarões e raias, para adultos (70 kg) e crianças (15 kg).

Espécies (n)	Máximo de refeições mensal - Adultos	Máximo de refeições mensal - Crianças
Tubarões		
<i>Carcharhinus acronotus</i>	11	5
<i>Carcharhinus limbatus</i>	3 ± 5	1 ± 2
<i>Carcharhinus sp.</i>	1 ± 21	1 ± 9
<i>Galeocerdo cuvier</i>	5 ± 6	2 ± 3
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	6 ± 6	3 ± 2
<i>Heptranchias perlo</i>	2	1
<i>Mustelus canis</i>	3 ± 14	1 ± 6
<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	8 ± 3	4 ± 1
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	2 ± 13	1 ± 6
Raias		
<i>Hypanus berthallutzae</i>	4 ± 9	2 ± 4
<i>Hypanus guttatus</i>	9 ± 7	4 ± 3
<i>Narcine brasiliensis</i>	>16	13 ± 20
<i>Rhinoptera bonasus</i>	>16	>16

Fonte: Elaborado pela autora.

6 DISCUSSÃO

6.1 Hg total em elasmobrânquios

Pesquisas em todo o mundo tem destacado como a contaminação química afeta tubarões e raias (Bezerra *et al.*, 2019; Tiktak *et al.*, 2020). Esses peixes cartilagosos são particularmente vulneráveis devido às suas características de longevidade, crescimento lento, maturidade sexual tardia e baixa fecundidade (Dulvy *et al.*, 2017), o que dificulta a reestruturação de suas populações, geralmente associados a pesca. A contaminação por Hg tem sido amplamente estudada, principalmente por seu impacto na saúde humana. No entanto, ainda há lacunas significativas no entendimento de como esse metal afeta a saúde desses animais, devido à dificuldade em estabelecer limites seguros de concentração de Hg que não causem danos a sua saúde (Bezerra *et al.*, 2019; Tiktak *et al.*, 2020).

As concentrações de Hg total no presente estudo apresentaram grande variação entre as espécies estudadas, tanto no músculo quanto no fígado e cérebro. Comparando com dados publicados na literatura, as concentrações de Hg no músculo dessas espécies estão dentro dos níveis já registrados, como apresentado na tabela em Apêndice.

A concentração de Hg no músculo do único exemplar de *C. acronotus* amostrado foi de 132 ng.g⁻¹, que está na faixa mais baixa da concentração (80 a 1.670 ng.g⁻¹) observada nessa espécie em exemplares coletados na costa amazônica do Brasil (Souza-Araújo *et al.*, 2021). A maior concentração de Hg registrada para essa espécie foi reportada para o Golfo do México, EUA, com concentrações máximas de até 4.900 ng.g⁻¹ (Matulik *et al.*, 2017).

Para *C. limbatus*, as concentrações de Hg obtidas para os 12 indivíduos analisados variaram entre 156 e 851 ng.g⁻¹. A menor concentração já registrada para essa espécie foi em um estudo realizado nos Estados Unidos, em que 21 indivíduos apresentaram concentrações entre 60 e 2.300 ng.g⁻¹ (Adams *et al.*, 2015). Por outro lado, a maior concentração registrada para essa espécie foi no Golfo do México, onde 21 indivíduos apresentaram concentração média de 3.330 ng.g⁻¹ (Núñez-Nogueira, 2005).

As concentrações de Hg no músculo dos três indivíduos de *G. cuvier* variaram de 166 a 637 ng.g⁻¹ no presente estudo. A menor concentração já registrada para esta espécie foi em um estudo realizado no Maranhão, Brasil, onde um indivíduo apresentou 167 ng.g⁻¹ (Wosnick *et al.*, 2021b), enquanto a maior concentração já registrada foi em um estudo realizado nas Bahamas, EUA, com concentrações de até 1.930 ng.g⁻¹ (Shiplely *et al.*, 2021).

Para *G. cirratum*, as concentrações obtidas para sete indivíduos neste estudo variaram de 69 a 929 ng.g⁻¹. A menor concentração de Hg no músculo registrada para esta espécie foi de 69 ng.g⁻¹, em um espécime coletado no Caribe, Estados Unidos (Monteiro-

Alvarez *et al.*, 2014). Por outro lado, a maior concentração registrada para esta espécie foi no Maranhão, Brasil, que atingiu até 7.525 ng.g⁻¹ (Wosnick *et al.*, 2021a).

Para *H. perlo*, a concentração obtida neste estudo foi de 635 ng.g⁻¹ para um único indivíduo. Esta espécie habita grandes profundidades, de 30 a 700 metros, tornando-a difícil de ser capturada pela pesca artesanal (Basusta, 2016; El Kamel-Moutalibi *et al.*, 2014). Dessa forma, este é o primeiro registro de concentrações de Hg para esta espécie no Brasil. A menor concentração registrada para a espécie foi em um estudo na China, com uma média de 75 ng.g⁻¹ em 33 espécimes (Asante *et al.*, 2008), enquanto a maior concentração registrada foi em um estudo na Itália, atingindo até 13.250 ng.g⁻¹ (Storelli e Macotrigiano, 2004).

Para *M. canis*, a concentração de Hg no músculo variou de 384 a 586 ng.g⁻¹, em três indivíduos. Valores próximos foram observados em um estudo realizado no litoral sul do Brasil, com concentrações médias de Hg próximas a 410 ng.g⁻¹ (Pinho *et al.*, 2002). No entanto, as maiores concentrações foram registradas em um estudo na Flórida, Estados Unidos, com uma média de 825 ng.g⁻¹ (Taylor *et al.*, 2014).

As concentrações de Hg no músculo obtidas para três espécimes de *R. lalandii* variaram entre 111 e 961 ng.g⁻¹. As menores concentrações para esta espécie foram registradas em um estudo realizado na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil, com concentrações entre 5,3 e 70 ng.g⁻¹ em 45 espécimes (Lacerda *et al.*, 2000). A maior concentração também foi registrada no Rio de Janeiro, atingindo até 16.000 ng.g⁻¹ em um estudo com 22 espécimes (Amorim-Lopes *et al.*, 2020).

Para *R. porosus*, as concentrações de Hg neste estudo variaram de 42 a 950 ng.g⁻¹ em sete espécimes. As menores concentrações registradas foram em um estudo no Rio de Janeiro, Brasil, variando de 1,9 a 22 ng.g⁻¹ em 12 espécimes (Lacerda *et al.*, 2000), enquanto a maior concentração registrada foi na costa amazônica do Brasil, atingindo até 1.550 ng.g⁻¹ em cinco indivíduos (Souza-Araújo *et al.*, 2022).

Para *H. berthaltzae*, as concentrações de Hg no músculo nos 10 espécimes analisados variaram entre 121 e 534 ng.g⁻¹, enquanto em um estudo também realizado no Ceará, as concentrações apresentaram uma maior variabilidade, entre 200 e 1.197 ng.g⁻¹ em 12 espécimes (Moura *et al.*, 2020). Essa é uma espécie endêmica do Brasil.

Com relação à *H. guttatus*, sete indivíduos apresentaram concentrações de Hg muscular variando de 93 a 389 ng.g⁻¹. Entretanto, concentrações mais baixas (10 a 70 ng.g⁻¹) foram encontradas em cinco espécimes capturadas na Costa Amazônica do Brasil (Souza-

Araújo *et al.*, 2022), enquanto a maior concentração foi registrada em um estudo em Pernambuco, Brasil, para 17 espécimes, atingindo até 2.130 ng.g⁻¹ (Júlio *et al.*, 2022).

Para a espécie *N. brasiliensis*, as concentrações de Hg no músculo variaram de 16 a 79 ng.g⁻¹ em dois espécimes. No entanto, concentrações mais variáveis foram identificadas em um estudo com oito espécimes realizado na costa amazônica do Brasil, variando de 10 a 350 ng.g⁻¹ (Souza-Araújo *et al.*, 2022). As maiores concentrações foram registradas em 22 espécimes amostrados em Espírito Santo, Brasil, variando de 600 a 860 ng.g⁻¹ (Amorim-Lopes *et al.*, 2019).

Finalmente, um único espécime da raia *R. bonasus* apresentou concentração de Hg muscular de 26,8 ng.g⁻¹. As menores concentrações registradas para esta espécie variaram de 4 a 32 ng.g⁻¹ em nove espécimes amostrados no Ceará, Brasil (Moura *et al.*, 2020). No entanto, as maiores concentrações foram identificadas em um estudo com quatro espécies na Flórida, EUA, atingindo até 640 ng.g⁻¹ (Adams *et al.*, 2003).

Com relação a acumulação de Hg no fígado, das sete espécies que foram amostradas, seis já apresentavam dados disponíveis na literatura. Foi possível identificar que as espécies *G. cuvier* e *R. lalandii* apresentam concentrações próximas às concentrações já reportadas, enquanto para as espécies *C. limbatus*, *G. cirratum*, *R. porosus* e *N. brasiliensis*, as concentrações de Hg no fígado são as menores já reportadas para essas espécies.

A espécie *C. limbatus* apresentou concentrações de Hg no fígado para um indivíduo igual a 15,6 ng.g⁻¹, sendo a menor concentração já registrada para a espécie. Outros estudos realizados no Brasil e no México registraram concentrações médias de 160 ng.g⁻¹ (Wosnick *et al.*, 2021b) e 7.780 ng.g⁻¹ (Núñez-Nogueira, 2005), respectivamente.

Com relação à espécie *G. cuvier*, as concentrações de Hg no fígado variaram entre 77 e 449 ng.g⁻¹, obtidas para dois espécimes. As menores e maiores concentrações já registradas na literatura foram entre 90 e 20.090 ng.g⁻¹ para 114 espécimes amostrados no Japão (Endo *et al.*, 2015).

Para *G. cirratum*, as concentrações de Hg no fígado variaram entre 11 e 41 ng.g⁻¹ em três indivíduos. Apenas um estudo realizado no Maranhão, Brasil, relatou concentrações hepáticas do metal para a espécie, variando entre 141 e 396 ng.g⁻¹ em três indivíduos amostrados (Wosnick *et al.*, 2021b).

Apenas para um único espécime de *R. lalandii* foi possível amostrar Hg no fígado, obtendo uma concentração de 59 ng.g⁻¹. Concentrações hepáticas para esta espécie em um estudo realizado no Rio de Janeiro, Brasil, variaram entre 20 e 3.500 ng.g⁻¹ em 22 indivíduos (Amorim-Lopes *et al.*, 2020).

Para *R. porosus*, as concentrações de Hg no fígado foram obtidas para cinco embriões, variando entre 9 e 15 ng.g⁻¹. Um estudo realizado no Rio de Janeiro, Brasil, com 20 espécimes, tanto embriões quanto adultos, obtiveram uma faixa que variou de 50 a 280 ng.g⁻¹ (Amorim-Lopes *et al.*, 2020). Maiores concentrações (347 e 576 ng.g⁻¹) foram relatadas em um estudo realizado no Maranhão, Brasil (Wosnick *et al.*, 2021b).

As concentrações de Hg hepático em dois indivíduos de *N. brasiliensis* variaram entre 16 e 52 ng.g⁻¹ no presente estudo. Na literatura, apenas um estudo já havia reportado concentrações hepáticas para a espécie, variando entre 410 e 1.000 ng.g⁻¹ em 22 indivíduos amostrados no estado do Rio de Janeiro (Amorim-Lopes *et al.*, 2019).

Para a espécie de tubarão *M. canis*, não foram encontrados dados comparativos de concentração de Hg no fígado, sendo este estudo possivelmente o primeiro registro para a espécie, que obteve 127 ng.g⁻¹.

Para o tecido cerebral, apenas duas espécies apresentam resultados prévios, *C. limbatus* e *R. lalandii*. Para a espécie *C. limbatus*, a concentração de Hg no órgão variou de 15 a 83,9 ng.g⁻¹, estando abaixo da concentração média reportada na literatura (1.330 ng.g⁻¹) (Núñez-Nogueira, 2005). Já em *R. lalandii*, a concentração de Hg no cérebro variou de 11 a 84 ng.g⁻¹, enquanto o estudo de Amorim-Lopes *et al.* (2020) registrou concentrações que variaram de 10 a 6.200 ng.g⁻¹.

Para as demais espécies, não foram encontradas concentrações de Hg cerebral. Portanto, este estudo reporta os primeiros registros de Hg no cérebro das espécies de tubarões *C. acronotus*, *G. cuvier*, *G. cirratum*, *M. canis* e *R. porosus*; e das raias *H. berthallutzae*, *H. guttatus* e *R. bonasus*.

6.2 Distribuição de Hg total em tecidos e órgãos de elasmobrânquios

Em tubarões, as concentrações de Hg total no músculo se mostraram superiores às do fígado. Esse resultado corrobora com alguns estudos que já realizaram essa comparação em diversas espécies de tubarões (Branco *et al.*, 2007, Coelho *et al.*, 2010, Pethybridge *et al.*, 2010, Nam *et al.*, 2011, Delshad *et al.*, 2012, Hurtado-Banda *et al.*, 2012, Bergés-Tiznado *et al.*, 2015, Obryhim *et al.*, 2017, Amorim-Lopes *et al.*, 2020) e de outros grandes peixes pelágicos (Torres *et al.*, 2015; Licata *et al.*, 2005).

Bergés-Tiznado *et al.* (2015) também relataram concentrações de Hg maiores no músculo do que em fígado de tubarões-martelo, *Sphyrna lewini*. Os autores relacionaram esse resultado à alta atividade de reações alimentares realizada por diversas espécies de tubarões, que podem resultar em uma sobrecarga de contaminantes no fígado, que por sua

vez, passa a redirecionar constantemente esses elementos para outros órgãos e tecidos, que são utilizados como sumidouro, como é o caso do músculo.

Segundo Obryhim *et al.* (2017), em um estudo com duas espécies de tubarões, tubarão-martelo (*Sphyrna tiburo*) e tubarão-seda (*Carcharhinus falciformis*), sugeriram que esse resultado pode estar relacionado ao fato de o Hg apresentar alta afinidade pelo grupo sulfidríla, associado aos aminoácidos tiol, que estão amplamente presentes no tecido muscular. Isso pode ocasionar uma maior concentração do metal nesse tecido. Outro fator relatado pelos autores é a presença do selênio (Se) no fígado, já que este pode atenuar os efeitos do Hg, especialmente em sua forma química mais tóxica, o metilmercúrio (MeHg), por meio de um processo de desmetilação. O Se é capaz de converter esse Hg orgânico em Hg inorgânico, que é mais facilmente eliminado pelo fígado, resultando em uma considerável diminuição das concentrações do metal neste órgão em tubarões.

No entanto, para outros organismos marinhos esse padrão de distribuição corporal não foi encontrado, como para várias outras espécies de peixes teleósteos e tartarugas marinhas, onde as concentrações são maiores no fígado do que em outros tecidos/órgãos, incluindo o músculo (Mieiro *et al.*, 2009; Adams *et al.*, 2010; Adams e Sonne, 2013, Bezerra *et al.*, 2013). Para esses organismos, esse fato pode ser explicado principalmente pela baixa atividade digestiva e metabolismo mais lento dessas espécies, que permitem a maior acumulação do metal (Pethybridge *et al.*, 2010). Mesmo com estudos pretéritos que corroboram com os resultados apresentados nesse estudo sobre essa distribuição de Hg ser maior no músculo do que no fígado de espécies de elasmobrânquios, resultados que demonstram uma distribuição contrária (Hg maior no fígado do que no músculo) também já foram relatados, principalmente para indivíduos adultos de tubarões e raias (Lyons *et al.*, 2017; Endo *et al.*, 2008; Endo *et al.*, 2017). Desse modo, a distribuição de Hg entre esses tecidos ainda apresenta resultados inconclusivos.

Nas espécies de raias analisadas, não foram observadas diferenças significativas nos níveis de Hg entre músculo e fígado. No entanto, dados da literatura sobre essa comparação, também indicaram que as concentrações de Hg no músculo são maiores que as do fígado (Gutiérrez-Mejía *et al.*, 2009; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2013). O resultado apresentado, pode ser atribuído ao número limitado de amostras de fígado de raias disponíveis, já que apenas duas amostras não trazem segurança estatística para essa comparação. A mesma limitação, pode ter acontecido com a comparação das concentrações de Hg entre fígado e cérebro de tubarões e raias, que não demonstraram diferenças significativas.

As concentrações de Hg no músculo foram mais elevadas do que no cérebro, tanto de tubarões quanto de raias. Essa distribuição relativa já foi estabelecida em espécies de tubarões, corroborando dados encontrados na literatura (Nam *et al.*, 2011; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015; Ehnert-Russo *et al.*, 2020; Amorim-Lopes *et al.*, 2020). Por exemplo, o estudo conduzido por Ehnert-Russo *et al.* (2020) mostrou concentrações de Hg no músculo de 40 a 3.091 ng.g⁻¹, enquanto no cérebro variou entre 5 e 1.107 ng.g⁻¹, para o tubarão *Rhizoprionodon terraenovae*. Essa tendência pode ser atribuída à complexidade do trajeto que o Hg deve percorrer até o cérebro. Um estudo sobre neurotoxicidade do Hg em mamíferos, indicou que o metal, após entrar no corpo, precisa ser absorvido pela corrente sanguínea e, ao se ligar a moléculas de tiol (como a cisteína), consegue ser levado até o cérebro, necessitando de transportadores de aminoácidos para serem carreados ativamente pela barreira hematoencefálica (Zheng *et al.*, 2003).

De todo modo, quando comparado aos demais vertebrados, a contaminação de Hg no cérebro dos tubarões apresentou peculiaridades. Em animais vertebrados, já se constatou que grande parte do Hg encontrado nesse órgão está na forma de MeHg. No entanto, um estudo realizado no cérebro do tubarão *Rhizoprionodon terraenovae* verificou que o MeHg não representa a maioria do Hg presente no órgão (Ehnert-Russo *et al.*, 2020). Esse resultado foi visto pelos autores como um mecanismo próprio do cérebro desses peixes, que pode apresentar maior resistência a incorporação do MeHg ou até mesmo apresentar mecanismo de desmetilação do metal antes da sua entrada no órgão. De todo modo, isso pode ser um indicativo de resistência do cérebro de tubarões na presença de contaminantes como o Hg. Não se tem conhecimento de dados de contaminação de Hg em cérebro de raias, impossibilitando comparações com a literatura quanto a esse aspecto.

Por fim, também foi encontrada correlação entre concentrações de Hg no músculo e no cérebro de tubarões, mais especificamente para duas espécies: *Carcharhinus limbatus* (tubarão-galha-preta) e *Ginglymostoma cirratum* (tubarão-lixia). Bastos *et al.* (2015), em uma avaliação de Hg no músculo e cérebro de oito espécies de bagres, determinou que o Hg no músculo de peixes podem ser uma ferramenta útil para prever concentrações de Hg no cérebro. Correlações entre o Hg presente no músculo e cérebro de tubarões já foram descritas na literatura (Ehnert-Russo *et al.*, 2020; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015). De modo geral, resultados como esses mostram-se importantes uma vez que ainda são poucos os registros de contaminação no cérebro para espécies de tubarões, e que o cérebro é um órgão considerado alvo para a maioria dos organismos vertebrados.

Com relação as espécies de raias, não foram encontradas correlações entre o músculo e cérebro, provavelmente devido ao número amostral limitado de cérebro obtidas no presente estudo. O mesmo pode ser atribuído para as comparações realizadas com fígado (que não obteve correlação nem com o músculo nem com o cérebro), já que foi o órgão com menor representatividade amostral do estudo.

6.3 Contaminação por Hg e conservação de elasmobrânquios

Recentemente alguns estudos com peixes teleósteos tem avaliado aspectos relacionados a toxicidade de Hg para diversas espécies (Depew *et al.*, 2012; Dillon *et al.*; 2010, Scheuhammer *et al.*, 2015). Frente a esses estudos, os autores estabeleceram um nível de efeito adverso observável, conhecido pela sigla LOAEL (*Lowest Observable Adverse Effect Level*), que indica um limite de 500 ng.g⁻¹, peso úmido, para tecido muscular de peixes marinhos e de água doce.

Aproximadamente 69% das espécies analisadas do presente estudo apresentaram indivíduos com concentrações de Hg maiores que esse limite de efeito adverso. Embora apenas 3 espécies (23% do total) apresentaram a mediana das concentrações acima do limite LOAEL (Figura 20). Esse cenário, indica a grande probabilidade de efeitos relacionados a alterações significativas no comportamento desses indivíduos, como evitação de predadores e mudanças nas estratégias reprodutivas (Scheuhammer *et al.*, 2015). Essa constatação ressalta a preocupação de que a presença de Hg possa comprometer a saúde de espécies já conhecidamente vulneráveis.

Segundo dados disponíveis pela IUCN (2023), as espécies de elasmobrânquios estudadas estão presentes em três categorias de ameaça: quase ameaçadas, vulneráveis e em perigo. Entre as espécies quase ameaçadas encontram-se os tubarões *G. cuvier*, *M. canis* e *H. perlo*, e as raias *H. guttatus* e *N. brasiliensis*. Nessa categoria, apenas as concentrações de Hg muscular de indivíduos das espécies de tubarões excederam esse limite de efeito adverso.

No que diz respeito às espécies vulneráveis, estão os tubarões *C. limbatus*, *R. porosus*, *R. lalandii* e *G. cirratum*, e as raias *H. berthallutzae* e *R. bonasus*. Todas as espécies apresentaram indivíduos com concentrações que ultrapassaram o limite, exceto a raia *R. bonasus*. Por fim, a espécie *C. acronotus*, a única classificada como em perigo no estudo, foi também o único tubarão cujos indivíduo apresentou concentração de Hg que não ultrapassou o limite de efeito adverso LOAEL.

De todo modo, é importante destacar que o limite de efeito adverso utilizado, por ter sido direcionado aos peixes ósseos, pode não refletir adequadamente a realidade das espécies de tubarões e raias. Tiktak *et al.* (2020), destacam que a ampla diversidade de tubarões e raias, evidenciada por suas variadas estratégias de vida, habitats, tamanhos, idade, posição trófica e dieta, resulta em diferentes níveis de tolerância à exposição a poluentes. Portanto, estabelecer limites de efeitos adversos para esses peixes cartilagosos se revela uma tarefa complexa.

Outro fator que pode interferir na saúde de tubarões e raias está relacionado ao fato de que muitos desses peixes já nascem com certa carga de Hg em seu corpo. A transferência materna ocorre quando há descarga de uma determinada quantidade de contaminantes da fêmea grávida para seus embriões, durante o processo reprodutivo (Lyons e Lowe, 2013). Esse processo é particularmente confirmado em espécies vivíparas placentárias, pois os filhotes se desenvolvem no útero da fêmea sem contato direto com o ambiente externo, de modo que a única forma de contaminação ocorre através da ligação com a mãe.

Os embriões das espécies vivíparas placentárias: *Carcharhinus* sp. e *Rhizoprionodon porosus*, apresentaram concentrações de Hg tanto no músculo quanto no fígado, evidenciando transferência materna preliminar do Hg. Este processo já havia sido confirmado em espécies pertencentes aos gêneros *Carcharhinus* e *Rhizoprionodon* por outros estudos (Amorim-Lopes *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2022; Martins *et al.*, 2020; Frias-Espéricueta *et al.*, 2015). No presente estudo, a razão de concentração da fêmea grávida para cada embrião variou muito pouco entre as espécies, 4,8% em *Rhizoprionodon porosus* e 4,1% em *Carcharhinus* sp. Embora os percentuais tenham sido similares, é importante ressaltar que os embriões de cada espécie estavam em diferentes estágios de desenvolvimento embrionário. Estudos anteriores, embora escassos, relataram razões de concentração mais altas e variáveis em outras espécies de tubarões, com 6,3% em *Rhizoprionodon longurio* e 16,1% em *Mustelus henlei* (Baró-Camarasa *et al.*, 2022).

Mesmo que as concentrações nos embriões aqui relatadas sejam baixas em comparação com a fêmea grávida, deve-se observar que esses indivíduos ainda estão em desenvolvimento e o acúmulo do metal pode comprometer a saúde desses animais durante uma fase crítica da vida, principalmente por meio da transferência materna, via significativa de contaminação por Hg (Adams e McMichael, 1999). Em várias espécies de peixes, por exemplo, já foram reportados efeitos deletérios da contaminação de Hg advindos da transferência materna que causaram malformação e até mesmo a morte (Henriques *et al.*, 2023; Jezierka *et al.*, 2009).

Além da interferência do Hg no organismo dos embriões, ainda é possível observar que as concentrações de Hg no músculo das fêmeas grávidas estão entre mais altas registradas nesse estudo, um resultado consistente com outra pesquisas (Adams e McMichael 1999; Amorim-Lopes *et al.* 2020; Lyons e Lowe, 2013). Para espécies do gênero *Rhizoprionodon*, as fêmeas grávidas apresentaram Hg significativamente maiores que as fêmeas não grávidas (Amorim-Lopes *et al.*, 2020). Para os autores indicaram que fêmea grávida gastam muita energia com o processo reprodutivo, assim se alimentam com maior frequência e, conseqüentemente, as concentrações de Hg se elevam. Assim, parte da desintoxicação de contaminantes da fêmea pode ocorrer através da sua transferência para os embriões. De todo modo, as informações sobre transferência materna aqui apresentadas são apenas preliminares, devido ao baixo número amostral de fêmeas grávidas e de seus embriões.

6.4 Bioacumulação de Hg em elasmobrânquios

Entre os tecidos amostrados no presente estudos, o muscular foi o único obtido para todos os indivíduos capturados, demonstrando as maiores concentrações de Hg e grande variação entre as espécies. A análise de fatores biológicos e ecológicos são aspectos considerados controladores das concentrações do metal no músculo e, portanto, devem ser avaliados. O tamanho das espécies de elasmobrânquios estudados, medido para tubarões através do comprimento total e para raias através da largura do disco, é um fator biológico que indica o crescimento e idade desses peixes, demonstrando muitas vezes o estágio de vida para diversas espécies de peixes (Frisk *et al.*, 2001). Por ser um metal não-essencial, o Hg é eliminado muito mais lentamente do corpo dessas espécies do que incorporado, resultando em aumento das concentrações ao longo do tempo (Dias *et al.*, 2008), tanto para tubarões quanto para raias, de modo que é possível correlacionar positivamente o seu crescimento com as concentrações de Hg em peixes.

No presente estudo, esse padrão de bioacumulação foi observado apenas nos tubarões *C. limbatus* (tubarão galha-preta) e *G. cirratum* (tubarão lixa). Essas espécies apresentaram o maior número de amostras, dentre os tubarões, e exibiram uma ampla variabilidade de comprimento total, facilitando a análise de uma eventual correlação entre os fatores. Estudos anteriores identificaram uma correlação indicativa de bioacumulação para esses dois tubarões (Evers *et al.*, 2020; Matulik *et al.*, 2017).

Entretanto, é importante ressaltar que esse resultado confirma apenas que as duas espécies de tubarões acumulam Hg no tecido muscular ao longo do tempo, não sendo possível inferir que as demais espécies de tubarões e raias possuem mecanismos eficazes de desintoxicação do metal, uma vez que o número de amostras foi reduzido para a maioria delas. A bioacumulação do Hg no músculo para algumas das espécies de tubarões e raias do presente estudo já foram registradas, como *H. guttatus* (Moura *et al.* 2020), *C. acronotus* (Matulik *et al.* 2017), *R. porosus* (Lacerda *et al.* 2000) e *M. canis* (Taylor *et al.* 2014) sugerindo que a variação das concentrações intraespecíficas de Hg pode eventualmente ser estimadas através do tamanho desses indivíduos.

6.5 Fatores ecológicos e isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no músculo de tubarões e raias

Com relação às diferenças nas concentrações de Hg entre as espécies, diversos fatores ecológicos devem ser considerados, tais como a dieta, o habitat e o nível trófico de cada espécie. No presente estudo, os tubarões apresentaram concentrações mais elevadas do metal em seus músculos em comparação às raias. Essa constatação está alinhada com estudos anteriores, como a revisão conduzida por Tiktak *et al.* (2020), que também evidenciou grandes disparidades nos níveis de contaminação por Hg entre esses grupos de elasmobrânquios. Essa diferença está de acordo com a premissa de que os tubarões são espécies predadoras de topo de cadeia, enquanto as raias, em geral, desempenham um papel intermediário no ecossistema, atuando como mesopredadoras (Heupel *et al.*, 2014).

As concentrações de Hg dentro desses grupos, principalmente no caso dos tubarões, variaram significativamente. Essas variações podem estar fortemente relacionadas às características ecológicas de cada espécie. Diferentes hábitos alimentares e habitats resultam em exposições variadas a esse metal. Por exemplo, os tubarões pelágicos, como o *C. limbatus*, que se alimentam principalmente de peixes teleósteos (Alewijse e Wel, 2020), apresentam diferentes concentrações de Hg em comparação com os tubarões bentônicos, como *G. cirratum*, que têm uma dieta mais variada, incluindo além de peixes, outros organismos (Castro, 2000). Para as raias, apesar das concentrações serem menos variáveis que nos tubarões, também há uma variação associada às preferências alimentares de cada espécie, como no caso da *H. berthallutzae*, que consome peixes, e *R. bonasus*, que prefere bivalves (Queiroz *et al.*, 2023; Collins *et al.*, 2007).

Com relação aos valores isotópicos, em ambientes oceânicos, o carbono presente no material particulado é mais empobrecido em $\delta^{13}\text{C}$ do que em ambientes costeiros (Goericke

e Fry, 2011; Shiffman *et al.*, 2012). Essa relação foi observada no presente estudo, onde a espécie de tubarão *H. perlo*, que é predominantemente oceânica (Ebert *et al.*, 2020), apresentou os menores valores de $\delta^{13}\text{C}$, enquanto as outras espécies estão se alimentando em locais com maior influência costeira, resultando em um enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ para a grande maioria delas, como descrito na literatura para as demais espécies estudadas (Ebert *et al.*, 2020; Last *et al.*, 2016).

Da mesma forma, espécies que se alimentam de organismos com hábito pelágico demonstram valores mais empobrecidos de $\delta^{13}\text{C}$ do que espécies que se alimentam de organismos bentônicos, que possuem um maior enriquecimento do isótopo (France *et al.*, 1995; Botto *et al.*, 2011). Esse fator explica o motivo das espécies de tubarões do estudo, que em sua grande maioria se alimentam em ambientes pelágicos (Ebert *et al.*, 2020), apresentarem valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais empobrecidos que as espécies de raias, que se alimentam em ambiente bentônico (Last *et al.*, 2016).

As espécies de raias apresentaram maior variação entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Esses resultados podem estar associados à grande variabilidade alimentar das espécies do estudo, que incluem peixes e diversos organismos invertebrados, permitindo o consumo de organismos com assinaturas isotópicas diferentes.

Os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ são indicativos do enriquecimento dos consumidores em relação à sua dieta. Geralmente, ocorre um aumento médio de 3,4‰ do consumidor em relação aos valores isotópicos da dieta (Hussey *et al.*, 2012; Post *et al.*, 2002). Esse enriquecimento isotópico permite inferir dados sobre a posição trófica das espécies e caracterizar seus nichos tróficos com maior precisão.

No contexto deste estudo, todas as espécies de tubarões apresentaram maior enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ em comparação com as espécies de raias, com exceção da raia *N. brasiliensis*. Esse resultado evidencia uma tendência dessas espécies de tubarões a ocuparem níveis tróficos mais elevados, o que pode estar relacionado ao fato de os tubarões serem, em sua maioria, espécies predadoras de topo na cadeia alimentar marinha (Heupel *et al.*, 2014). Além disso, enriquecimentos maiores que 3,4‰ foram observados entre espécies de tubarões e raias, sugerindo que as espécies possam se alimentar de presas de diferentes níveis tróficos.

A raia bentônica *N. brasiliensis* apresentou os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre as espécies de elasmobrânquios do estudo, o que pode estar relacionado à sua alimentação baseada em crustáceos e poliquetas (Amaral e Migott, 1980; Bornatowski *et al.*, 2006). Os poliquetas, por sua vez, são organismos detritívoros que apresentam alto fator de

enriquecimento desse isótopo, como demonstrado por Nomaki *et al.* (2008), que indicaram valores próximos a 13‰ desse isótopo para diversas espécies desse organismo.

As outras espécies de raias estudadas, *H. berthallutzae*, *H. guttatus* e *R. bonasus*, também apresentam contato com o sedimento, por serem espécies bentônicas (Last *et al.*, 2016). Isso demonstra a forte associação com o fundo, que é constantemente remobilizado, podendo explicar a grande variabilidade dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ para as espécies do gênero *Hypanus*.

Com relação aos nichos isotópicos das quatro espécies de elasmobrânquios analisadas, os tubarões apresentaram as menores áreas de nicho isotópico, sugerindo uma menor diversidade em relação a esses valores. Entre os tubarões, a espécie *C. limbatus* demonstrou a menor área da elipse, o que está alinhado com seu comportamento alimentar especializado, com uma preferência pronunciada por peixes (Estupiñán-Montaña *et al.*, 2018). Por outro lado, a espécie *G. cirratum* apresentou a maior área entre os tubarões, o que pode ser atribuído à sua dieta mais variada, que inclui também crustáceos e cefalópodes (Castro, 2000).

Em contraste, as espécies de raias mostraram as maiores áreas de nicho isotópico, indicando uma alimentação mais generalista em comparação com os tubarões. Especificamente, a raia *H. guttatus* apresentou a maior área de nicho isotópico no estudo. Enquanto *H. guttatus* se alimenta principalmente de crustáceos e moluscos, *H. berthallutzae* tem uma preferência maior por peixes teleósteos (Queiroz *et al.*, 2023). Essa diferença também foi refletida nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, com *H. berthallutzae* mostrando valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$ em comparação com *H. guttatus*.

Uma sobreposição de nicho isotópico entre as espécies *G. cirratum* e *H. berthallutzae* foi evidenciada, sugerindo um compartilhamento de recursos alimentares. Ambas as espécies habitam o mesmo ambiente bentônico e têm uma dieta semelhante, incluindo crustáceos, moluscos e peixes (Castro, 2000; Queiroz *et al.*, 2023). No entanto, enquanto o nicho isotópico de *G. cirratum* está amplamente sobreposto ao da raia, indicando que a maioria dos itens alimentares do tubarão é compartilhado com a raia, o nicho da raia é mais amplo e generalista. Isso sugere que os recursos compartilhados com o tubarão não são exclusivos de sua alimentação. *G. cirratum* apresenta uma dieta mais limitada de espécies em comparação com *H. berthallutzae*, o que poderia resultar em uma competição mais intensa por recursos, caso estes se tornem menos disponíveis. Por outro lado, *H. berthallutzae* se utiliza de uma variedade maior de recursos alimentares, muitos dos quais não são compartilhados com as outras espécies estudadas. Assim, fica demonstrado que, potencialmente, as espécies

utilizam recursos semelhantes, porém em taxas diferentes, o que pode limitar a competição por recursos e promover a coexistência entre as espécies.

6.6 Comparação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e das concentrações de Hg total entre as espécies de tubarões e raias.

A análise de diferenças significativas dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre espécies podem ser utilizadas para entender sobre as suas características ecológicas intrínsecas. Embora tenham sido observadas diferenças significativas nos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ entre as espécies, não foi possível identificar diferenças entre pares, considerando a grande variabilidade de valores desse isótopo, como no caso da espécie *H. guttatus* que os valores desse isótopo variaram de 3,7 a 8,7‰. Com relação aos valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$, algumas das espécies apresentaram diferenças significativas, especialmente a espécie de hábito especialista *C. limbatus* (Estupiñán-Montaña *et al.*, 2018) em comparação com as espécies de hábito mais generalistas *G. cirratum*, *H. berthalutzae* e *H. guttatus* (Castro, 2000; Queiroz *et al.*, 2023), indicando que esse tubarão possivelmente se alimenta de organismos em níveis tróficos mais elevados. Entre as espécies de caráter mais generalista, *G. cirratum* ainda apresentou valores significativamente mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$ do que *H. guttatus*, o que também pode indicar diferenças no consumo de presas mais enriquecidas pelo isótopo entre essas espécies.

Apesar das diferenças observadas nos valores desses isótopos entre as espécies estudadas, não foi possível identificar diferenças significativas nas concentrações de Hg entre elas. Esse resultado pode estar relacionado à complexidade da contaminação por Hg, de modo que outros fatores, como o tamanho dos organismos amostrados e outras características ecológicas, devem ser levados em consideração para entender sobre essa variabilidade.

Correlações entre as concentrações de Hg e valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ não foram identificadas em nenhuma das espécies estudadas. Essas relações normalmente indicam mudanças ontogenética, de habitat de forrageio e de dieta, dentro de uma espécie. No entanto, o número limitado dos indivíduos e pouca variabilidade de tamanho podem explicar esse resultado.

6.7 Risco de consumo humano

A principal via de exposição a esse metal para espécies de mamíferos, especialmente na sua forma mais tóxica, o metil-Hg, ocorre através do consumo de peixes contaminados

(Kim *et al.*, 2016). Os efeitos nocivos da contaminação por Hg na saúde humana são variados e amplamente documentados, sendo a neurotoxicidade considerada uma das consequências mais graves (Gibb e O'Leary 2014; Kim *et al.*, 2016).

As concentrações de Hg nos tubarões e raias amostrados no presente estudo, indicaram que apenas um indivíduo de *Carcharhinus sp.*, ultrapassou o limite estabelecido pela ANVISA, o que demonstra que, frente a esse parâmetro, seria a única espécie que não deveria ser consumida. No entanto, quando comparados ao nível de 280 ng.g⁻¹, que representa o nível máximo de contaminação por Hg em pescado, considerando a taxa de consumo local (FSL local) para o estado do Ceará (Bezerra *et al.*, 2023), aproximadamente 76% das espécies ultrapassam esse limite. Isso demonstra que o consumo de dez dessas espécies poderia colocar os consumidores em um cenário de risco à sua saúde. Os níveis máximos de Hg em pescado estabelecidos pela ANVISA não levam em consideração a taxa de consumo da população brasileira e nem o peso corpóreo dos consumidores, no entanto taxas de consumo de pescado costumam variar de acordo com as regiões e estados (Dias *et al.*, 2008). Dessa forma, os limites máximos tolerados, segundo a Instrução Normativa IN Nº 160, DE 1º DE JULHO DE 2022, podem não ser necessariamente protetivos para a população consumidora de pescado.

Bezerra *et al.* (2023) comparou as concentrações de Hg em raias das espécies *H. berthallutzae* e *H. guttatus* com o FSL local. Assim como neste estudo, as concentrações de Hg nessas espécies excederam esse nível. Moura *et al.* (2020), analisando diversas espécies de raias no município de Caucaia, Ceará, observaram que as concentrações de Hg em *H. berthallutzae* variaram de 200 a 1.197 ng.g⁻¹, em *H. guttatus* variaram de 1 a 1.089 ng.g⁻¹, e em *Gymnura micrura*, variaram entre 42 e 417 ng.g⁻¹. Além disso, foram registradas concentrações mais baixas em *R. bonasus* e *Aetobatus narinari*. Das cinco espécies mencionadas, apenas *H. berthallutzae* e *H. guttatus* excederam o limite estabelecido pela ANVISA. No entanto, se utilizarmos o FSL local como parâmetro, não apenas essas duas espécies, mas também *G. micrura* excedem os limites para consumo seguro. Por fim, o estudo de Lacerda *et al.* (2016), realizado no município de Fortaleza, Ceará, avaliou três espécies de elasmobrânquios: o tubarão *G. cirratum*, com concentrações de Hg variando entre 266 e 733 ng.g⁻¹, o tubarão *R. porosus*, com um espécime registrando 509 ng.g⁻¹ e uma raia *H. guttatus*, com um espécime registrando 83,4 ng.g⁻¹. Nenhuma dessas espécies excedeu o limite estabelecido pela ANVISA, mas a concentração de alguns indivíduos de *G. cirratum* e de *R. porosus*, ultrapassam o nível do FSL local.

Isso demonstra que uma quantidade maior de espécies de tubarões e raias, podem estar ultrapassando limites de consumo seguro, levando em consideração as taxas de consumo da população local do Ceará. Desse modo, justifica-se uma investigação mais detalhada e aprofundada sobre o consumo dessas espécies, para evitar riscos de exposição excessivas relacionadas ao seu consumo. Uma forma de investigação mais profunda sobre esse risco, podem ser avaliados a partir de cálculos como o THQ e EDI. Para as espécies estudadas, esse tipo de avaliação mostrou-se efetiva e demonstrou que grande parte das espécies de tubarões e raias indicadas no presente estudo podem causar problemas de saúde à população, tanto relacionadas ao consumo diário quanto a longo prazo.

Os resultados dos cálculos do THQ e EDI revelam uma situação preocupante, pois indicam um potencial risco crônico e risco de consumo diário para a saúde da população que consome regularmente os peixes contaminados por Hg. Para os adultos, a análise demonstra que grande parte das espécies estudadas apresenta um THQ acima de 1 (~46% das espécies) e um EDI que ultrapassa a dose de referência de $0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (~76% das espécies), o que sugere risco significativo de exposição ao Hg. Da mesma forma, os resultados para crianças são ainda mais alarmantes, com quase todas as espécies com os valores de THQ acima de 1 (~84% das espécies) e ultrapassando essa dose de referência diária (~92% das espécies).

As espécies de tubarões: *C. limbatus*, *H. perlo*, *M. canis* e *R. porosus*, e a raia: *H. berthaltutzae*, são as espécies que evidenciaram essa preocupação para os dois grupos populacionais avaliados. A maioria desses peixes são comumente capturadas no local de amostragem, no porto do Mucuripe, Fortaleza, Ceará (Santander-Neto e Faria, 2020), sendo consequentemente comercializadas e consumidas.

Apesar de grande parte dos registros de pesca de tubarões e raias demonstrarem que essas espécies são capturadas através da pesca incidental (Kotas *et al.*, 2023), muitas das espécies aqui avaliadas, se mostram disponíveis para consumo da população local, por serem rotuladas indevidamente apenas pelo nome popular de “cação” (Bornatowski *et al.*, 2015). Outro fator que pode ser crucial para a população local é que existe um grande consumo de espécies de raias através do prato típicos da “moqueca de arraia”, principalmente as raias do gênero *Hypanus*, que são as espécies mais desembarcadas e comercializadas na região (Santander-Neto e Faria, 2020). Ambas, *H. berthaltutzae* e *H. guttatus*, apresentaram concentrações de Hg que excedem o FSL local do Ceará não só nesse estudo como em outros realizados no estado (Moura *et al.*, 2020; Bezerra *et al.*, 2023), surgindo um alerta quanto ao seu consumo e de possíveis problemáticas relacionadas a saúde pública da

população consumidora desse pescado, principalmente para a população ligada a pesca artesanal, que tem o pescado como principal fonte de proteína (Sousa *et al.*, 2016).

Nesse contexto, os resultados observados no presente estudo destacam a importância de restringir o consumo de espécies de elasmobrânquios, especialmente os tubarões das espécies *C. limbatus*, *H. perlo*, *M. canis* e *R. porosus*, além da raia *H. berthallutzae*. Essas espécies, seguindo as avaliações de consumo máximo de refeições mensais (CRmm), apresentam as menores quantidades permitidas para os dois grupos de consumidores avaliados, adultos e crianças.

7. CONCLUSÃO

O presente estudo oferece uma contribuição significativa sobre a distribuição de Hg em elasmobrânquios do litoral do nordeste brasileiro. Apresenta dados inéditos sobre a concentração de Hg em tecidos e órgãos (músculo, fígado e cérebro) desses peixes cartilagosos, ampliando o conhecimento sobre a contaminação por Hg, incluindo os fatores (biológicos e ecológicos) que influenciam essa contaminação e dados pretéritos de transferência materna do Hg de fêmeas grávidas para embriões em tubarões. Além disso, o estudo realiza uma análise detalhada do risco de exposição ao Hg por meio do consumo de elasmobrânquios, amplamente consumidos no Brasil, apresentando recomendações específicas para cada tipo de espécie e promovendo uma maior conscientização dos consumidores sobre os riscos envolvidos.

A análise do Hg em espécies de tubarões e raias desembarcadas no ponto de pesca artesanal do porto do Mucuripe, em Fortaleza, Ceará, revelou que o tecido muscular acumula concentrações mais elevadas do metal em comparação com o fígado e cérebro. Com base nessas concentrações, foi possível prever as concentrações de Hg no cérebro dos tubarões, uma informação ainda escassa na literatura. Os níveis de Hg no tecido muscular de grande parte dos tubarões e raias amostrados também excederam o limite indicativo de efeitos deletérios à saúde de peixes. Esse alerta demonstra potenciais danos à essas espécies já conhecidamente vulneráveis a pressões ambientais, embora os parâmetros estabelecidos não sejam específicos para elasmobrânquios. A preocupação com a saúde dessas espécies é agravada quando se observa que muitas fêmeas grávidas de tubarões transferem o Hg para seus embriões, resultando em uma carga inicial do metal no corpo desses filhotes.

Correlação positiva e significativa entre o tamanho e as concentrações de Hg no músculo, foram indicativas de bioacumulação do metal para as espécies de tubarão-galha-preta (*C. limbatus*) e o tubarão-lixia (*G. cirratum*), demonstrando que quanto maior os

indivíduos, maiores são as concentrações de Hg em seu músculo. Concentrações de Hg no músculo de tubarões foram maiores do que as de raias, sugerindo que espécies predadoras de topo acumulam mais do metal que espécies mesopredadoras. Apesar dessa diferença e das divergências quanto a ecologia trófica, avaliadas através da análise dos valores de isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de Hg entre as espécies de elasmobrânquios estudadas, relacionada a grande variabilidade dessas concentrações em uma única espécie.

Por fim, é evidente a preocupação com a saúde da população consumidora das espécies de tubarões e raias avaliadas neste estudo, uma vez que o limite estabelecido pela ANVISA não demonstrou ser suficiente para proteger os consumidores desse pescado. Considerando a taxa de consumo local do Ceará (FSL local), verificou-se que concentrações mais baixas de Hg ainda representam risco de exposição humana ao metal. Os coeficientes de risco avaliados (EDI e THQ) sugerem que, principalmente para as espécies de elasmobrânquios *C. limbatus*, *H. perlo*, *M. canis*, *R. porosus* e *H. berthallutzae*, o consumo pela população humana deva ser limitado, pois podem apresentar risco diário e a longo prazo, dependendo da frequência do consumo e do peso corporal do consumidor. É importante salientar que esses resultados devem ser vistos como o pior cenário possível, já que as estimativas de exposição levam em consideração uma taxa de consumo alta e por um longo período (consumo de 12 meses consecutivos). Estabelecer parâmetros para o consumo máximo mensal pode ajudar a informar a população sobre os riscos do consumo excessivo desses peixes. O estudo demonstra que o consumo das espécies *C. limbatus*, *H. perlo*, *M. canis*, *R. porosus* e *H. berthallutzae* deve ser particularmente limitado, especialmente para populações ligadas à pesca artesanal, que utilizam o pescado como principal fonte de proteína.

REFERÊNCIAS

Adams DH, McMichael RH. Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. **Fishery Bulletin**, 97(2), 372-379, 1999.

Adams DH, McMichael Jr RH, Henderson GE. Mercury Levels in Marine and Estuarine Fishes of Florida. **Florida Marine Research Institute**, 1989–2001, 2003.

Adams DH, Sonne C. Mercury and histopathology of the vulnerable goliath grouper, *Epinephelus itajara*, in US waters: a multi-tissue approach. **Environmental research**, 126, 254-263, 2013.

Alewijnse SR, Wells RJ. Diet of the blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*) in the Northwestern Gulf of Mexico. **Gulf and Caribbean Research**, 31(1), SC25-SC30, 2020.

Amaral ACZ, Migotto AE. Importância dos anelídeos poliquetas na alimentação da macrofauna demersal e epibentônica da região de Ubatuba. **Boletim do Instituto Oceanográfico** 1980; 29(2):31-35.

Amorim-Lopes C, Araujo NLF, Rocha L, Monteiro F, Rocha RCC, Saint’Pierre TD, Hauser-Davis RA. Toxic and essential metals in *Narcine brasiliensis* (Elasmobranchii: Narcinidae): a baseline ecotoxicological study in the Southeast Atlantic and preliminary maternal transfer implications. **Marine Pollution Bulletin**, 149, 110606, 2019.

Amorim-Lopes C, Willmer IQ, Araujo NL, Pereira LHS, Monteiro F, Rocha RC, Hauser-Davis RA. Mercury screening in highly consumed sharpnose sharks (*Rhizoprionodon lalandii* and *R. porosus*) caught artisanally in southeastern Brazil. **Elementa: Science of the Anthropocene**, 8(1), 022, 2020.

ANVISA. **Resolução de Diretoria Colegiada – RDC – No 487, de 26 de março de 2021**. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-rdc-n-487-de-26-de-marco-de-2021-311593455>>.

Asante KA, Agusa T, Mochizuki H, Ramu K, Inoue S, Kubodera T, Tanabe S. Trace elements and stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in shallow and deep-water organisms from the East China Sea. **Environmental pollution**, 156(3), 862-873, 2008.

Barreto RR, Bornatowski H, Motta FDS, Santander-Neto J, Vianna GMDS, Lessa R. Rethinking use and trade of pelagic sharks from Brazil. **Marine Policy**, 85, 114-122, 2017.

Baró-Camarasa I, Marmolejo-Rodríguez AJ, O'Hara TM, Castellini JM, Murillo-Cisneros DA, Martínez-Rincón RO, Galván-Magaña F. Mercury maternal transfer in two placental sharks and a yolk-sac ray from Baja California Sur, Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, 179, 113672, 2022.

Basusta, N. New records of neonate and juvenile sharks (*Heptranchias perlo*, *Squatina aculeata*, *Etmopterus spinax*) from the North-eastern Mediterranean Sea. **Marine Biodiversity**, v. 46, p. 525-527, 2016.

Bastos WR, Dórea JG, Bernardi JVE, Lauthartte LC, Mussu MH, Hauser M, Dória CRC, Malm O. Mercury in muscle and brain of catfish from the Madeira River, Amazon, Brazil. **Ecotoxicology and environmental safety**, 118, 90-97, 2015.

Bergés-Tiznado ME, Márquez-Farías F, Lara-Mendoza RE, Torres-Rojas YE, Galván-Magaña F, Bojórquez-Leyva H, Páez-Osuna F. Mercury and selenium in muscle and target organs of scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 69, 440-452, 2015.

Bezerra, MF, Goyanna FA, Lacerda L D. Risk assessment of human Hg exposure through consumption of fishery products in Ceará state, northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 189, 114713, 2023.

- Bezerra MF, Lacerda LDD, Lima EHS, Melo MTD. Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). **Marine pollution bulletin**, 77(1-2), 424-427, 2013.
- Bezerra MF, Seminoff JA, Lemons GE, Slotton DG, Watanabe K, Lai CT. Trophic ecology of sympatric batoid species (Chondrichthyes: Batoidea) assessed by multiple biogeochemical tracers ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and total Hg). **Environmental Research**, 199, 111398, 2021.
- Braccini, J. M. Feeding ecology of two high-order predators from south-eastern Australia: the coastal broadnose and the deepwater sharpnose sevengill sharks. **Marine Ecology Progress Series**, 371, 273-284, 2008.
- Branco V, Vale C, Canário J, Santos MN. Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. **Environmental Pollution**, 150(3), 373-380, 2007.
- BRASIL – Portaria n° 685, de 27 de agosto de 1998. Princípios Gerais para o estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos. D.O.U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 28 de agosto de 1998.
- Bonfil, R. **Overview of world elasmobranch fisheries**. Food & Agriculture Org., 1994.
- Bornatowski H, Abilhoa V, Freitas MO. Sobre a alimentação de *Narcine brasiliensis* na baía de Ubatuba-Enseada, São Francisco do sul, Santa Catarina, Brasil. **Estudos de Biologia**, 28(62), 2006.
- Bornatowski H, Braga RR, Barreto RP. Elasmobranchs consumption in Brazil: impacts and consequences. In: **Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America**, Coastal Research Library 22: 251-262, 2018.
- Bornatowski H., Braga RR, Kalinowski C, Vitule JRS. “Buying a Pig in a Poke”: the problem of elasmobranch meat consumption in Southern Brazil. **Ethnobiology Letters**, 6 (1), pp. 196-202, 2015.
- Bornatowski H., Heithaus MR, Abilhoa V, Corrêa MFM. Feeding of the Brazilian sharpnose shark *Rhizoprionodon lalandii* (Müller & Henle, 1839) from southern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, 28(4), 623-627, 2012.
- Botto F, Gaitán E, Mianzan H, Acha M, Giberto D, Schiariti A, Iribarne O. Origin of resources and trophic pathways in a large SW Atlantic estuary: an evaluation using stable isotopes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 92(1), 70-77, 2011.
- Castro JI. The biology of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, off the Florida east coast and the Bahama Islands. **Environmental Biology of Fishes**, 58(1), 1-22, 2000.
- Chen Z, Myers R, Wei T, Bind E, Kassim P, Wang G, Wang X. Placental transfer and concentrations of cadmium, mercury, lead, and selenium in mothers, newborns, and young children. **Journal of exposure science & environmental epidemiology**, 24(5), 537-544, 2014.

Coelho JP, Santos H, Reis AT, Falcão J, Rodrigues ET, Pereira M E, Pardal MA. Mercury bioaccumulation in the spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) from the Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, 60(8), 1372-1375, 2010.

Collins AB, Heupel MR, Hueter RE, Motta PJ. Hard prey specialists or opportunistic generalists? An examination of the diet of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*. **Marine and Freshwater Research**, 58(1), 135-144, 2007.

Compagno LJV. Alternative life-history styles of cartilaginous fishes in time and space. **Environmental Biology of Fishes** 28:33–75, 1990.

Dell’Apa A, Chad Smith, M., Kaneshiro-Pineiro MY. The influence of culture on the international management of shark finning. **Environmental management**, v. 54, p. 151-161, 2014.

Depew DC, Basu N, Burgess NM, Campbell LM, Devlin EW, Drevnick PE, Hammerschmidt CR, Murphy CA, Sandheinrich MB, Wiener JG. Toxicity of dietary methylmercury to fish: Derivation of ecologically meaningful threshold concentrations. **Environmental Toxicology Chemistry**. 31, 1536e1547, 2012.

Dean MN, Motta, PJ. Feeding behavior and kinematics of the lesser electric ray, *Narcine brasiliensis* (Elasmobranchii: Batoidea). **Zoology**, v. 107, n. 3, p. 171-189, 2004.

Delshad ST, Mousavi SA, Islami HR, Pazira A. Mercury concentration of the whitecheek shark, *Carcharhinus dussumieri* (Elasmobranchii, Chondrichthyes), and its relation with length and sex. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 7(3), 135-142, 2012.

Dicken ML, Hussey NE, Christiansen HM, Smale MJ, Nkabi N, Cliff G, Wintner SP. Diet and trophic ecology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) from South African waters. **PLoS one**, 12(6), e0177897, 2017.

Dillon T., Beckvar N., Kern J. Residue-based mercury dose–response in fish: An analysis using lethality-equivalent test endpoints. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 29, pp. 2559-2565, 2010.

Dias ACL, Guimarães JRD, Malm O, Costa PAS. Total mercury in muscle of the shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) and swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, from the South-Southeast coast of Brazil and the implications for public health. **Cadernos de Saúde Pública** 24: 2063-2070, 2008.

Dulvy NK, Fowler SL, Musick J, Cavanagh RD, Kyne M, Harrison LR, Carlson JK, Davidson LNK, Sonja V. Extinction risk and conservation of the world’s sharks and rays. **Elife** 1e35, 2014.

Dulvy NK, Simpfendorfer CA, Davidson LNK, FordhamSV, Brautigam A, Sant G, Welch DJ. Challenges and priorities in shark and ray conservation. **Current Biology**. 27, R565eR57, 2017.

Dulvy NK, Pacoureau N, Rigby CL, Pollom RA, Jabado RW, Ebert DA, Finucci B, et al. Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. **Current Biology**, 31: 4773–4787, 2021.

Ebert DA, Dando M, Fowler S. **Sharks of the world: a complete guide** (Vol. 22). Princeton University Press, 2021.

Ehnert-Russo SL, Gelsleichter J. Mercury accumulation and effects in the brain of the Atlantic sharpnose shark (*Rhizoprionodon terraenovae*). **Archives of environmental contamination and toxicology**, 78(2), 267-283, 2020.

El Kamel-Moutalibi O, Mnasri-Sioudi N, Rafrafi-Nouira S, Boumaïza M, Reynaud C, Capapé C. Additional records of a rare elasmobranch species, sharpnose seven-gill shark *Heptranchias perlo* (Hexanchidae) off the Northern Tunisian Coast (Central Mediterranean). In *Annales: Series Historia Naturalis* (Vol. 24, No. 2, p. 99). **Scientific and Research Center of the Republic of Slovenia**, 2014.

Endo T, Kimura O, Ogasawara H, Ohta C, Koga N, Kato Y, Haraguchi K. Mercury, cadmium, zinc and copper concentrations and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) culled off Ishigaki Island, Japan. **Ecological indicators**, 55, 86-93, 2015.

Estrella F, Raposo G, Pascoli J, Gonzalez JG, Motta FS, Moura RL. Comercialização de pescado nas cidades de São Paulo e Rio de Janeiro. Fundação SOS Mata Atlântica, **Technical Report**, 2014, p. 18.

Estupiñán-Montaña C, Pacheco-Triviño F, Cedeño-Figueroa LG, Galván-Magaña F, Estupiñán-Ortiz JF. Diet of three shark species in the Ecuadorian Pacific, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus limbatus* and *Nasolamia velox*. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 98(4), 927-935, 2018.

Evers DC, Graham RT, Hammerschlag N, Perkins C, Michener R, Divoll T. Elevated mercury levels in sharks of Belize. *Bull Shark Carcharhinus leucas*, 3, 2, 2008.
France RL. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. **Marine ecology progress series**, 124, 307-312, 1995.

Ferreira AG, Faria VV, Carvalho CEVD, Lessa RPT, Silva FMSD. Total mercury in the night shark, *Carcharhinus signatus* in the western equatorial Atlantic Ocean. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 47, 629-634, 2004.

Finucci, B., Barnett, A., Bineesh, K.K., Cheok, J., Cotton, C.F., Kulka, D.W., Neat, F.C., Rigby, C.L., Tanaka, S. & Walker, T.I. *Heptranchias perlo*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2020**: e.T41823A2956343, 2020.

Ford, Ryan Michael. **Diet and Reproductive Biology of the Blacknose Shark (*Carcharhinus acronotus*) from the Southwestern Atlantic Ocean**. UNF Graduate Theses and Dissertations, 2012.

Frías-Espericueta MG, Zamora-Sarabia FK, Márquez-Farías JF, Osuna-López JI, Ruelas-Inzunza J, Voltolina D. Total mercury in female Pacific sharpnose sharks *Rhizoprionodon*

longurio and their embryos. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 43(3), 534-538, 2015.

Frisk MG, Miller TJ, Fogarty MJ. Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 58(5), 969-981, 2001.

Froese R, Pauly D. **FishBase**, 2010.

Gadig OBF. **Tubarões da costa brasileira** (Tese de doutorado, Instituto de Biociências de Rio Claro da Universidade Estadual Paulista), 2001.

Gadig OBF, Bezerra MA, Feitosa RD, Furtado-Neto MAA. Ictiofauna marinha do estado do Ceará, Brasil: i. Elasmobranchii. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 33, p. 127–132, 2000.

Gelsleichter, J., Musick, J. A., & Nichols, S. Food habits of the smooth dogfish, *Mustelus canis*, dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, and the sand tiger, *Carcharias taurus*, from the northwest Atlantic Ocean. **Environmental biology of fishes**, 54, 205-217, 1999.

Gibb H, O'Leary KG. Mercury exposure and health impacts among individuals in the artisanal and small-scale gold mining community: A comprehensive review. **Environmental Health Perspectives**, 122, 667–672, 2014.

Goericke R, Fry B. Variations of marine plankton $\delta^{13}\text{C}$ with latitude, temperature, and dissolved CO_2 in the world ocean. **Global Biogeochemical Cycles**, 8(1), 85-90, 1994.

Gomes UL, Santos HRS, Gadig OBF, Signori CN, Vicente MM. Guia para identificação dos tubarões, raias e quimeras do Rio de Janeiro (Chondrichthyes: Elasmobranchii e Holocephali). **Revista Nordestina de Biologia Paraiba**, 27(1), 171-368, 2019.

Grippio MA, Heath AG The effect of mercury on the feeding behavior of fathead minnows (*Pimephales promelas*). **Ecotoxicol Environmental Saf** 55:187–198, 2003.

Gutiérrez-Mejía E, Lares ML, Sosa-Nishizaki O. Mercury and arsenic in muscle and liver of the golden cownose ray, *Rhinoptera steindachneri*, Evermann and Jenkins, 1891, from the Upper Gulf of California, Mexico. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, 83, 230-234, 2009.

Harada M. Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution. **Critical Reviews in Toxicology**, 25(1), 1–24, 1995.

Henriques MC, Carvalho I, Santos C, Herdeiro MT, Fardilha M, Pavlaki MD, Loureiro S. Unveiling the molecular mechanisms and developmental consequences of mercury (Hg) toxicity in zebrafish embryo-larvae: A comprehensive approach. **Neurotoxicology and Teratology**, 100, 107-302, 2023.

Heupel, MR, Knip, DM, Simpfendorfer, CA, Dulvy, NK. Sizing up the ecological role of sharks as predators. **Marine Ecology Progress Ser** 495: 291–298, 2014.

Hobson KA. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. **Oecologia**, 120, 314-326, 1999.

Horvat M, Degenek N, Lipej L, Snoj Tratnik J, Faganeli J. Trophic transfer and accumulation of mercury in ray species in coastal waters affected by historic mercury mining (Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea). **Environmental science and pollution research**, 21, 4163-4176, 2014.

Hussey NE., MacNeil MA., Olin JA., McMeans, BC., Kinney, MJ., Chapman, DD., Fisk AT. Stable isotopes and elasmobranchs: tissue types, methods, applications and assumptions. **Journal of Fish Biology**, 80(5), 1449-1484, 2012.

Hurtado-Banda R, Gomez-Alvarez A, Márquez-Farías JF, Cordoba-Figueroa M, Navarro-García G, Medina-Juárez LA. Total mercury in liver and muscle tissue of two coastal sharks from the northwest of Mexico. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, 88, 971-975, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Trabalho e Rendimento. **Pesquisa de orçamentos familiares 2008-2009: análise do consumo alimentar pessoal no Brasil**. Rio de Janeiro, 2011.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2023.

Jackson AL, Inger R, Parnell AC, Bearhop S. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, 80(3), 595-602, 2011.

Jeziarska B, Ługowska K, Witeska M. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). **Fish physiology and biochemistry**, 35, 625-640, 2009.

Júlio TG, Moura VL, Lacerda LD, Lessa RP. Mercury concentrations in coastal Elasmobranchs (*Hypanus guttatus* and *Rhizoprionodon porosus*) and human exposure in Pernambuco, Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 94(suppl 4), e20220045, 2022.

Kotas JE, Barreto R, Santos RA, Lessa R, Rosa RS, Vizuetete EP, Gadig OB. **Plano de Ação Nacional para Conservação dos Tubarões e Raias Marinhos Ameaçados de Extinção**, 2023.

Klimley, AP. **The biology of sharks and rays**. University of Chicago Press, 2013.

Lacerda LD, Bezerra MF, Costa BGB, Braga TM, Goyanna FA. Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe Market, Fortaleza, Ceará state, Brazil. **Arquivo Ciências Mar** 49: 50-54, 2016.

Lacerda LD, Malm O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos avançados**, 22, 173-190, 2008.

Lacerda LD, Moura VL, Oliveira RWS, Carmo KLC, Nunes JLS, Freitas AS, Bezerra MF. Mercury (Hg) concentration in fish commercialized in the São Luís fish market (MA) and

potential exposure of consumers. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 96(1), e20230238, 2024.

Lacerda LD, Paraquetti HHM, Marins RV, Rezende CE, Zalmon IR, Gomes MP, Farias V. Mercury content in shark species from the south-eastern Brazilian coast. **Revista Brasileira de Biologia**, 60, 571-576, 2000.

Last P, Naylor G, Séret B, White W, Carvalho M, Stehmann M. **Rays of the World**. CSIRO publishing, 2016.

Lessa R, Santana FM, Ricón G, Gadig OBF, El-Dier AC. **Biodiversidade de elasmobrânquios do Brasil**. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO). Recife, 1999.

Licata P, Trombetta D, Cristani M, Naccari C, Martino D, Caló M., Naccari F. Heavy metals in liver and muscle of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the straits of Messina (Sicily, Italy). **Environmental monitoring and assessment**, 107, 239-248, 2005.

Li Z, Pethybridge HR, Gong Y, Wu F, Dai X, Li Y. Effect of body size, feeding ecology and maternal transfer on mercury accumulation of vulnerable silky shark *Carcharhinus falciformis* in the eastern tropical pacific. **Environmental Pollution**, 309, 119751, 2022.

Lyons K, Lowe CG. Mechanisms of maternal transfer of organochlorine contaminants and mercury in the common thresher shark (*Alopias vulpinus*). **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, 70(12), 1667-1672, 2013.

Lyons K, Carlisle AB, Lowe CG. Influence of ontogeny and environmental exposure on mercury accumulation in muscle and liver of male Round Stingrays. **Marine environmental research**, 130, 30-37, 2017.

Matulik AG, Kerstetter DW, Hammerschlag N, Divoll T, Hammerschmidt CR, Evers DC. Bioaccumulation and biomagnification of mercury and methylmercury in four sympatric coastal sharks in a protected subtropical lagoon. **Marine pollution bulletin**, 116(1-2), 357-364, 2017.

Martins MF, Costa PG, Bianchini A. Assessing multigenerational exposure to metals in elasmobranchs: Maternal transfer of contaminants in a yolk-sac viviparous species. **Marine Pollution Bulletin**, 175, 113364, 2022.

McKinney MA, Dean K, Hussey NE, Cliff G, Wintner SP, Dudley SFJ, Zungu MP, Fisk AT. Global versus local causes and health implications of high mercury concentrations in sharks from the east coast of South Africa. **Science Total Environment** 541: 176–183, 2016.

Mieiro CL, Pacheco M, Pereira ME, Duarte AC. Mercury distribution in key tissues of fish (*Liza aurata*) inhabiting a contaminated estuary—implications for human and ecosystem health risk assessment. **Journal of Environmental Monitoring**, 11(5), 1004-1012, 2009.

Montero-Alvarez A, Fernández de la Campa MDR, Sanz-Medel A. Mercury speciation in Cuban commercial edible fish by HPLC-ICP-MS using the double spike isotope dilution

analysis strategy. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, 94(1), 36-47, 2014.

Moura VL, Rabelo JN, Bezerra MF, Silva GB, Faria VV, Rezende CE, Bastos WR, Lacerda LD. Ecological and biological factors associated to mercury accumulation in batoids (Chondrichthyes: Batoidea) from northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin** 161: 111761, 2020.

Nam DH, Adams DH, Reyier EA, Basu N. Mercury and selenium levels in lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) in relation to a harmful red tide event. **Environmental monitoring and assessment**, 176(1), 549-559, 2011.

Nelson JS, Grande TC, Wilson MV. **Fishes of the World**. John Wiley & Sons, 2016.
Newman MC, Xu X, Cotton CF, Tom KR. High mercury concentrations reflect trophic ecology of three deep-water chondrichthyans. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 60, 618-625, 2011.

Nomaki H, Ogawa NO, Ohkouchi N, Suga H, Toyofuku T, Shimanaga M., Kitazato H. Benthic foraminifera as trophic links between phytodetritus and benthic metazoans: carbon and nitrogen isotopic evidence. **Marine Ecology Progress Series**, 357, 153-164, 2008.

Núñez-Nogueira G. **Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline**. Golfo de México Contaminación e impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, 451-474, 2005.

O'bryhim-Jr et al. Relationships of mercury concentrations across tissue types, muscle regions and fins for two shark species. **Environmental Pollution**, v. 223, p. 323-333, 2017.

Pacoureaux N *et al.* Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. **Nature**, v. 589, n. 7843, p. 567-571, 2021.

Petean FF, Naylor GJ, Lima SM. Integrative taxonomy identifies a new stingray species of the genus *Hypanus* Rafinesque, 1818 (Dasyatidae, Myliobatiformes), from the Tropical Southwestern Atlantic. **Journal of Fish Biology**, 97(4), 1120-1142, 2020.

Pethybridge H, Cossa D, Butler EC. Mercury in 16 demersal sharks from southeast Australia: biotic and abiotic sources of variation and consumer health implications. **Marine Environmental Research**, 69(1), 18-26, 2010.

Pinheiro W. **Aspectos populacionais dos tubarões *Carcharhinus acronotus*, *Mustelus canis* e *Sphyrna mokarran*, desembarcados por uma frota artesanal costeira**. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará. Ceará, 2017.

Pinho AP, Guimarães JRD, Martins AS, Costa PAS, Olavo G, Valentin J. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. **Environmental Research**, 89(3), 250-258, 2022.

Post DM. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, 83(3), 703-718, 2002.

- Queiroz APN, Araújo MLG, Hussey NE, Lessa RP. Trophic ecology of three stingrays (Myliobatoidei: Dasyatidae) off the Brazilian north-eastern coast: Habitat use and resource partitioning. **Journal of Fish Biology**, 102(1), 27-43, 2023.
- Rosa RS, Gadig OBF. Conhecimento da diversidade dos Chondrichthyes marinhos no Brasil: a contribuição de José Lima de Figueiredo. **Arquivos de Zoologia**, 45, 89-104, 2014.
- Ruelas-Inzunza J, Escobar-Sánchez O, Patrón-Gómez J, Moreno-Sanchez XG, Murillo-Olmeda A, Spanopoulos-Hernández M, Corro-Espinosa D. Mercury in muscle and liver of ten ray species from Northwest Mexico. **Marine pollution bulletin**, 77(1-2), 434-436, 2013.
- Sakamoto M, Tatsuta N, Izumo K, Phan PT, Vu L D, Yamamoto M, Murata K. Health impacts and biomarkers of prenatal exposure to methylmercury: lessons from Minamata, Japan. **Toxics**, 6(3), 45, 2018.
- Sandheinrich MB, Miller KM. Effects of dietary methylmercury on reproductive behavior of fathead minnows (*Pimephales promelas*). **Environmental Toxicology Chemistry** 25:3053–3057, 2006.
- Santander-Neto J, Faria VV. Sharks and rays caught by a small-scale fisheries in the western equatorial Atlantic. **Journal of Applied Ichthyology**, 36(6), 830-833, 2020.
- Santos CMH, Gadig OBF. Abnormal embryos of sharpnose sharks, *Rhizoprionodon porosus* and *Rhizoprionodon landii* (Elasmobranchii: Carcharhinidae), from Brazilian coast, western South Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, 7, e55, 2014
- Schneider L, Maher W, Green A, Vogt, RC. Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wildlife and human health. Mercury: Sources, Applications and Health Impacts. **Nova Science Publishers, Inc.**, Hauppauge, New York, USA, 173-232, 2013.
- Scheuhammer A, Braune B, Man H, Frouin H, Krey A, Letcher R, Loseto L, Noël M, Ostertag S, Ross P, Wayland M. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. **Science of The Total Environment**, 509–510, pp. 91-103, 2015.
- Shibuya A, Rosa, RS. Stomach contents of the Caribbean sharpnose Shark *Rhizoprionodon porosus* (Poey, 1864) (Elasmobranchii: Carcharhinidae) from the coast of Paraíba, Brazil. **Revista Nordestina de Biologia**, 27(1), 2019.
- Shiffman DS, Gallagher AJ, Boyle MD, Hammerschlag-Peyer CM, Hammerschlag N. Stable isotope analysis as a tool for elasmobranch conservation research: a primer for non-specialists. **Marine and Freshwater Research**, 63(7), 635-643, 2012.
- Shiple ON, Lee CS, Fisher NS, Sternlicht JK, Kattan S, Staaterman ER, Gallagher AJ. Metal concentrations in coastal sharks from The Bahamas with a focus on the Caribbean Reef shark. **Scientific reports**, 11(1), 218, 2021.

Simpfendorfer CA, Goodreid AB, McAuley RB. Size, sex and geographic variation in the diet of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, from Western Australian waters. **Environmental Biology of Fishes**, 61(1), 37-46, 2001.

Soulen BK, Adams DH, Roberts AP. Mercury accumulation, speciation, and temporal trends in Atlantic Stingrays (*Hypanus sabinus*). **Ecotoxicology**, 28, 251-260, 2019.

Souza JR, Barbosa AC. Contaminação por mercúrio e o caso da Amazônia. **Química nova na escola**, 12, 3-7, 2000.

Souza LGX. **Peixes marinhos e estuarinos do Ceará e seu estado de conservação**. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará. Ceará, 2022.

Sousa MC, Martins IM, Hanazaki N. Trophic relationships between people and resources: Fish consumption in an artisanal fishers neighborhood in southern Brazil. **Ethnobiology and Conservation** 5, 2016.

Souza-Araujo J, Andrades R, Oliveira-Lima M, Hussey NE, Giarrizzo T. Maternal and embryonic trace element concentrations and stable isotope fractionation in the small eye smooth-hound (*Mustelus higmani*). **Chemosphere**, 257, 127183, 2020.

Souza-Araujo J, Souza-Junior OG, Guimarães-Costa A, Hussey NE, Lima MO, Giarrizzo T. The consumption of shark meat in the Amazon region and its implications for human health and the marine ecosystem. **Chemosphere**, 265, 129132, 2021.

Souza-Araujo J, Hussey NE, Hauser-Davis RA, Rosa AH, Oliveira Lima M, Giarrizzo T. Human risk assessment of toxic elements (As, Cd, Hg, Pb) in marine fish from the Amazon. **Chemosphere**, 301, 134575, 2022.

Taylor DL, Kutil NJ, Malek AJ, Collie JS. Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: contamination from a trophic ecology and human health perspective. **Marine environmental research**, 99, 20-33, 2014.

Tiktak GP, Butcher D, Lawrence, PJ, Norrey J, Bradley L, Shaw K, Megson D. Are concentrations of pollutants in sharks, rays and skates (Elasmobranchii) a cause for concern? A systematic review. **Marine Pollution Bulletin**, 160, 111701, 2020.

Torres P, Rodrigues A, Soares L, Garcia P. Metal concentrations in two commercial tuna species from an active volcanic region in the Mid-Atlantic Ocean. **Archives of environmental contamination and toxicology**, 70, 341-347, 2016.

Townsend R, Gilchrist S. Preliminary evidence for a biennial feeding strategy related to reproduction in female sand tiger sharks, *Carcharias taurus* (Rafinesque, 1810). The elasmobranch husbandry manual II: Recent advances in the care of sharks, rays and their relatives. **Columbus: Ohio Biological Survey**, 153-157, 2017.

UNEP. Global Mercury Assessment 2018: Sources, Emissions, Releases, and Environmental Transport. **Unep**, 2018.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Vol. 1: Fish sampling and analysis. EPA 823-B-00-007. Office of Science and Technology Office of Water, **USEPA**, Washington, DC, 2000.

USEPA. Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury Final. **US Environmental Protection Agency Washinton**, DC, EPA-823-R-:303, 2001.

USEPA. Regional Screening Levels for Chemical Contaminants at Superfund Sites. **US Environmental Protection Agency**, 2022.

Viana ADF. **Hábitos alimentares e análise de sobreposição trófica de elasmobrânquios no litoral sul do Rio de Janeiro, Brasil**. Dissertação, 2013.

Vianna M, Arfelli CA, Amorim AF. Feeding of *Mustelus canis* (Elasmobranchii, Triakidae) caught off south-southeast coast of Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 26(1), 79-84, 2000.

Vianna GMS, Vooren CM. Distribution and abundance of the lesser electric ray *Narcine brasiliensis* (OLFERS, 1831) (Elasmobranchii: Narcinidae) in southern Brazil in relation to environmental factors. **Brazilian Journal of Oceanography**, 52, 105-112, 2009.

Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH, Scheuhammer AM. Ecotoxicology of mercury. In: **Handbook of ecotoxicology**, vol 2, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, pp 409–463, 2003.

Worm B. et al. Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. **Marine Policy**, v. 40, p. 194-204, 2013.

Wosnick N, Chaves AP, Leite RD, Nunes JLS, Saint’Pierre TD, Willmer IQ, Hauser-Davis RA. Nurse sharks, space rockets and cargo ships: Metals and oxidative stress in a benthic, resident and large-sized mesopredator, *Ginglymostoma cirratum*. **Environmental Pollution**, 288, 117784, 2021^a.

Wosnick N, Niella Y, Hammerschlag N, Chaves AP, Hauser-Davis RA, Rocha RCC, Nunes JLS. Negative metal bioaccumulation impacts on systemic shark health and homeostatic balance. **Marine pollution bulletin**, 168, 112398, 2021^b.

Zheng W, Aschner M, Ghersi-Egea JF. Brain barrier systems: a new frontier in metal neurotoxicological research. **Toxicology and applied pharmacology**, 192(1), 1-11, 2003.

APÊNDICE

Comparação dos dados do presente estudo com os literatura, considerando seu número amostral (n), tamanho dos espécimes em mínimo e máximo e concentrações mínimas e máximas de mercúrio total (Hg-total), para amostras de músculo, fígado e cérebro (ng.g⁻¹, peso úmido) das espécies de elasmobrânquios estudados. A seleção dos artigos foi restrita aos que apresentaram dados de Hg total.

Espécie / Local de Amostragem	n	Tamanho (cm) ^a	Hg no Músculo (ng.g ⁻¹ w.w.) ^b	Hg no Fígado (ng.g ⁻¹ w.w.)	Hg no Cérebro (ng.g ⁻¹ w.w.)	Referência
Tubarões						
<i>Carcharhinus acronotus</i>						
Ceará, Brasil	1	87,3	132	-	49,4	Presente estudo
Costa do Oceano Atlântico, Estados Unidos	1	49	350*	-	-	Adams <i>et al.</i> , 2003
Golfo do México, Estados Unidos	11	109*	1.760*	-	-	Rumbold <i>et al.</i> , 2014
Golfo do México, Estados Unidos	8	80 - 95,1	1.650 - 4.900	-	-	Matulik <i>et al.</i> , 2017
Bahamas, Estados Unidos	3	97 - 114	1.840 - 2.890	-	-	Shiple <i>et al.</i> , 2021
Costa Amazônica, Brasil	5	-	80 - 1.670	-	-	Souza-Araújo <i>et al.</i> , 2021
<i>Carcharhinus limbatus</i>						
Ceará, Brasil	12	62 - 172	156 - 851	15,6	15 - 83,9	Presente estudo
Costa Norte, Austrália	234	68 - 158	260 - 3.200	-	-	Lyle, 1984
Costa Norte, Austrália	15	97 - 171	480 - 2.900	-	-	Lyle, 1986
Costa do Oceano Atlântico, Estados Unidos	21	51 - 162	160 - 2.300	-	-	Adams e McMichael, 1999
Golfo do México, México	21	60 - 164	3.330*	7.780*	1.330*	Núñez-Nogueira, 2005
Golfo do Califórnia, México	16	74 - 224	510*	-	-	García-Hernández <i>et al.</i> , 2007
Golfo do México, Estados Unidos	28	127 - 171	2.650*	-	-	Rumbold <i>et al.</i> , 2014
Costa do Oceano Atlântico, Estados Unidos	21	51 - 162	60 - 2.300	-	-	Adams <i>et al.</i> , 2015
Costa do Oceano Índico, África do Sul	32	113 - 186	2.237*	-	-	McKinney <i>et al.</i> , 2016
Golfo do México, Estados Unidos	23	63 - 135	3.220*	-	-	Matulik <i>et al.</i> , 2017
Costa do Oceano Pacífico, Austrália	7	204*	250 - 2.910	-	-	Cagnazzi <i>et al.</i> , 2019
Maranhão, Brasil	2	60 - 62	190*	160*	-	Wosnick <i>et al.</i> , 2021b
Costa do Oceano Índico, África do Sul	1	139	390	-	-	Erasmus <i>et al.</i> , 2022
<i>Galeocerdo cuvier</i>						
Ceará, Brasil	3	95 - 320	166 - 637	77 - 449	19 - 101	Presente estudo
Costa Norte, Austrália	6	97 - 203	390 - 1.100	-	-	Lyle, 1986
Costa do Oceano Pacífico, Japão	42	119 - 320	380 - 1.340	110 - 20.100	-	Endo <i>et al.</i> , 2008
Golfo do México, Estados Unidos	8	215 - 278	370*	-	-	Rumbold <i>et al.</i> , 2014
Costa do Oceano Pacífico, Japão	114	112 - 325	290 - 1.530	90 - 20.090	-	Endo <i>et al.</i> , 2015
Costa do Oceano Índico, África do Sul	18	135 - 239	1.042*	-	-	McKinney <i>et al.</i> , 2016
Bahamas, Estados Unidos	7	155 - 320	730 - 1.930	-	-	Shiple <i>et al.</i> , 2021
Costa Amazônica, Brasil	1	-	450	-	-	Souza-Araújo <i>et al.</i> , 2021
Maranhão, Brasil	1	175	167	134	-	Wosnick <i>et al.</i> , 2021b
Costa do Oceano Índico, Ilha da Reunião	20	266 - 380	760*	-	-	Le Croizier <i>et al.</i> , 2020
Costa do Oceano Índico, África do Sul	4	140 - 173	890*	-	-	Erasmus <i>et al.</i> , 2022
<i>Ginglymostoma cirratum</i>						
Ceará, Brasil	7	82,2 - 199	69 - 929	11 - 41	5,5 - 30,5	Presente estudo
Caribe, Estados Unidos	1	-	69	-	-	Monteiro-Alvarez <i>et al.</i> , 2014
Ceará, Brasil	2	154 - 215	266 - 733	-	-	Lacerda <i>et al.</i> , 2016
Maranhão, Brasil	28	-	1.662 - 7.525	-	-	Wosnick <i>et al.</i> , 2021a
Maranhão, Brasil	3	10 - 254	90 - 242	141 - 396	-	Wosnick <i>et al.</i> , 2021b
Bahamas, Estados Unidos	5	204 - 267	1.230 - 3.540	-	-	Shiple <i>et al.</i> , 2021
<i>Heptranchias perlo</i>						
Ceará, Brasil	1	110	635	-	-	Presente estudo
Austrália	7	123,6*	40 - 2.000	-	-	Walker, 1988
Mar Mediterrâneo, Itália	8	73-78	1.130-1.410	-	-	Storelli <i>et al.</i> , 2002
China	4	33*	75*	-	-	Asante <i>et al.</i> , 2008
Mar Mediterrâneo, Egito	4	65,5 - 111	2.600*	25.000*	-	Roubie <i>et al.</i> , 2024

<i>Mustelus canis</i>						
Ceará, Brasil	3	95 – 111	384 – 586	127	15 – 55	Presente estudo
Litoral Sul, Brasil	79	89,2*	410*	-	-	Pinho <i>et al.</i> , 2002
Florida, Estados Unidos	54	59,9 – 109	825*	-	-	Taylor <i>et al.</i> , 2014
<i>Rhizoprionodon lalandii</i>						
Ceará, Brasil	3	44 – 81	111 – 961	59	11 – 84	Presente estudo
Rio de Janeiro, Brasil	45	23 – 49	5,3 – 70	-	-	Lacerda <i>et al.</i> , 2000
Rio de Janeiro, Brasil	22	23 – 112	90 – 16.000	20 – 3.500	10 – 6.200	Amorim-Lopes <i>et al.</i> , 2020
Costa Amazônica, Brasil	2	-	90 – 700	-	-	Souza-Araújo <i>et al.</i> , 2021
Costa Amazônica, Brasil	2	74,1*	90 – 700	-	-	Souza-Araújo <i>et al.</i> , 2022
<i>Rhizoprionodon porosus</i>						
Ceará, Brasil	7	36 – 92	42 – 950	9 – 15	37 – 46	Presente estudo
Rio de Janeiro, Brasil	12	26 – 50	1,9 – 22,6	-	-	Lacerda <i>et al.</i> , 2000
Ceará, Brasil	1	85	509	-	-	Lacerda <i>et al.</i> , 2016
Rio de Janeiro, Brasil	20	43 – 56	70 – 350	50 – 280	-	Amorim-Lopes <i>et al.</i> , 2020
Pernambuco, Brasil	24	33 – 79	40 – 1.020	-	-	Júlio <i>et al.</i> , 2022
Maranhão, Brasil	3	38 – 45	90 – 230	347 – 576	-	Wosnick <i>et al.</i> , 2021b
Costa Amazônica, Brasil	5	-	10 – 1.550	-	-	Souza – Araújo <i>et al.</i> , 2021
Costa Amazônica, Brasil	2	38*	10 – 110	-	-	Souza – Araújo <i>et al.</i> , 2022
Raias						
<i>Hypanus berthaltzae</i>						
Ceará, Brasil	10	62 – 126	121 – 534	-	17 – 28,7	Presente estudo
Ceará, Brasil	12	52 – 91	200 – 1.197	-	-	Moura <i>et al.</i> , 2020
Ceará, Brasil	12	-	440*	-	-	Bezerra <i>et al.</i> , 2023
<i>Hypanus guttatus</i>						
Ceará, Brasil	7	68 – 96	93 – 389	-	10 – 18	Presente estudo
Ceará, Brasil	1	84	83,4	-	-	Lacerda <i>et al.</i> , 2016
Ceará, Brasil	17	11 – 72	1 – 1.089	-	-	Moura <i>et al.</i> , 2020
Ceará, Brasil	5	-	737*	-	-	Bezerra <i>et al.</i> , 2023
Pernambuco, Brasil	24	50*	129 – 2.130	-	-	Júlio <i>et al.</i> , 2022
Costa Amazônica, Brasil	5	46,3*	10 – 70	-	-	Souza – Araújo <i>et al.</i> , 2022
<i>Narcine brasiliensis</i>						
Ceará, Brasil	2	15 – 35	16 – 79	16 – 52	-	Presente estudo
Espírito Santo, Brasil	22	6,5 – 28	600 – 860	410 – 1.000	-	Amorim-Lopes <i>et al.</i> , 2019
Costa Amazônica, Brasil	8	40,3*	10 – 350	-	-	Souza – Araújo <i>et al.</i> , 2022
<i>Rhinoptera bonasus</i>						
Ceará, Brasil	1	82	26,8	-	6,2	Presente estudo
Ceará, Brasil	9	30 – 90	4 – 32	-	-	Moura <i>et al.</i> , 2020
Costa Amazônica, Brasil	2	90,5*	50 – 370	-	-	Souza – Araújo <i>et al.</i> , 2022
Florida, Estados Unidos	2	36,3 – 48,5	30 – 90	-	-	Adams <i>et al.</i> , 2003
Florida, Estados Unidos	4	42 – 67	140 – 640	-	-	Adams <i>et al.</i> , 2003

*Os seguintes valores de tamanho e concentrações de Hg-total foram reportados apenas com os valores de suas médias.

^a Para tubarões a medida é o comprimento total (CT), já para as raias a largura do disco (LD).

^b As concentrações de Hg-total muscular que estavam em peso seco foram uniformizadas para peso úmido, considerando 0,25 x Hg.

REFERÊNCIAS - APÊNDICE

Adams DH, McMichael Jr RH. Mercury levels in four species of sharks from the Atlantic coast of Florida. **Fishery Bulletin**, 97(2), 372-379, 1999.

Adams DH, McMichael RH, Henderson GE. Mercury levels in marine and estuarine fishes of Florida: 1989-2001. **Florida Marine Research Institute Technical Report 2**, 57, 2003.

Asante KA, Agusa T, Mochizuki H, Ramu K, Inoue S, Kubodera T, Tanabe S. Trace elements and stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in shallow and deep-water organisms from the East China Sea. *Environmental pollution*, 156(3), 862-873, 2008.

Amorim-Lopes C, Araujo NLF, Rocha L, Monteiro F, Rocha RCC, Saint’Pierre TD, Hauser-Davis RA. Toxic and essential metals in *Narcine brasiliensis* (Elasmobranchii: Narcinidae): a baseline ecotoxicological study in the Southeast Atlantic and preliminary maternal transfer implications. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110606, 2019.

Amorim-Lopes C, Willmer IQ, Araujo NL, Pereira LHS, Monteiro F, Rocha RC, Hauser-Davis RA. Mercury screening in highly consumed sharpnose sharks (*Rhizoprionodon lalandii* and *R. porosus*) caught artisanally in southeastern Brazil. *Elem Sci Anth*, 8(1), 022, 2020.

Bezerra, MF, Goyanna FA, Lacerda L D. Risk assessment of human Hg exposure through consumption of fishery products in Ceará state, northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 189, 114713, 2023.

Cagnazzi D, Broadhurst MK, Reichelt-Brushett A. Metal contamination among endangered, threatened and protected marine vertebrates off south-eastern Australia. *Ecological indicators*, 107, 105658, 2019.

Endo T, Kimura O, Ogasawara H, Ohta C, Koga N, Kato Y, Haraguchi K. Mercury, cadmium, zinc and copper concentrations and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) culled off Ishigaki Island, Japan. *Ecological indicators*, 55, 86-93, 2015.

Erasmus JH, Smit NJ, Gerber R, Schaeffner BC, Nkabi N, Wepener V. Total mercury concentrations in sharks, skates and rays along the South African coast. *Marine Pollution Bulletin*, 184, 114142, 2022.

García-Hernández J, Cadena-Cárdenas L, Betancourt-Lozano M, García-De-La-Parra LM, García-Rico L, Márquez-Farías F. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 89(3), 507-522, 2007.

Júlio TG, Moura VL, Lacerda LD, Lessa RP. Mercury concentrations in coastal Elasmobranchs (*Hypanus guttatus* and *Rhizoprionodon porosus*) and human exposure in Pernambuco, Northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 94(suppl 4), e20220045, 2022.

Lacerda LD, Bezerra MF, Costa BGB, Braga TM, Goyanna FA. Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe Market, Fortaleza, Ceará state, Brazil. *Arquivo Ciências Mar* 49: 50-54, 2016.

Lacerda LD, Malm O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos avançados*, 22, 173-190, 2008.

Lacerda LD, Paraquetti HHM, Marins RV, Rezende CE, Zalmon IR, Gomes MP, Farias V. Mercury content in shark species from the south-eastern Brazilian coast. **Revista Brasileira de Biologia**, 60, 571-576, 2000.

Le Croizier G, Lorrain A, Sonke JE, Jaquemet S, Schaal G, Renedo M, Point D. Mercury isotopes as tracers of ecology and metabolism in two sympatric shark species. **Environmental Pollution**, 265, 114931, 2020.

Lyle JM. Mercury and selenium concentrations in sharks from northern Australian waters. **Marine and Freshwater Research**, 37(3), 309-321, 1986.

Lyle JM. Mercury concentrations in four carcharhinid and three hammerhead sharks from coastal waters of the Northern Territory. **Marine and Freshwater Research**, 35(4), 441-451, 1984.

Matulik AG, Kerstetter DW, Hammerschlag N, Divoll T, Hammerschmidt CR, Evers DC. Bioaccumulation and biomagnification of mercury and methylmercury in four sympatric coastal sharks in a protected subtropical lagoon. **Marine pollution bulletin**, 116(1-2), 357-364, 2017.

McKinney MA, Dean K, Hussey NE, Cliff G, Wintner SP, Dudley SF, Fisk AT. Global versus local causes and health implications of high mercury concentrations in sharks from the east coast of South Africa. **Science of the total environment**, 541, 176-183, 2016.

Moura VL, Rabelo JN, Bezerra MF, Silva GB, Faria VV, Rezende CE, Bastos WR, Lacerda LD. Ecological and biological factors associated to mercury accumulation in batoids (Chondrichthyes: Batoidea) from northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin** 161: 111761, 2020.

Montero-Alvarez A, Fernández de la Campa MDR, Sanz-Medel A. Mercury speciation in Cuban commercial edible fish by HPLC-ICP-MS using the double spike isotope dilution analysis strategy. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, 94(1), 36-47, 2014.

Núñez-Nogueira G. **Concentration of essential and non-essential metals in two shark species commonly caught in Mexican (Gulf of Mexico) coastline.** Golfo de México Contaminación e impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, 451-474, 2005.

Roubie E, Karavoltsos S, Sakellari A, Katsikatsos N, Dassenakis M, Megalofonou P. Trace Metals Distribution in Tissues of 10 Different Shark Species from the Eastern Mediterranean Sea. **Fishes**, 9(2), 77, 2024.

Rumbold D, Wasno R, Hammerschlag N, Volety A. Mercury accumulation in sharks from the coastal waters of southwest Florida. **Archives of environmental contamination and toxicology**, 67, 402-412, 2014.

Shiple ON, Lee CS, Fisher NS, Sternlicht JK, Kattan S, Staaterman ER, Gallagher AJ. Metal concentrations in coastal sharks from The Bahamas with a focus on the Caribbean Reef shark. **Scientific reports**, 11(1), 218, 2021.

Souza-Araujo J, Hussey NE, Hauser-Davis RA, Rosa AH, Oliveira-Lima M, Giarrizzo T. Human risk assessment of toxic elements (As, Cd, Hg, Pb) in marine fish from the Amazon. **Chemosphere**, 301, 134575, 2022.

Souza-Araujo J, Souza-Junior OG, Guimarães-Costa A, Hussey NE, Lima MO, Giarrizzo T. The consumption of shark meat in the Amazon region and its implications for human health and the marine ecosystem. **Chemosphere**, 265, 129132, 2021.

Storelli MM, Giacomini-Stuffler R, Marcotrigiano GO. Mercury accumulation and speciation in muscle tissue of different species of sharks from Mediterranean Sea, Italy, 2002.

Walker TI. Mercury concentrations in edible tissues of elasmobranchs, teleosts, crustaceans and molluscs from south-eastern Australian waters. **Marine and Freshwater Research**, 39(1), 39-49, 1988.

Wosnick N, Chaves AP, Leite RD, Nunes JLS, Saint’Pierre TD, Willmer IQ, Hauser-Davis RA. Nurse sharks, space rockets and cargo ships: Metals and oxidative stress in a benthic, resident and large-sized mesopredator, *Ginglymostoma cirratum*. **Environmental Pollution**, 288, 117784, 2021^a.

Wosnick N, Niella Y, Hammerschlag N, Chaves AP, Hauser-Davis RA, Rocha RCC, Nunes JLS. Negative metal bioaccumulation impacts on systemic shark health and homeostatic balance. **Marine pollution bulletin**, 168, 112398, 2021^b.

Pinho AP, Guimarães JRD, Martins AS, Costa PAS, Olavo G, Valentin J. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. **Environmental Research**, 89(3), 250-258, 2022.

Taylor DL, Kutil NJ, Malek AJ, Collie JS. Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: contamination from a trophic ecology and human health perspective. **Marine environmental research**, 99, 20-33, 2014.