



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

CYNTIA RAFAELA FERREIRA DE MORAES

CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO EM ITENS ALIMENTARES NA DIETA DE
ATUNS DO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL

FORTALEZA

2021

CYNTIA RAFAELA FERREIRA DE MORAES

**CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO EM ITENS ALIMENTARES NA DIETA DE
ATUNS DO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará - UFC, como requisito à obtenção do título de Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.
Coorientador: Prof. Dr. Vicente Vieira Faria.
Coorientador: Prof. Dr. Guelson Batista da Silva.

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

MORAES, CYNTHIA RAFAELA FERREIRA DE.
CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO EM ITENS ALIMENTARES NA DIETA DE ATUNS DO
ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL / CYNTHIA RAFAELA FERREIRA DE MORAES. – 2021.
167 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-
Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.

1. Scombridae. 2. Alimentação. 3. Isótopos estáveis. 4. Metais. 5. Quocientes de risco. I. Título.

CDD 551.46

CYNTIA RAFAELA FERREIRA DE MORAES

**CONTAMINAÇÃO DE MERCÚRIO EM ITENS ALIMENTARES NA DIETA DE
ATUNS DO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará - UFC, como requisito à obtenção do título de Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Danielle Sequeira Garcez
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Caroline Vieira Feitosa
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Carlos Eduardo de Rezende
Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF)

Dr. Rodrigo Sávio Teixeira de Moura
Universidade Federal do Maranhão (UFMA)

A Hilário Morais de Farias (*In Memoriam*), o único irmão mais velho que tive, ao autor da minha infância e meu eterno melhor amigo. Dedico a você que sempre acreditou em mim. Hoje estou concluindo a nossa tão sonhada formação. Hoje eu consegui concluir o caminho para me tornar a pessoa que você tanto acreditava que me tornaria e sei que você está comigo hoje e em todos os momentos futuros. A promessa ainda permanece viva, os objetivos em breve serão concluídos e os nossos sonhos, por nós dois eu irei realizá-los. Sempre te amarei.

A Almáquio Bezerra de Morais e Antônia Maria de Morais (*In Memoriam*), meus avós maternos e Vicente Ferreira de Paula e Maria Francisca de Oliveira (*In Memoriam*), meus avós paternos, que tanto contribuíram em minha vida com ensinamentos de sabedoria, humildade e amor.

Dedico a todas as vítimas do Covid 19 (*In Memoriam*) e suas famílias, em especial a todos os pesquisadores e profissionais que tiveram suas vidas interrompidas, a todos que perderam suas vidas na linha de frente de uma batalha tão difícil. Vocês não foram apenas números, foram vidas que importaram para cada pessoa que os amava. A todos os pesquisadores que se foram, vocês formaram a base de um legado para todos nós que continuaremos a fazer ciência. Obrigada a todos.

Dedico ao maior amor de toda minha vida, a DEUS, minha real fonte de amor, força, coragem e inspiração. Obrigada.

A Francisca Antônia de Moraes, minha mãe, por tanto amor, pelos ensinamentos e os sacrifícios que faz por mim. Por me ensinar o exemplo de força e fé nos momentos mais difíceis. A senhora sempre será minha maior inspiração. Saiba que sempre a amarei. Obrigada por tudo.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço ao meu DEUS, aquele que mais amo, por sempre estar ao meu lado, permitindo cada vitória, cada conquista e superação em todos os obstáculos enfrentados, a ele o meu agradecimento e amor eterno. Obrigada por me dar forças de chegar até aqui, apesar de todos os problemas, desafios e de vivenciar uma forte depressão.

Agradeço a minha família que tanto amo e me dá forças em cada nova fase da vida, em especial meus pais Francisco Ferreira de Paula e Francisca Antônia de Moraes e minhas irmãs Cynara Raquel Ferreira de Moraes e Cybele Ruana Ferreira de Moraes. Agradeço ao meu marido e companheiro José Tavares de Oliveira Neto pelo amor, apoio e companheirismo. Obrigado por serem o meu porto seguro durante todos esses anos de mar agitado. Obrigada por me ajudarem a me erguer em meio aos meus problemas e a enfrentar e tratar minha depressão.

Agradeço aos meus padrinhos Moacir Farias e Eurides Maria, meus primos Hilana Moraes, Hilário Júnior e Ísis. Saibam que os amo muito e sou grata por todo o apoio e amor ofertado.

Agradeço aos meus demais familiares que me apoiaram de alguma forma. Em especial aos meus amados sogros Francisco Oliveira e Rita Oliveira e minha amada cunhada Juliana, obrigada por tudo.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Luiz Drude de Lacerda, pela orientação, dedicação, apoio, compreensão e acima de tudo por todos os ensinamentos e conhecimentos compartilhados durante esses anos na UFC e no LABOMAR. Aqui deixo minha total admiração e agradecimento pelas valiosas contribuições pessoal, acadêmica e profissional proporcionadas. O senhor é um profissional que inspira a muitos, especialmente aos seus alunos. Obrigada por tudo.

Agradeço ao meu co-orientador, Dr. Vicente Vieira Faria, saiba que sou grata pela orientação, dedicação e compreensão. Mas acima de tudo por sua amizade e apoio, especialmente nos momentos difíceis. Saiba que cada um de todos os seus ensinamentos e conhecimentos compartilhados, permitiram me lapidar como profissional e me tornar um ser humano melhor. O maior presente foi sua amizade. Aqui deixo minha total admiração e agradecimento pelas valiosas contribuições pessoal, acadêmica e profissional proporcionadas.

Agradeço ao meu co-orientador, Dr. Guelson Batista da Silva, pela orientação, dedicação, apoio, compreensão e acima de tudo por todos os ensinamentos e conhecimentos

compartilhados durante esses anos na UFERSA. Aqui deixo minha total admiração e agradecimento pelas valiosas contribuições pessoal, acadêmica e profissional proporcionadas.

Agradeço a Banca Examinadora composta pelos (as) docentes Dra. Danielle Sequeira Garcez (UFC), Dra. Caroline Vieira Feitosa (UFC), Dr. Carlos Eduardo de Rezende (UENF), Dr. Rodrigo Sávio Teixeira de Moura (UFMA) e Dr. Mário Vinícius Conдини (UFES) pela disponibilidade e pela valiosa contribuição acadêmica e profissional proporcionada.

Aos professores do departamento de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais e aos demais professores da UFC, LABOMAR e UFERSA pela importante contribuição na minha formação profissional.

À Profa. Dra. Rozane Valente Marins pela disposição do Laboratório de Biogeoquímica Costeira (LBC-LABOMAR), pelo apoio e suporte para a realização dos procedimentos analíticos que possibilitaram a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva pela disposição do Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água, Limnoaqua – UFERSA, pelo apoio e suporte para a realização dos procedimentos analíticos que possibilitaram a realização deste trabalho

Agradeço aos meus amigos de longa data Irani Varjão, Klébia Marques, Daniele Duarte, Janethy, Edinete, Paulo Júnior, Laio Ariel, Pedro Paulo Silva, André, Edonária Dantas e Francisca Jales e minha amiga e psicóloga Catarina Franco. Muito obrigada pela torcida, pelo carinho, pela força de sempre e principalmente por todos os momentos vividos.

Agradeço a todos os meus amigos que têm acompanhado toda minha trajetória durante o doutorado me dando forças e dando suporte ao longo de toda essa jornada. Em especial a Elano Silva, Luiza Nunes, Mariana Paola, Felipe Regis, Jordana Sampaio, David Moura, Ivo Orellana e Ravena Alves.

Agradeço a todos os meus amigos do Grupo UFERSA para Cristo que auxiliam os trabalhos realizados na Capela Sagrada Família pelo apoio incondicional na amizade e na fé. Em especial a Neide, Ledinha, Bruno e Edivino.

Agradeço aos meus colegas e amigos do Laboratório de Biogeoquímica Costeira - LBC. Em especial a Victor Lacerda, César Barrios e Ana Paula. Obrigada por tudo.

Agradeço aos meus colegas e amigos do Laboratório de Evolução e Conservação de Vertebrados Marinhos – Evolve. Em especial a Dyons, Liliam e Nayara. Obrigada por tudo.

Agradeço aos meus colegas e amigos do Laboratório de Tecnologia e Oceanografia Pesqueira – LABTOP. Em especial a Manuel Alves, João Luiz, Jannethy, Grazy Mesquita, Maycon Davi, Micaele de Souza, Paulo Nunes e Paulo Vinicius. Muito obrigada por tudo.

Agradeço aos meus colegas e amigos do Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água – LIMNOAQUA. Em especial ao meu amigo Luiz Carlos Fernandes. Obrigada por tudo.

Agradeço à CAPES, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

Agradeço à FUNCAP, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

Agradeço ainda a todos os funcionários da UFC, LABOMAR, UFERSA e as demais pessoas que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, muito obrigada!

Agradeço a todos os meus animais de estimação pelo amor incondicional e carinho. Em especial, a minha cadela Baleia e minha gata Raffa que se foram no ano de 2020. Obrigada pela companhia em todos os momentos de solidão, obrigada pelo conforto no momento de dor e depressão e principalmente pelo amor livre de julgamentos.

Educar para que?

“A educação é algo fundamental pois está presente em todos os momentos em nossas vidas. A família é a base desse conhecimento, é o primeiro grupo da qual a educação é transmitida dos pais para os filhos, especialmente quanto ao ensino de ética e cidadania. Sendo esta uma das principais contribuições da família na formação escolar dos alunos. É preciso educar as novas gerações com amor e respeito, para que o ser humano seja dotado não apenas de conhecimento, mas que cada um seja capaz de perpetuar a sabedoria dos que lhe ensinam e inspirar aos seus futuros aprendizes”.

Texto elaborado pela Pedagoga e Especialista em Gestão Educacional, Francisca Antônia de Moraes (Meu maior amor, minha mãe, minha heroína e minha maior inspiração).

“O século XX foi atormentado por duas guerras mundiais, genocídio, a matança do meio ambiente e a destruição do nosso ecossistema. É, o homem pensa que é bem esperto ao ser capaz de desenvolver todas essas máquinas para poder destruir. Nós somos os animais menos inteligentes desse planeta. Todas as vezes que vocês olharem no espelho, vocês podem dizer duas coisas:

1º somos a luz e o espírito, que se move através de todas as coisas;

2º somos os seres menos espertos deste planeta. Ambos somos, nós o yin e yang. Dicotomia, meus amigos. Há um modo de resolver esse problema: desça até o chão e pegue algumas plantas, coloque-as no seu nariz e seja parte da terra, porque sem a terra nós estamos mortos. Sem o nosso ecossistema vamos morrer! Somos maníacos genocidas de nosso planeta e nossa própria destruição! Ainda assim, ao mesmo tempo estamos redimidos. Somos a redenção. Somos os cuidadores originais da mãe terra!

Vamos voltar a fazer o nosso trabalho!”

Discurso realizado no Rock in Rio 2015, Composer and performer: Serj Tankian (SYSTEM OF A DOWN - SOAD).

RESUMO

Neste trabalho, no primeiro capítulo, discutimos os principais conceitos relacionados à contaminação por Hg no pescado e produtos derivados, o consequente risco associado à exposição humana e a segurança alimentar. Entre as metodologias de análise para redução da contaminação de Hg e de sua toxicidade, destacamos a utilização de agentes quelantes como a cisteína e o EDTA, como promissores. Também destacamos a relevância que as variáveis como pH, temperatura e tempo de preparo apresentam nos métodos de preparação para consumo, como os processos de cozimento e fritura, que podem contribuir significativamente na redução de Hg no pescado. Evidenciamos ainda, a importância da adoção de técnicas que possibilitem uma compreensão objetiva por parte do consumidor, propondo a utilização dos quocientes de risco (HQ) quanto à avaliação do risco de contaminação de Hg pela ingestão de pescado. No segundo capítulo, analisamos a composição isotópica, as taxas de contribuição relativa e cargas de Hg total nos itens alimentares que compõem a dieta de duas espécies de atuns (*Thunnus albacares* e *Thunnus obesus*) capturadas em regiões oceânicas do Atlântico Oeste Equatorial. Verificamos que o principal tipo de item predado por ambas as espécies em todo o período estudado foram peixes, com contribuição de 70,1% na alimentação de *T. albacares* e com contribuição de 71,3% na dieta de *T. obesus*. Os peixes das famílias Bramidae, Exocoetidae e Howellidae apresentaram as maiores concentrações de Hg total. Concluímos com base na ecologia alimentar dos atuns estudados, que as maiores taxas de contribuição alimentar estavam relacionadas aos itens com elevado teor de Hg. Também concluímos que, os índices de quociente de risco (HQ) calculados (com base na literatura científica) para as espécies de atuns *T. albacares* (0,172) e *T. obesus* (0,590) indicaram que é improvável que a exposição possa causar problemas de saúde aos consumidores. Desse modo, este índice pode ser adotado pelos consumidores como medida preventiva quanto ao risco de consumo de peixes que estão passíveis de contaminação por metais. No terceiro capítulo, determinamos as relações de comprimento total x Hg em duas espécies de peixes epipelágicos, *Diodon eydouxii* e *Hirundichthys affinis* e da espécie de peixe mesopelágico, *Howella atlantica* do Atlântico Oeste Equatorial Brasileiro. A concentração de Hg variou de acordo com a fase de maturação em pelo menos duas das quatro espécies estudadas, *H. affinis* e *H. atlantica*.

Palavras-chave: Scombridae. Alimentação. Isótopos estáveis. Metais. Quocientes de risco.

ABSTRACT

In this work, in the first chapter, we discuss the main concepts related to Hg contamination in fish and fish products, the consequent risk associated with human exposure and food security. Among the analytical methodologies for reducing Hg contamination and its toxicity, we highlight the use of chelating agents such as cysteine and EDTA, as promising. We also highlight the relevance that variables such as pH, temperature and preparation time have in preparation methods for consumption, such as cooking and frying processes, which can significantly contribute to the reduction of Hg in fish. We also highlight the importance of adopting techniques that allow an objective understanding on the part of the consumer, proposing the use of health quotients (HQ) regarding the assessment of the risk of Hg contamination by eating fish. In the second chapter, we analyze the isotopic composition, the relative contribution rates and total Hg loads in the food items that make up the diet of two tuna species (*Thunnus albacares* and *Thunnus obesus*) captured in oceanic regions of the Equatorial West Atlantic. We found that the main type of item preyed upon by both species throughout the study period was fish, with a 70.1% contribution to the diet of *T. albacares* and a 71.3% contribution to the diet of *T. obesus*. Fish from the families Bramidae, Exocoetidae and Howellidae had the highest concentrations of total Hg. We concluded, based on the food ecology of the tuna studied, that the highest rates of food contribution were related to items with high Hg content. We also conclude that the risk quotient (HQ) indexes calculated (based on scientific literature) for the species of tuna *T. albacares* (0.172) and *T. obesus* (0.590) indicated that exposure is unlikely to cause consumer health. Thus, this index can be adopted by consumers as a preventive measure regarding the risk of consuming fish that are liable to contamination by metals. In the third chapter, we determined the total length x Hg ratios in two species of epipelagic fish, *Diodon eydouxii* and *Hirundichthys affinis* and the species of mesopelagic fish, *Howella atlantica* from the Brazilian Equatorial West Atlantic. The concentration of Hg varied according to the maturation stage in at least two of the four species studied, *H. affinis* and *H. atlantica*.

Keywords: Scombridae. Food. Stable isotopes. Metals. Quotients of risk.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais divisões dos ambientes marinhos.....	23
Figura 1.1 - Albacora Laje, (<i>Thunnus albacares</i>) (Bonnaterre, 1788).....	27
Figura 1.2 - Albacora Bandolim (<i>Thunnus obesus</i>) (Lowe, 1839).....	28
Figura 1.3 - Morfologia generalizada (depois de Brinton, 1975) de um exemplar Euphausídeo.....	30
Figura 1.4 – Exemplar de <i>Diodon eydouxii</i> (Brissout de Barneville, 1846).....	33
Figura 1.5 - Exemplar de <i>Hirundichthys affinis</i> (Günther, 1866).....	34
Figura 1.6 – Exemplar de peixe mictofídeo <i>Benthoosema suborbitale</i>	36
Figura 1.7 – Exemplar de peixe mictofídeo <i>Myctophum nitidulum</i>	37
Figura 1.8 – Exemplar de peixe <i>Howella atlântica</i>	39
Figura 1.9 – Exemplar do peixe <i>Brama brama</i>	39
Figura 1.10 – Exemplar de cefalópode (lula) da família Ommastrephidae.....	41
Figura 1.11 – Fluxograma com as fases realizadas para elaboração da revisão literária.....	64
Figura 1.12 – Localização da área de amostragem de atuns <i>Thunnus albacares</i> e <i>T. obesus</i> e de suas presas no Atlântico oeste equatorial, indicado pela boia (buoy) do Programa PIRATA, entre abril e junho de 2018.....	99
Figura 2 - Iso-space com os valores médios (\pm desvio padrão) da composição isotópica de ^{13}C e ^{15}N de itens alimentares dos atuns <i>T. albacares</i> e <i>T. obesus</i> e de suas presas no Atlântico Oeste Equatorial.....	108
Figura 3 - Taxas de contribuição relativa dos itens alimentares que compõem a dieta de <i>Thunnus obesus</i> e <i>T. albacares</i> capturados no Atlântico Oeste Equatorial.....	112
Figura 4 - Relação das proporções gerais entre os itens alimentares que compõem as dietas dos exemplares de <i>Thunnus albacares</i>	113
Figura 5 - Relação das proporções gerais entre os itens alimentares que compõem as dietas dos exemplares de <i>T. obesus</i>	114
Figura 6 – Concentração média de Hg de peixes epipelágicos, <i>Diodon eydouxii</i> (Dio; n = 22) e <i>Hirundichthys affinis</i> (Exo; n = 17), e mesopelágicos: <i>Howella atlantica</i> (How; n = 15) e <i>Brama brama/Brama</i> sp. (Bra; n = 7) capturados no Atlântico Oeste Equatorial.....	138
Figura 7 – Regressões lineares aplicadas aos peixes epipelágicos: (a) <i>Diodon eydouxii</i> (Dio; n = 22), (b) <i>Hirundichthys affinis</i> (Exo; n = 17) e mesopelágicos: (c) <i>Howella atlantica</i> (How; n = 15) e (d) <i>Brama brama/Brama</i> sp. (Bra; n = 7) capturados no Atlântico Oeste Equatorial...	140

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais sintomas e distúrbios característicos quanto à contaminação por Hg e MeHg.....	68
Tabela 2 – Concentrações de Hg total no pescado e produtos comercializados para consumo humano.....	74
Tabela 3 – Lista e imagens de presas e/ou itens alimentares obtidos pelas análises de conteúdo estomacal de atuns e por capturas realizadas nas regiões oceânicas no Atlântico Oeste Equatorial.....	102
Tabela 4a - Valores médios (\pm desvio padrão) das concentrações isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de atuns, presas e itens alimentares do Atlântico Oeste Equatorial.....	109
Tabela 4b - Informações das presas e itens alimentares de atuns do Atlântico Oeste Equatorial utilizadas para determinar as concentrações isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$	110
Tabela 5 - Concentrações de Hg total (ng.g^{-1} de peso úmido) nos itens alimentares e presas de atuns do Oceano Atlântico Oeste Equatorial Brasileiro.....	115
Tabela 6 – Médias (\pm Desvio padrão) das concentrações de Hg total em táxons de presas de peixes marinhos, com base na literatura científica.....	120

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

UFC	Universidade Federal do Ceará
LABOMAR	Instituto de Ciências do Mar
UFERSA	Universidade Federal Rural do Semiárido
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
FUNCAP	Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico
Bel	Bacharel
Me	Mestre
Dr	Doutor
Dra	Doutora
MS	Ministério da Saúde
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância sanitária
O.M.S.	Organização Mundial de Saúde

LISTA DE SÍMBOLOS

CF	Comprimento Furcal
C	Carbono
N	Nitrogênio
Hg	Mercúrio
Hg _{total}	Mercúrio total
Hg-T	Mercúrio total
CH ₃ Hg	Metilmercúrio
HgS	Sulfeto de mercúrio
PCB's	Bifenil policlorados
%	Porcentagem
‰	Porcentagem per mil
δ	Símbolo delta - Razão isotópica (¹³ C/ ¹² C ou ¹⁵ N/ ¹⁴ N)
δM	Valor isotópico da mistura (¹³ C/ ¹² C ou ¹⁵ N/ ¹⁴ N)
Δ	Taxa de discriminação entre tecido e item alimentar

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	19
2 REVISÃO DE LITERATURA	22
2.1. Migração e ecologia alimentar de peixes marinhos	22
2.1.1. Albacora Laje (<i>Thunnus albacares</i>) (Bonnaterre, 1788)	26
2.1.2. Albacora bandolim (<i>Thunnus obesus</i>) (Lowe, 1839)	27
2.2 Itens alimentares e presas que compõem a dieta de atuns	29
2.2.1 Crustáceos Euphausiidea (Krill) - <i>Thysanopoda sp.</i> (Milne-Edwards, 1830)	29
2.2.2 Peixes Diodontidae (Porcupinefish) – <i>Diodon eydouxii</i> (Brissout de Barneville, 1846)	32
2.2.3 Peixes Exocoetidae (Flyingfish) - <i>Hirundichthys affinis</i> (Günther, 1866)	33
2.2.4 Peixes Myctophidae (Lanternfishes) (T. N. Gill, 1893)	35
2.2.4.1 <i>Benthosema suborbitale</i> (Smallfin lanternfish) (Gilbert, 1913)	36
2.2.4.2 <i>Myctophum nitidulum</i> (Pearlyspotted lanternfish) (Garman, 1899)	37
2.2.5 Peixes Howellidae (Basslets) - <i>Howella atlantica</i> (Post & Quéro, 1991)	38
2.2.6 Peixes Bramidae (Promfets) – <i>Brama brama</i> (Bonnaterre 1788)	39
2.2.7 Cefalópodes (Lulas) Ommastrephidae (Steenstrup, 1857)	40
2.3 Conceitos, aplicação de isótopos estáveis e modelos de mistura em pesquisas com organismos aquáticos	42
3 OBJETIVOS	46
3.1 Objetivo geral	46
3.2 Objetivos específicos	46
4. HIPÓTESE	46
REFERÊNCIAS	47
5. CAPÍTULO I – FOOD SAFETY: CONTAMINATION BY MERCURY OF FRESH FISH AND PROCESSED PRODUCTS	61
5.1 INTRODUÇÃO	62
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	64
5.2.1 Revisão Literária	64
5.3 CONTAMINAÇÃO POR Hg NO PESCADO E SEUS PRODUTOS	66
5.4 LEGISLAÇÃO E SEGURANÇA ALIMENTAR DO PESCADO E SEUS PRODUTOS NO BRASIL	72
5.5 TÉCNICAS, MEDIDAS E RECOMENDAÇÕES PARA REDUÇÃO DE Hg E DE SUA TOXICIDADE EM PESCADO E PRODUTOS PROCESSADOS PARA CONSUMO	77

5.6 CONCLUSÃO	86
REFERÊNCIAS	87
6. CAPÍTULO II – TAXAS DE CONTRIBUIÇÃO ALIMENTAR E NÍVEIS DE Hg EM ITENS PREDADOS POR ATUNS DO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL	95
6.1 INTRODUÇÃO	97
6.2 MATERIAL E MÉTODOS	98
6.2.1 Área de Amostragem	98
6.2.2 Delineamento Experimental	99
6.2.2.1 Coleta e determinação da alometria estatística dos atuns	99
6.2.2.2 Análises de conteúdo estomacal	100
6.2.2.3 Identificação de itens alimentares e presas	101
6.2.2.4 Obtenção de presas por meio de capturas.....	103
6.2.2.5 Determinação de isótopos de C e N.....	103
6.3 Modelo de mistura MixSIAR	104
6.4 Análise de Hg	106
6.5 Determinação do Índice de Risco (HQ).....	106
6.6 Análises estatísticas	107
6.7 RESULTADOS.....	108
6.7.1 Análise da composição isotópica e das taxas de contribuição relativa	108
6.7.2 Concentrações de Hg nas presas e itens alimentares	115
6.7.3 Determinação do índice de risco (HQ)	116
6.8 DISCUSSÃO	116
6.8.1 Concentrações de Hg em presas e itens alimentares	116
6.8.2 Índice de risco (HQ): Contaminação de Hg nos atuns.....	124
6.9 CONCLUSÕES	126
REFERÊNCIAS	126
7. CAPÍTULO III – RELAÇÃO ENTRE O COMPRIMENTO TOTAL DE PEIXES EPIPELÁGICOS E MESOPELÁGICOS DO OCEANO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL COM A CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO (Hg).....	136
7.1 INTRODUÇÃO	137
7.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	138
7.3 RESULTADOS.....	139
7.4 DISCUSSÃO	141
REFERÊNCIAS	142
CONSIDERAÇÕES FINAIS	144

APÊNDICE	145
APÊNDICE A – Material da modelagem bayesiana apresentando as taxas de contribuição relativa individuais de cada exemplar de <i>T. albacares</i>.	145
APÊNDICE B – Material da modelagem bayesiana apresentando as taxas de contribuição relativa individuais de cada exemplar de <i>T. obesus</i>.	155
APÊNDICE C – Informações e imagens dos procedimentos metodológicos realizados na captura e preparo de amostras para análises de Hg total e da composição isotópica de C e N.	165

1 INTRODUÇÃO GERAL

As vias navegáveis e os oceanos estão sendo contaminados pela descarga de resíduos municipais e industriais não tratados e o ar poluído precipita-se contaminando o meio ambiente com elementos tóxicos e, eventualmente, entrando na cadeia alimentar (HAJEB et al., 2014). Devido à industrialização, quantidades maciças de águas residuais domésticas e efluentes industriais são transportadas pelos rios e lançados no mar. Tais poluentes antropogênicos são as principais fontes de contaminantes de metais pesados no oceano (ZODAPE et al., 2011). Compostos orgânicos persistentes (e.g., cádmio) e orgânicos (e.g., PHHS, PCB e pesticidas), juntamente com metais vestigiais (e.g., mercúrio e metilmercúrio), foram explorados em estudos quanto à contaminação antropogênica, especialmente devido à sua alta transferência de presa para predador, alta absorção intestinal e capacidade limitada para ser metabolizada (YOUNG et al., 2015). A absorção de metais é frequentemente dependente da quantidade de alimentos ingeridos e do conteúdo de metais pesados dos alimentos ou presas (OEHLENSCHLAGER, 2002). Estes elementos e substâncias são transferidos via cadeia alimentar, sendo assimilados desde o produtor primário até os principais predadores de topo.

Os organismos marinhos possuem grande participação na dinâmica do Hg devido à capacidade de bioacumulação e biomagnificação, aumentando a concentração em níveis mais elevados do que a água ao longo da cadeia trófica. Desta forma, os peixes predadores e de maiores tamanhos tendem a acumular mais Hg nos tecidos, pois estão no topo da cadeia alimentar (FERREIRA et al 2012). A ecologia alimentar de organismos aquáticos deve ser utilizada na escolha de bioindicadores de impacto ambiental, especialmente no caso de peixes marinhos que realizam longos deslocamentos migratórios. Isto porque a posição trófica é uma variável contínua que determina quantas vezes a biomassa consumida por um organismo foi processada metabolicamente na cadeia alimentar (SANTOS, 2009). Embora as interações tróficas de muitos predadores de topo estejam bem documentadas, o componente dinâmico, isto é, a variabilidade espacial e temporal, é bem menos descrita. Essa variabilidade, além dos requisitos fisiológicos, está provavelmente relacionada às distribuições, qualidade e quantidade de presas (YOUNG et al., 2015).

A análise dos hábitos alimentares de indivíduos de uma determinada espécie, possibilita compreender como os itens alimentares são consumidos, além de como estão disponíveis e distribuídos no ambiente (MORAES & HENRY-SILVA, 2018). Em se tratando das relações tróficas que envolvem a captura da presa, a ingestão do alimento

tem como objetivos principais o crescimento e/ou manutenção da biomassa corporal, pela qual a energia química contida na matéria orgânica de um indivíduo-presa é utilizada para promover a incorporação de parte dessa biomassa a biomassa do indivíduo-predador (FONTELES FILHO, 2011). As interações tróficas nas redes alimentares determinam em grande parte a dinâmica, a produtividade e a estabilidade dos ecossistemas marinhos, especialmente de peixes como o atum, por exemplo. De fato, esses grandes peixes predadores são usados como indicadores biológicos dos ecossistemas pelágicos, fornecendo observações diretas das interações predador-presa (YOUNG et al., 2015) especialmente explorando o uso de marcadores químicos como isótopos estáveis de C e N na alimentação desses predadores (BLUM et al., 2013; HOUSSARD et al., 2017; 2019). A análise de Hg associada à análise de isótopos estáveis (e.g., BLUM et al., 2013; CIPRO et al., 2017; HOUSSARD et al., 2019) permite uma melhor compreensão das vias de biomagnificação de Hg e, além disso, assim como sobre a influência de fatores de ecologia alimentar, como mudança nos locais de alimentação, segregação trófica de gênero ou faixa etária, ou seja, posição trófica como um todo (CIPRO et al., 2017).

Os metais-traço estão entre os responsáveis por acidentes historicamente relevantes para a toxicologia ambiental (COIMBRA et al 2013). Os efeitos ecotoxicológicos podem se manifestar em todos os níveis constituintes dos ecossistemas, desde moleculares (e.g., alterações bioquímicas, genéticas), individuais (e.g., fisiológicas, morfológicas, reprodutivas, comportamentais) até níveis maiores de organização biológica como comunidades e o próprio ecossistema (SANTANA et al 2015). Desde o acidente de Minamata no Japão em 1957 e o estabelecimento da ligação entre a contaminação humana por mercúrio e a ingestão de peixe, conhecida como a doença de Minamata, aumentou a conscientização do risco de exposição ao mercúrio pelo consumo de peixes contaminados e resultou em muitos estudos (e.g., BURGER et al 2005; IKEM & EGIEBOR, 2005; YUSA et al 2008; ZODAPE et al 2011; LACERDA et al 2016; BENTLEY & SOEBANDRIO, 2017) com o objetivo de avaliar os níveis de Hg em peixes comercializados e de relevância comercial como os atuns (e.g., LACERDA et al., 2016; 2017; SOUZA et al., 2018; RODRIGUEZ-MENDIVIL et al., 2019).

Os predadores de topo, como os atuns, apresentam elevadas concentrações de elementos e compostos nocivos como metais. Esses peixes possuem relevância comercial, sendo um pescado apreciado como recurso alimentar em todo o mundo. As capturas de espécies de atum e afins mantiveram o aumento ano a ano, atingindo seus níveis mais elevados em 2018, com mais de 7,9 milhões de toneladas, principalmente como resultado

das capturas no Pacífico Ocidental e Central (FAO, 2020). A captura desses peixes no Oceano Atlântico representa, no comércio mundial, um recurso pesqueiro que gera anualmente mais de U\$ 4 bilhões em valor direto de venda (HAZIN & TRAVASSOS, 2007). Fontes apontam o Ceará como o maior produtor nacional de atum atualmente, com produção aproximada de 12,5 mil toneladas/ano seguido de perto pelo Rio Grande do Norte (VIDAL & XIMENES, 2019). O Rio Grande do Norte foi o principal exportador brasileiro de atuns e afins durante o período de 2006 a 2016. Ainda durante esse período, analisados os dados de produção, do total exportado pelo Brasil, em peso, o RN foi responsável por aproximadamente 77% de *Thunnus albacares* fresco e 26% congelado e 92% de *Thunnus obesus* fresco e 90% congelado (LIRA et al., 2017).

Estabelecer os padrões comportamentais desses predadores, auxilia na compreensão de suas preferências alimentares, especialmente, quando neste caso, mais de uma espécie explora as mesmas fontes e recursos alimentares disponíveis simultaneamente e em zonas de forrageamento em comum. Desse modo, poderemos esclarecer preferências alimentares intraespecíficas influenciadas pelas distinções de tamanho, por exemplo. Também poderemos determinar as concentrações de poluentes com base na ecologia alimentar dessas espécies, o que de fato possibilitará reforçar a importância de um monitoramento ambiental e de gestão de saúde pública quanto ao risco de exposição humana à contaminação de poluentes pelo consumo de atuns. Nesse sentido, o presente trabalho é apresentado em quatro segmentos:

Revisão de Literatura: Neste item apresentamos um breve aporte teórico, que descreve as espécies de predadores, presas e itens alimentares avaliados neste trabalho, as principais técnicas e análises químicas estudadas, entre as quais, utilização de isótopos estáveis, modelagem bayesiana e análise de Hg. Este último item foi abordado especificamente no 1º capítulo deste trabalho.

Capítulo I - Segurança alimentar: Contaminação por mercúrio em pescado fresco e produtos processados. Neste capítulo apresentamos um artigo de revisão literária, no qual, discutimos os principais conceitos relacionados à contaminação por metais no pescado e produtos derivados, especialmente o Hg, o conseqüente risco associado à exposição humana e a segurança alimentar, com ênfase em pescado de importância econômica e alimentar.

Capítulo II – Taxas de contribuição alimentar e níveis de Hg em itens predados por atuns do Atlântico Oeste Equatorial. Neste capítulo estudamos a ecologia alimentar de duas espécies de atuns (*T. albacares* e *T. obesus*), por meio das análises de isótopos

estáveis de C e N, dos atuns, presas e de seus itens alimentares; modelagem bayesiana utilizando o modelo MixSIAR e análises de Hg total nas amostras das presas e dos itens alimentares. Determinamos ainda, o índice de risco (HQ) quanto ao consumo dessas espécies de atuns.

Capítulo III – Relação comprimento total – concentração de Hg de peixes epipelágicos e mesopelágicos do oceano Atlântico Oeste Equatorial. Neste capítulo, determinamos as relações de comprimento total x Hg em duas espécies de peixes pelágicos, *Diodon eydouxii* e *Hirundichthys affinis* e uma espécie de peixe mesopelágico, *Howella atlântica*, do Atlântico Oeste Equatorial Brasileiro.

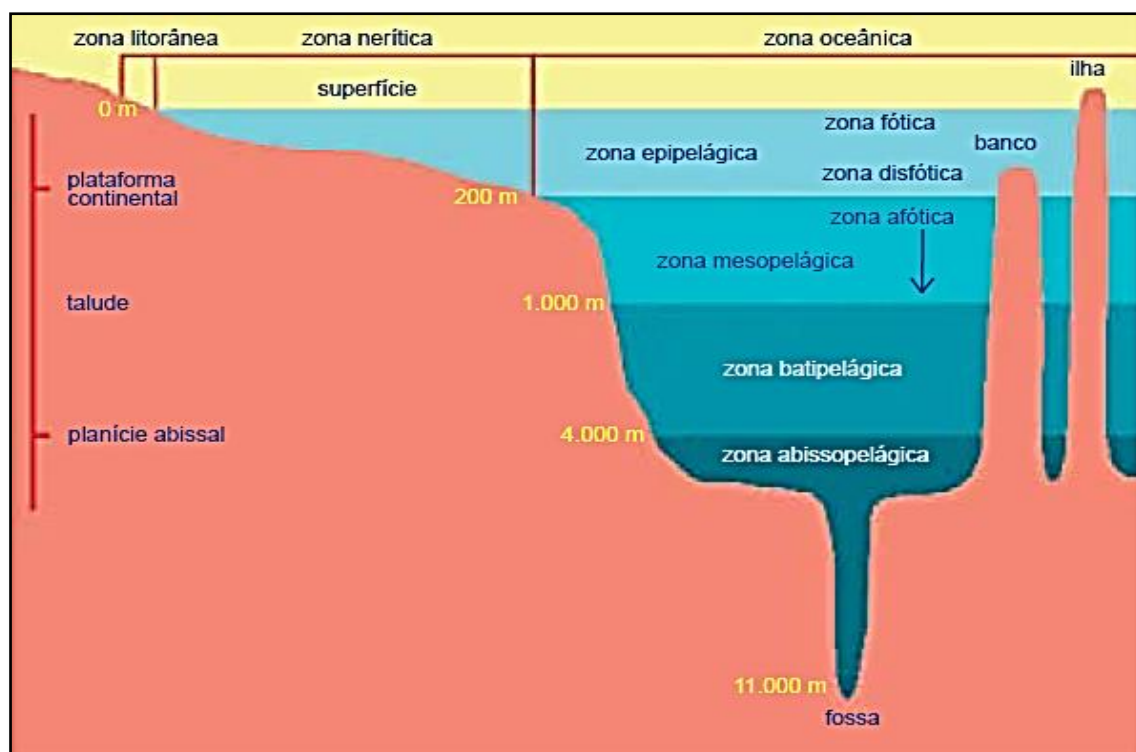
2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Migração e ecologia alimentar de peixes marinhos

Muitos peixes se movem por longas distâncias para completar seus ciclos de vida e a compreensão desses movimentos é essencial para estudos sobre sua dinâmica populacional (XIAO, 1996). Pesquisas com peixes migratórios têm explorado a modelagem estatística como ferramenta para compreender a ecologia e biologia dos estoques pesqueiros (e.g., HILBORN, 1990). Grandes predadores pelágicos ocupam posições elevadas nas cadeias alimentares, podendo controlar, desse modo, as espécies de nível trófico inferior por interações ecológicas diretas e indiretas (BORNATOWSKI et al 2017). A posição trófica é uma variável contínua que determina quantas vezes a biomassa consumida por um organismo foi processada metabolicamente na cadeia alimentar. E está diretamente relacionada com o nível trófico, que conceitualmente é a posição que um organismo ocupa em uma cadeia alimentar, sendo categorizada pela forma como este obtém sua energia (SANTOS, 2009). Logo, a ecologia trófica se trata de uma ferramenta importante no estudo de fluxos de energia (MIRANDA & MALVÁSIO, 2013).

Em muitos casos, a migração é basicamente uma adaptação para explorar picos sazonais de abundância de recursos, e desse modo, a migração em grande escala serve como uma adaptação para buscar diferentes habitats para a sobrevivência e reprodução (ALERSTAM et al 2003). Muitos estudos de ecologia marinha são feitos baseados em cadeias alimentares e, neste aspecto, a correta identificação dos organismos componentes dos elos alimentares é da maior importância (VASKE JÚNIOR, 2011), especialmente considerando as principais divisões dos ambientes marinhos (Figura 1). Os ecossistemas

pelágicos apresentam sazonalidade mais sutil, e conseqüentemente, determinar sinais sazonais claros em habitats marinhos que possam conduzir movimentos migratórios é muitas vezes difícil (PATTERSON et al., 2018).



Fonte: Vaske jr & Costa, 2011.

Figura 1 - Principais divisões dos ambientes marinhos.

Diante de um ambiente em mudança e intensa competição, a maioria das espécies depende de algum elemento interno do oportunismo para sobreviver em algum momento de suas vidas. Os peixes de hábito alimentar piscívoro, por exemplo, se alimentam de uma espécie de peixe e depois de outra à medida que a oportunidade surge, e desse modo, são considerados oportunistas. Por outro lado, um piscívoro, devido ao seu comportamento alimentar, características estruturais e fisiologia digestiva, não estaria adaptado para sobreviver com base em detritos. Por exemplo, dificilmente poderia existir um atum (*Thunnus*, Scombridae), com seu tamanho, alta atividade e metabolismo, que pudesse sobreviver apenas com base em plantas ou organismos bentônicos (GERKING, 1994).

De um modo geral, os atuns são peixes marinhos pelágicos que realizam longas migrações reprodutivas e para alimentação. Movimentos rápidos são comuns em atuns e outras espécies altamente migratórias. Isso sugere que os custos metabólicos dos peixes

endotérmicos que nadam através das bacias oceânicas são baixos em comparação aos benefícios ecológicos (BLOCK et al., 2001). Atualmente, existem observações suficientes para a caracterização detalhada da dinâmica de migração sazonal do atum azul do sul (*Thunnus maccoyii*), que se trata de uma das espécies pesqueiras mais valiosas do mundo (PATTERSON et al., 2018). Para esta espécie, os autores concluíram que os aspectos evolutivos sugerem que as migrações são uma resposta às mudanças sazonais nos recursos. Ainda de acordo com estes autores, a complexidade das rotas de migração, seu momento e aparente incompatibilidade com os índices de temperatura do oceano e produtividade da superfície sugerem que é necessária uma maior compreensão sobre a dieta dos jovens, com relação à distribuição associada às regiões de presas e suas relações com o ambiente marinho.

Os atuns, como albacora laje (*T. albacares*), albacora bandolim (*T. obesus*) e albacora branca (*T. alalunga*), por exemplo, são amostradores biológicos de comunidades do micronekton em diferentes massas d'água. A comparação global e nas bacias oceânicas de dietas nessas espécies de atum facilita uma maior compreensão da distribuição de presas e predador em escalas espaciais (regionais a globais) e biológicas (populacionais ao nível do ecossistema), aumentando assim nossa compreensão dos efeitos da predação do atum sobre a dinâmica dos ecossistemas pelágicos (DUFFY et al., 2017).

No caso de *T. albacares*, estudos com marcadores genéticos já demonstraram que populações geneticamente divergentes ocorrem em escalas local e oceânicas, como por exemplo, nas regiões do Atlântico, Índico e Pacífico (e.g., FUNK et al., 2012; GREWE et al., 2015; PECORARO et al., 2018). O conhecimento sobre as variações na ocorrência, distribuição e abundância de populações desta espécie, podem contribuir para a compreensão sobre a vulnerabilidade dessa espécie a contaminação por poluentes.

Níveis de mercúrio foram analisados no tecido muscular dorsal de 117 exemplares de *T. albacares* capturados em 12 locais diferentes de todo o mundo (incluindo o Oceano Pacífico Nordeste (n = 10), Golfo do México (n = 9), Oceano Pacífico Sudeste (n = 10), Atlântico Noroeste (n = 10), Oceano Atlântico Nordeste (n = 10), Oceano Atlântico Sudeste (n = 8), Oceano Índico (n = 10), Mar da China Meridional (n = 10)), Mar do Norte da China (n = 10), Oceano Noroeste do Pacífico (n = 10), Oceano Sudoeste do Pacífico (n = 10) e Oceano do Norte do Pacífico (n = 10)). Os resultados indicaram que o local de captura de *T. albacares* pode ser um fator crítico na determinação do nível de mercúrio, o que conseqüentemente reflete diferenças geográficas nos níveis de mercúrio

e necessita de uma melhoria na capacidade de rastreamento desses peixes no suprimento global de alimentos (NICKLISCH et al., 2017).

T. obesus é o atum tropical mais valioso visado pela pesca de espinhel pelágico, o que resultou em extensos estudos dessa espécie em todos os oceanos (SONG et al., 2009). A desova dessa espécie ocorre durante todo o ano, com a maior atividade observada em todo o Golfo da Guiné de dezembro a abril, Sul do Brasil (0° S – 10° S, 25° W – 40° W) de janeiro a junho e no Atlântico Norte Central, entre a costa nordeste do Brasil e o Golfo da Guiné (5° N – 27° N, 25° W – 60° W) de junho a agosto (CAYRÉ et al., 1991; LAM et al., 2014). O movimento e a distribuição espaço-temporal de *T. obesus* devem refletir estratégias de alocação de energia e utilização de recursos, conforme demonstrado no atum rabilho *Thunnus thynnus* (CHAPMAN et al. 2011; LAM et al., 2014). Os exemplares adultos de *T. obesus* realizam importantes migrações para reprodução entre as latitudes subtropicais norte e sul e na zona equatorial, desse modo, a migração para o atum *T. obesus*, pode estar associada provavelmente com a busca por alimento. Especialmente as realizadas por exemplares inferiores a um metro, que normalmente são sexualmente imaturos. Estes por exemplo, realizam suas migrações desde o golfo da Guiné até as zonas tropicais norte e sul (BARD et al., 1991).

De modo geral, atuns apresentam uma complexa rede vascular (retia mirabilia) que minimizam a perda de calor (BRILL et al., 1999, GRAHAM & DICKSON, 2001; BRILL et al., 2005; AOKI et al., 2020) e possibilita que o calor metabólico seja conservado e estabilize as funções musculares, metabólicas, sensoriais e digestivas. Tal adaptação é essencial para as espécies que mergulham até 1000 m de profundidade (GRAHAM & DICKSON, 2001; GRAHAM & DICKSON, 2004). Também possuem uma alta concentração de hematócrito e média de hemoglobina corpuscular (Hb), e desse modo, as capacidades de transporte de O_2 no sangue dos atuns excedem as de outros peixes. *T. obesus*, por exemplo, mergulha em regiões hipóxicas e possui uma afinidade de Hb – O_2 mais alta ($P_{50} = 1,6-2,0 \cdot \text{kPa}$; $15-25^{\circ}$ C) do que outros atuns (*Katsuwonus pelamis* e *T. albacares* - $2,8-3,1 \text{ kPa}$; $15-25^{\circ}$ C) (GRAHAM & DICKSON, 2004). Essa adaptação confere ao *T. obesus* um maior alcance vertical do que a espécie *T. albacares* (GRAHAM & DICKSON 2001; AOKI et al., 2020). Isso reflete em diferenças no comportamento, ocorrência e profundidade de forrageio que estão associadas às variações nas concentrações de poluentes (e.g., Hg) entre as duas espécies de atuns *T. albacares* e *T. obesus*. Especialmente para exemplares *T. obesus* do Atlântico Equatorial Brasileiro que apresentaram níveis de Hg que excederam os limites legais (LACERDA et al., 2017).

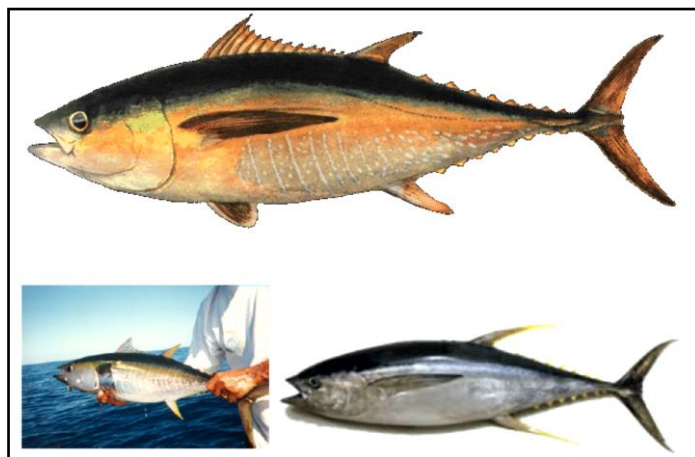
A seguir destacamos as principais características quanto as espécies *T. albacares* e *T. obesus*, ambas estudadas no presente trabalho.

2.1.1. Albacora Laje (*Thunnus albacares*) (Bonnaterre, 1788)

T. albacares é uma espécie de atum com importância comercial, popularmente conhecido como albacora laje (VASKE JÚNIOR & CASTELLO, 1998; VASKE JÚNIOR et al 2003), atum albacora, Galha-à-ré, rabil, *yellowfin* tuna e albacore (DGPA, 2008) (Figura 1.1). São características diagnósticas da espécie a coloração amarela das nadadeiras e pínulas e a segunda nadadeira dorsal e a nadadeira anal que são bastante longas, maiores que as das outras espécies de atum (LIMA & TRAVASSOS, 2009). São epipelágicos oceânicos, circuntropicais, que ocorrem do Atlântico Ocidental do Golfo do México a São Paulo, ocorrem entre 18° e 31°C; geralmente nos 100 m superficiais, quase sempre acima da termoclina (NÓBREGA et al., 2015).

Em suma maioria, os trabalhos brasileiros sobre o *T. albacares* são resultantes de dados de capturas, provenientes especialmente da região Nordeste, onde foi realizado o maior esforço de pesca entre o período dos anos de 1956 a 1964 (ZAVALA-CAMIN, 1974). *T. albacares* é a espécie de atum mais capturada pela frota brasileira e bastante capturada por frotas de diversos outros países (e.g.), destacando-se por sua grande importância comercial, além da evidente importância ecológica (LIMA & TRAVASSOS, 2009).

Amostragens realizadas por capturas utilizando espinhel, nas regiões sul e sudeste do Brasil entre os anos de 1969 a 1977, indicaram que o menor exemplar capturado apresentava 52 cm de comprimento furcal e o maior indivíduo apresentava 196 e apresentavam idade (calculada com base no modelo de Von bertalanfy) variando de 1,5 (60 cm) a 4 anos (148 cm) (ZAVALA-CAMIN, 1978). São três os principais métodos de pesca empregados na captura de *T. albacares*. Vara e isca-viva que captura principalmente indivíduos de pequeno e médio porte; rede de cerco que captura principalmente indivíduos de pequeno porte e espinhel pelágico que captura principalmente indivíduos pré-adultos e adultos, de médio e grande porte (LIMA & TRAVASSOS, 2009).



Fonte: DGPA, (2008).

Figura 1.1 - Albacora Laje, (*Thunnus albacares*) (Bonnaterre, 1788).

Como *T. albacares* é um peixe com expressiva rota migratória, cruzando o oceano Atlântico do Golfo de Guiné para o Golfo do México (ZAGAGLIA *et al* 2004; COSTA *et al* 2009), este animal alimenta-se em diferentes áreas, expondo-se a níveis de contaminação ambiental variados (COSTA *et al* 2009). A espécie prefere águas tropicais e tende a acompanhar as frentes da Corrente do Brasil no encontro com as águas frias e produtivas da Corrente das Malvinas, exclusivamente para uma alimentação mais eficiente (VASKE Jr & CASTELLO, 1998).

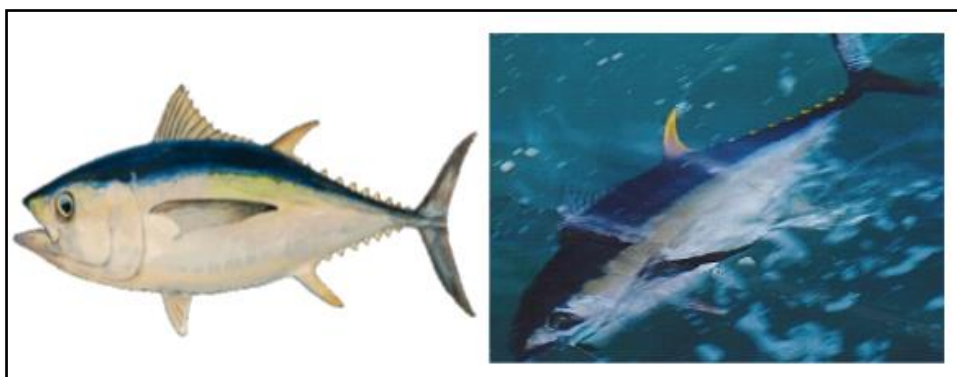
Alimentam-se de uma variedade de peixes, crustáceos e cefalópodes (NÓBREGA *et al.*, 2015) e tem uma dieta bastante variada não tendo uma preferência especial por determinadas espécies, o que garante maior chance de sobrevivência em diferentes condições ambientais e de oferta de alimento. Seu padrão de alimentação pode variar de acordo com a idade ou a distribuição espaço-temporal dos indivíduos (LIMA & TRAVASSOS, 2009). Vaske Jr & Castello (1998) analisaram no Sul do Brasil, durante a primavera e o inverno, o conteúdo estomacal de exemplares desta espécie e perceberam o amplo espectro alimentar da albacora-laje e notáveis variações na composição da dieta de uma época para a outra, evidenciando seu hábito generalista.

2.1.2. Albacora bandolim (*Thunnus obesus*) (Lowe, 1839)

T. obesus é uma espécie de atum conhecido por Albacora bandolim (VASKE JÚNIOR *et al* 2012), atum patudo, bigeye tuna e thon obesé (DGPA, 2008) (Figura 1.2).

O atum *T. obesus* apresenta características como alta concentração de hematócrito e média de hemoglobina corpuscular (Hb) mais elevadas que outras espécies de atuns, presença de trocadores de calor contra corrente – retia mirabilia e função visual bem desenvolvida com existência de dois tipos de fotorreceptores sugerindo que o *T. obesus* pode ter dois pigmentos visuais, permitindo-lhes detectar diferenças de espectro em seu ambiente (e.g., GRAHAM & DICKSON, 2004; BRILL et al., 2005; STEVENS, 2011; BERNAL et al., 2017).

O atum *T. obesus* adulto é descrito como um atum de águas profundas e sub-termoclina. É uma espécie de grande importância econômica sendo os espécimes adultos capturados principalmente por espinhel em águas profundas, a mais de 300 metros. Os jovens com menos de 50 cm de comprimento total são encontrados perto da superfície e são capturados principalmente por cerco e linha de mão com cardumes mistos de albacora laje (*T. albacares*) e bonito listrado (*Katsuwonus pelamis*) (VASKE Jr. et al 2012). O *T. obesus* possui maior alcance vertical do que a albacora laje (GRAHAM & DICKSON 2001; AOKI et al., 2020) e mergulha ocasionalmente até 1000 m (~ 3 °C) (SCHAEFER & FULLER, 2002; SCHAEFER & FULLER, 2010).



Fonte: DGPA, (2008).

Figura 1. 2 – Albacora Bandolim (*Thunnus obesus*) (Lowe, 1839).

Quanto ao habitat e comportamento, esses peixes são epipelágicos e mesopelágicos oceânicos, são encontrados em águas com temperatura entre 13° e 29°C. Alimentam-se de uma grande variedade de peixes, cefalópodes e crustáceos. São circuntropicais e ocorrem do Atlântico Ocidental do sul do Canadá ao norte da Argentina (NÓBREGA et al., 2015). Com relação a alimentação, esta espécie se alimenta continuamente durante o dia e a noite ao longo de seu deslocamento vertical, pode-se

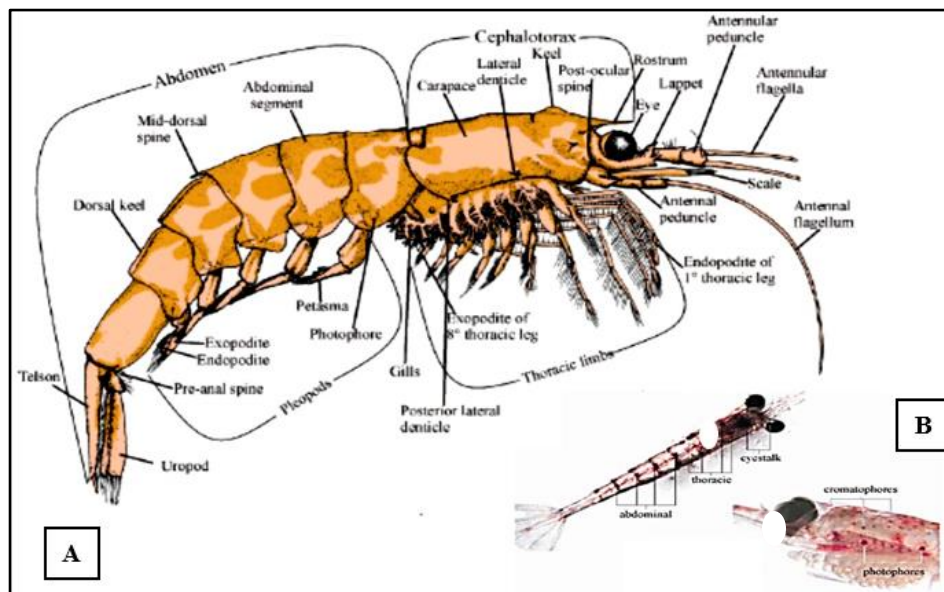
esperar, portanto, que as proporções de presas de superfície, de água intermediária e de águas profundas sejam semelhantes (VASKE Jr et al 2012).

2.2 Itens alimentares e presas que compõem a dieta de atuns

O mecanismo de predação é apresentado principalmente por espécies de peixes de elevado nível trófico (e.g., cavala, pargo, garoupas, atuns, meros e tubarões), que se alimentam de itens inteiros ou itens devorados por meio de corte ou abocanhamento da presa, geralmente num processo evidente de caça e apreensão (FONTELES-FILHO, 2011). Contudo os termos generalista, especialista e oportunista não devem ser considerados um esquema de classificação da alimentação. No entanto, eles são usados com frequência e merecem alguma atenção em uma discussão sobre variabilidade na ecologia alimentar (GERKING, 1994). Ainda de acordo com este autor, a questão é se esses termos devem ser usados no sentido temporal para descrever algum estágio da vida ou uma variação no suprimento de alimentos, e não como termos descritivos aplicados ao histórico alimentar de uma espécie em particular. Para este autor, os peixes de hábito alimentar e comportamento oportunista mudam de uma fonte de alimento para outra. *T. albacares* e *T. obesus*, por exemplo, são considerados predadores oportunistas de peixes, crustáceos e cefalópodes (FONTELES-FILHO, 2011). A seguir apresentamos os principais grupos de itens alimentares e presas estudados neste trabalho, que compõem a dieta dos exemplares dessas espécies de atuns do Atlântico Oeste Equatorial.

2.2.1 Crustáceos Euphausiidea (Krill) - *Thysanopoda* sp. (Milne-Edwards, 1830)

Euphausídeos são pequenos crustáceos holoplanctônicos semelhantes a camarões. Este termo é comumente usado para todos os membros da superordem de crustáceos Eucarida, ordem Euphausiacea (Figura 1.3A), distribuídos em duas famílias (Euphausiidae e o Benteuphausiidae mono-específico, com único gênero e espécie se tratando da *Benthyuphausia amblyops*) (GUGLIELMO et al., 2015). Estes autores explicam que, o nome Euphausia é derivado da luminescência produzida por grandes órgãos de luz ou fotóforos (Figura 1.3 B). Mencionam ainda que, o outro termo, krill, tornou-se sinônimo de “euphausiid”. O krill foi usado pela primeira vez nesse sentido por baleeiros noruegueses que o aplicaram ao pequeno peixe (krill), que sinalizava áreas de alimentação de baleias.



Fonte: A - Guglielmo et al., 2015; B – Brinton et al., 2000.

Figura 1.3A – Morfologia generalizada (depois de Brinton, 1975) de um exemplar Euphausídeo; **Figura 1.3B** - Posição dos fotóforos.

Entre os gêneros da família Euphausiidae, as espécies pertencentes ao gênero *Euphausia* são mais comuns no leste do Atlântico (África), enquanto as espécies do gênero *Thysanopoda* são mais comuns no Atlântico Oeste (Brasil) (MUXAGATA et al., 2019). *Euphausia* é o gênero mais estudado de euphausídeos devido à distribuição, abundância e papel ecológico de suas espécies (SIEGEL & WATKINS 2016; SIEGEL, 2020) no entanto, mesmo com menores abundâncias, *Thysanopoda* pode desempenhar um papel ecológico significativo (por exemplo, acoplamento pelágico-bêntico, bomba biológica) (SCHNETZER & STEINBERG 2002).

Euphausídeos são crustáceos micrófagos (FORTIER et al., 1994). Alguns euphausídeos de profundidade são predadores raptores do zooplâncton, mas a maioria das espécies tem uma dieta mais ou menos onívora, incluindo presas de crustáceos e fitoplâncton (SIMMARD et al., 1986; FORTIER et al., 1994). As informações sobre a faixa de tamanho das partículas ingeridas são escassas, mas a fração herbívora da dieta dos euphausídeos geralmente consiste em diatomáceas ou dinoflagelados $> 5 - 10 \mu\text{m}$ (capturados junto com protozoários da mesma faixa de tamanho) (FORTIER et al., 1994).

Os sexos nos euphausídeos são separados e acredita-se que o acasalamento envolva a transferência de um ou dois espermatóforos pelo petasma do macho para o “thelycum” da fêmea. O acasalamento dos euphausídeos ainda não foi observado, mas

provavelmente ocorre à noite e é concluído em alguns segundos. As espécies dos gêneros *Thysanopoda*, *Euphausia* e *Meganyctiphanes* deixam seus ovos em águas abertas. As espécies que liberam seus ovos na água produzem de 40 a 500 ovos por ninhada, dependendo da espécie e do tamanho da fêmea. (MAUCLINE, 1984; GUGLIELMO, 2006; GUGLIELMO et al., 2015).

As espécies do gênero *Thysanopoda* ocorrem em diferentes profundidades, que podem variar de 300 m a profundidades superiores a 1000 m (GUGLIELMO et al., 2015). Algumas espécies desse gênero além das aglomerações formadas, também realizam migração vertical. A formação de agregações afeta muitos aspectos do ciclo de vida dos euphausídeos. Assim, a alimentação e, portanto, o crescimento, são afetados pela interação entre as distribuições irregulares do krill e o suprimento de alimentos; similarmente, a predação e, portanto, a mortalidade dos euphausídeos são influenciadas evidentemente pela agregação ou migração diurna do krill (WATKINS, 2000). De acordo com este autor, tais agregações de krill variam entre aglomerados densos e compactos (apenas metros em qualquer dimensão) a grandes camadas, agregações ou camadas de dispersão profunda que podem ter quilômetros de extensão horizontal. Essas agregações de krill são dinâmicas e isso se reflete na dispersão ou concentração de agregações em várias escalas temporais. As agregações são capazes de movimentos direcionados que no plano vertical são frequentemente expressos como uma migração vertical diurna, assim como movimentos horizontais em larga escala também podem ocorrer (KANDA et al., 1982).

Provavelmente um benefício final da migração vertical diurna das aglomerações e/ou cardumes de krill seja a proteção contra a predação (RITZ, 1994; WATKINS, 2000). Normalmente são recorrentes três níveis de organização correspondentes às escalas espaciais (e, portanto, temporais), estas características já haviam sido estabelecidas por Haury et al., (1978) (WATKINS, 2000). Ainda de acordo com este autor, na microescala (distâncias <10 km), as agregações consistem em aglomerações, camadas e formas dispersas, formas irregulares, formas não agregadas e super aglomerações. Este autor explica ainda que, cada um desses tipos diferentes tem uma combinação distinta de tamanho, forma e densidade (expressa como número de indivíduos ou massa por m⁻³). E que também podem se agrupar na mesoescala (distâncias de 10-1000 km) para formar manchas e grupos similarmente agrupados em uma concentração de krill que possam compor escalas espaciais superiores a 1000 km. O fenômeno de agregação nos

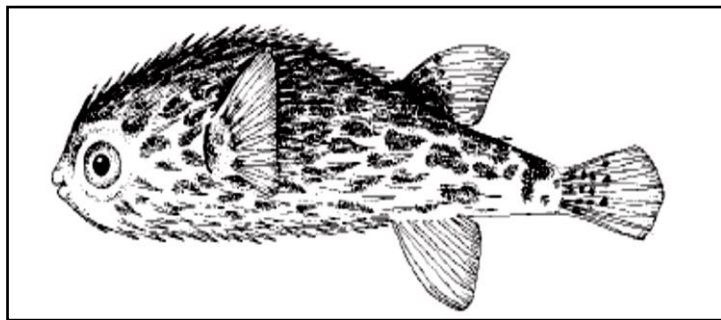
euphausídeos também é de grande importância para a pesca comercial (HARRIS et al., 1992).

2.2.2 Peixes Diodontidae (Porcupinefish) – *Diodon eydouxii* (Brissout de Barneville, 1846)

Nenhuma outra família de peixes, como a Diodontidae, possui a seguinte combinação de caracteres: espinhos grandes no corpo; sem nadadeiras pélvicas; corpo inflável; dentes fundidos em uma única unidade tipo bico em cada maxilar, sem sutura mediana, dividindo os maxilares superior e inferior em metades direita e esquerda (LEIS, 2002; 2016). Essa família possui cerca de 75 espécies nominais e várias espécies têm distribuições muito amplas (LEIS, 2006).

Esta família está em estudo e mudanças nomenclatoriais podem ser feitas, principalmente na alocação de espécies para gêneros, mas é improvável que outras espécies sejam registradas na área (LEIS, 2016). Ao comparar espécimes de *D. eydouxii* capturada nos Açores (Atlântico) com exemplares capturados no Pacífico, Barreiros & Fricke (2015) observaram que, ambos os espécimes açorianos diferiam claramente em sua coloração da forma do Pacífico, especialmente no que diz respeito à distinção acentuada entre a barriga branca e o dorso azul escuro, que não é tão bem definido nos espécimes do Pacífico. Foi observado ainda por estes autores que, os espécimes açorianos têm espinhos mais longos do que aqueles do Pacífico.

Nesse trabalho, destacamos a espécie *Diodon eydouxii* (Figura 1.4), que se trata da única espécie de baiacú epipelágica que forma cardumes no Atlântico Norte Central Ocidental (LYCZKOWSKI-SHULTZ et al., 2005). *D. eydouxii* é caracterizada como uma espécie circumtropical, de superfície pelágica, oceânica e que forma cardumes e alimentam-se de zooplâncton e larvas de peixes maiores (LEIS, 2016). Exemplares desta espécie ocorrem entre 1 e 216 m de profundidade. São frequentemente parasitados por copépodes e predados por grandes peixes pelágicos. Apresentam distribuição geográfica do Atlântico Ocidental, da Carolina do Norte (EUA), Golfo do México até Santa Catarina (OLIVEIRA et al., 2015).



Fonte: LEIS, 2016. *In*: FAO, 2016.

Figura 1.4 – Exemplar de *Diodon eydouxii* (Brissout de Barneville, 1846).

O primeiro registro de ocorrência dessa espécie, no Rio Grande do Norte, correu em 4 de março de 2014, quando dois espécimes de *D. eydouxii* foram capturados em águas superficiais no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Brasil), os quais foram capturados usando uma rede de imersão, a cerca de 50 m da área das ilhas (0 °55'2,89 "N, 29 ° 20'47.56 "W). Uma vez fixados, os exemplares foram depositados na coleção de peixes do Laboratório de Biologia da Pesca da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (LABIPE 402 e 403) (SOUZA et al., 2015).

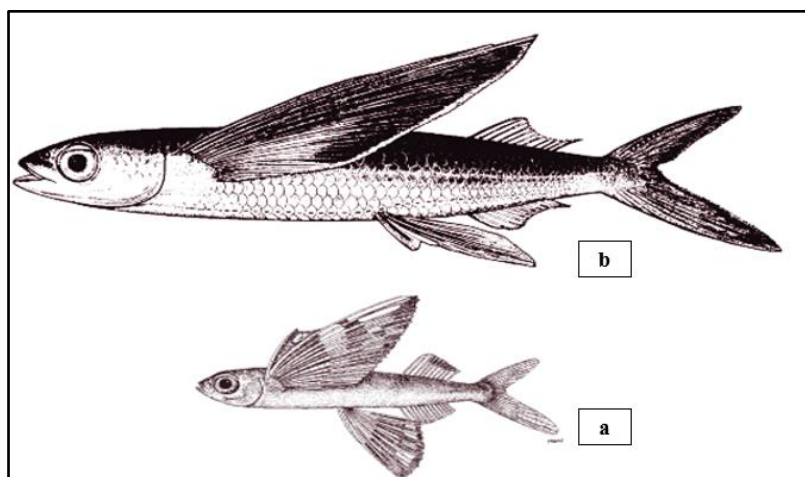
2.2.3 Peixes Exocoetidae (Flyingfish) - *Hirundichthys affinis* (Günther, 1866)

A distribuição de peixes voadores do subgênero *Hirundichthys* é provavelmente determinada principalmente pela temperatura da superfície do mar (TSM) e pelo afastamento da zona nerítica. Todas as espécies do subgênero pertencem ao grupo de peixes tropicais e são distribuídas quase exclusivamente em águas limitadas pela isoterma da temperatura média anual de 20 °C (SHAKHOVSKOY, 2018).

Hirundichthys affinis é um peixe voador comum no Atlântico Ocidental e Oriental (Figura 1.5) (LEWIS et al., 1962; SHAKHOVSKOY & PARIN, 2013; SHAKHOVSKOY, 2018). É de hábito nerítico e restringe-se às zonas quentes do oceano Atlântico e do mar do Caribe (LEWIS et al., 1962). É descrita como uma espécie com distribuição geográfica que ocorre em águas tropicais e subtropicais do Atlântico. Trata-se de uma espécie pelágica oceânica de grande importância dentro da cadeia trófica da região da bacia Potiguar, sendo alimento de peixes pelágicos como atuns e afins (NÓBREGA et al., 2015).

Esta espécie prefere principalmente as águas acima da plataforma e da encosta, mas também é frequentemente encontrada nas águas de mar aberto (a espécie geralmente

é coletada nas profundezas de 1000 a 5500 m, uma média de 3279 m), e refere-se ao grupo de peixes nerito-oceânicos (SHAKHOVSKOY & PARIN 2013). *H. affinis* ocorre nas águas com TSM de 20,0 a 29,2°C, preferindo temperaturas de 25 a 27°C (GORELOVA & GRUDTSEV, 1987). Contudo, uma pesquisa atual mostrou uma faixa de variação de 19,0 a 29,5 °C, com valor médio de $26,4 \pm 0,16^\circ\text{C}$ (SHAKHOVSKOY, 2018).



Fonte: PARIN & SHAKHOVSKOY, 2016. *In*: FAO, 2016.

Figura 1.5 - Família Exocoetidae (Flyingfish) exemplar jovem de *H. affinis* (a) e exemplar adulto de *H. affinis* (b).

Iniciam suas atividades reprodutivas com aproximadamente 19 cm e atingem idade máxima de 1,5 anos. Os ovos são demersais, sendo depositados na superfície da água onde aderem a algas e objetos flutuantes, afundando posteriormente à medida que o peso do aglomerado formado aumenta, muitas vezes com os próprios exemplares adultos aderidos a esse aglomerado, comportamento esse que possibilita o aumento do peso e que os ovos cheguem ao fundo onde eclodem. Atualmente os ovos dessa espécie são comercializados e possuem alto valor econômico (NÓBREGA et al., 2015).

Esta espécie geralmente é descrita como zooplancívora e que forrageia em zonas superficiais (e.g., LEWIS et al 1962), no entanto, outros trabalhos têm destacado que ela apresenta hábito alimentar generalista com dieta que compreende macróplâncton, decápodes larvais, copépodes, moluscos, salpas e até mesmo sifonóforos, crustáceos e pequenos peixes (e.g., LEWIS et al 1962; GORELOVA & GRUDTSEV, 1987; LONGHURST & PAULY, 2007; COLLETTE et al 2015; DANTAS NETO, 2017). E ainda podem consumir inclusive pós-larvas do próprio peixe voador (LONGHURST & PAULY, 2007; DANTAS NETO, 2017). Essa mesma espécie avaliada no Atlântico

sudoeste tropical, apresentou uma dieta diversificada, composta principalmente por crustáceos e peixes (DANTAS NETO, 2017).

2.2.4 Peixes Myctophidae (Lanternfishes) (T. N. Gill, 1893)

A ordem Myctophiformes é composta por duas famílias: Neoscopelidae e Myctophidae. O corpo pode variar de fino e alongado a alto com cabeça grande, possuem olhos laterais, boca geralmente grande e terminal, nadadeira adiposa. Os indivíduos em transformação apresentam fotóforos (BONECKER et al., 2014). Os fotóforos, órgãos luminosos, representam a característica mais notável desse grupo e estão espalhados pela superfície do corpo. Os fotóforos apresentam-se em agrupamentos típicos que são utilizados como importante característica taxonômica na classificação desse grupo (SANTOS, 2008). Nesse estudo a ordem Myctophiformes é representada pela família Myctophidae.

Os peixes da família Myctophidae distribuem-se amplamente em todos os oceanos, desde o Ártico até a Antártica, em profundidades mesopelágicas até batipelágicas. De pequeno porte, variando, quando adultos, de 2 a 30 cm de comprimento, vivem em cardumes numerosos ao largo da plataforma continental. Muitas espécies mesopelágicas migram durante a noite para cerca de 100 m de profundidade ou até a superfície. Entretanto, a migração vertical pode ser limitada a determinados estágios de desenvolvimento (SANTOS, 2008).

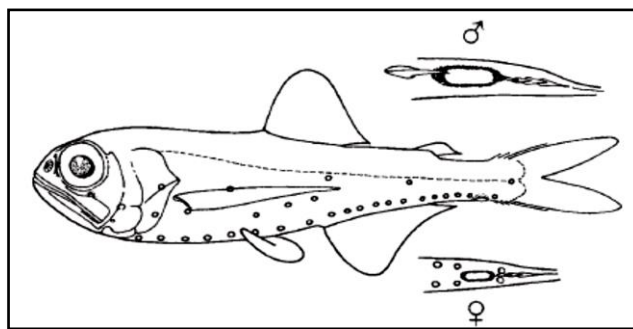
Os mictofídeos capturados no leste do Brasil, sudoeste do Oceano Atlântico, foram mais frequentes nos arrastos demersais do que nas redes de arrasto de meia água. Isto possivelmente é resultado de uma amostragem diurna exclusiva (BRAGA et al., 2014), uma vez que sob o padrão de migração vertical diurno, esses peixes se escondem de predadores visuais em profundidades durante o dia e se alimentam do plâncton abundante em águas superiores à noite (PEARRE, 2003; BRAGA et al., 2014). Os peixes-lanternas são componentes-chave das comunidades epipelágica e mesopelágica, respectivamente. Eles são os principais predadores de copépodes, euphausídeos, ostrácodos e anfípodes (ESPINOZA et al., 2009; YOUNG & BLABER, 1986).

Esse grupo de peixes, de notável interesse ecológico, é muito diversificado morfológicamente. Em consequência dessa diversidade, a taxonomia se mostra relativamente complexa e a identificação das espécies se torna difícil de ser realizada (SANTOS, 2008). No Brasil já foram identificadas 80 espécies nas fases larval e adulta

(BONECKER et al., 2014). Nesse trabalho, foram catalogadas as espécies *Benthosema suborbitale* e *Myctophum nitidulum*, descritas detalhadamente a seguir.

2.2.4.1 *Benthosema suborbitale* (Smallfin lanternfish) (Gilbert, 1913)

O gênero *Benthosema* possui cinco espécies conhecidas, mas somente uma ocorre na costa brasileira. *Benthosema suborbitale* distribuiu-se nas regiões tropical e subtropical dos três oceanos, sendo mais abundante na região tropical. No Atlântico Sul Ocidental ocorre do Ceará até o Paraná (SANTOS, 2008). Podem atingir 38 mm de comprimento padrão (SANTOS, 2008) e pode atingir o tamanho máximo de até 39 mm, com exemplares sexualmente maduros a partir de cerca de 24 mm (HULLEY & PAXTON, 2016). Machos e fêmeas adultos (a partir de 20-25 mm) apresentam glândulas supra e infracaudal, respectivamente (Figura 1.6) (SANTOS, 2008).



Fonte: HULLEY & PAXTON, 2016; In: FAO, 2016.

Figura 1.6 – Exemplar de peixe mictofídeo *B. suborbitale*

No geral são oceânicos, com adultos mesopelágicos em profundidades de 375 a 750 m (dia) e superficiais a 125 m (noite) (FAHEY, 2007; HULLEY & PAXTON, 2016). A desova ocorre presumivelmente o ano todo, com pico durante a primavera, com base na amostragem ao norte das Bermudas (FAHEY, 2007) e esta espécie apresenta juvenis não migrantes (HULLEY & PAXTON, 2016).

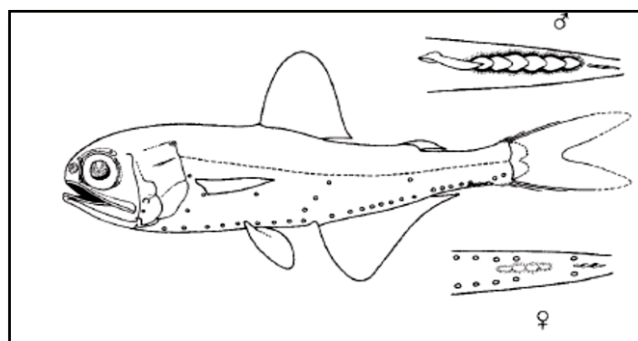
B. suborbitale, também é conhecido como peixe-lanterna de nadadeira pequena, é amplamente distribuído no Atlântico Norte de cerca de 45° N às águas equatoriais. Esta espécie é considerada rara no Golfo da Guiné e estende-se ao longo do centro do Atlântico Sudeste até a África do Sul. Também ocorre no Oceano Índico Ocidental e é amplamente distribuída no Oceano Pacífico, mas não nas águas centrais equatoriais (PORTEIRO et al., 2017).

Ocorrem em áreas entre 37° N e a Convergência Subtropical Meridional, mas isolados a 45° N; estão ausentes nas regiões de ressurgência da Mauritània e de Benguela e no giro sul do Brasil. Também ocorrem nas regiões do Golfo do México, Caribe e Atlântico ocidental (10° S – 42° N), mas isolados a 57° N na Corrente do Golfo; Oceano Índico (36 ° N - 30 ° S) e Pacífico (33 ° N – 34 ° S), com extensões ao norte e ao sul nas correntes de fronteira oeste (HULLEY & PAXTON, 2016).

2.2.4.2 *Myctophum nitidulum* (Pearlyspotted lanternfish) (Garman, 1899)

As espécies do gênero *Myctophum* podem atingir de 60 a 105 mm de comprimento padrão e ocorrem em baixas e médias latitudes dos três oceanos. O gênero possui 14 espécies das quais seis ocorrem na costa brasileira (SANTOS, 2008). A espécie *Myctophum nitidulum* (Figura 1.7) habita águas tropicais e subtropicais de todos os oceanos (OLIVEIRA et al., 2015). No Atlântico Ocidental, ocorrem entre 27°N e 34°26'S. Pode ser separada de todas as outras espécies do gênero por possuir escamas cicloides (SANTOS, 2008) e pela margem póstero-dorsal do opérculo angulada e em indivíduos maiores que 50 mm de comprimento padrão serrilhada (SANTOS, 2008; OLIVEIRA et al., 2015). Podem estar sexualmente maduros com 64 mm (SANTOS, 2008; HULLEY & PAXTON, 2016).

Exemplares de *M. nitidulum* atingem 10 cm de comprimento. Possuem de 7 a 10 fotóforos acima da base da nadadeira anal e 4 a 7 fotóforos na região posterior a essa nadadeira; 6 ou 7 glândulas luminosas supracaudais sobrepostas em machos maiores que 3,5 cm e 3 ou 4 glândulas luminosas infracaudais em fêmeas maiores que 4,8 cm. Esta espécie apresenta migração diária, concentrando-se entre 475 a 850 m de profundidade durante o dia, já durante a noite os exemplares maiores permanecem entre a superfície e 200 m e exemplares menores entre 400 e 950 m (OLIVEIRA et al., 2015).



Fonte: Hulley & Paxton, 2016; In: FAO, 2016.

Figura 1.7 – Exemplar de peixe mictofídeo *M. nitidulum*.

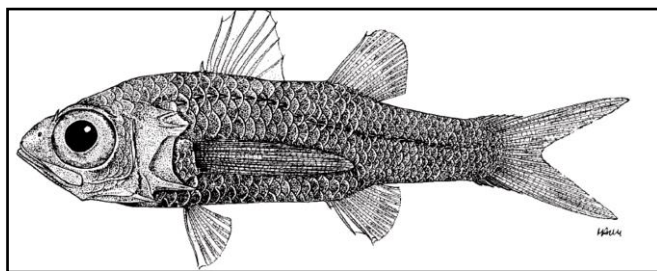
M. nitidulum, trata-se de uma espécie oceânica e mesopelágica (FAHEY, 2007; HULLEY & PAXTON, 2016). A estação de desova ocorre da primavera ao outono com pico no final da primavera até o início do verão, com base na amostragem ao norte das Bermudas (FAHEY, 2007). A estação de desova é estendida nas Bermudas (primavera/outono) e em águas tropicais (setembro/abril). Ocorrem em toda a área, mas estão ausentes a 30° N da costa marroquina, e na região de ressurgência de Benguela, exceto nas bolsas de Água das Agulhas. Também ocorrem do Golfo do México, Caribe e Atlântico ocidental (48 ° N – 36 ° S), com extensão ao norte até 57 ° N na Corrente do Golfo; Oceano Índico (17 ° N - 34 ° S) e Pacífico (40 ° N - 35 ° S) (HULLEY & PAXTON, 2016).

2.2.5 Peixes Howellidae (Basslets) - *Howella atlantica* (Post & Quéro, 1991)

Os peixes da família Howellidae são caracterizados como pequenos peixes mesopelágicos (8 - 10 cm), moderadamente comprimidos lateralmente e alongados com um pedúnculo caudal longo. A cabeça é grande, com grandes olhos e boca. As nadadeiras têm poucos elementos e as nadadeiras dorsais são separadas por um grande espaço. As nadadeiras peitorais alcançam além da origem da nadadeira anal (RICHARDS & LARA, 2005). O pedúnculo caudal é longo e a nadadeira caudal bifurcada. Peixes Howellidae são pequenos residentes mesopelágicos de oceanos tropicais e temperados. Exemplos pelágicos apresentam coloração de marrom a preto (SANDKNOP & WATSON, 1996).

Presume-se que eles tenham ovos pelágicos (JOHNSON, 1984; RICHARDS & LARA, 2005), bem como larvas e jovens pelágicos (SANDKNOP & WATSON, 1996; RICHARDS & LARA, 2005). Sandknop & Watson (1996) fornecem descrições de larvas e jovens de *Howella* do Pacífico oriental (*Howella Pammelas*) que apresentam tamanho de 1,8 mm com saco vitelino ao estágio de transição de 8,8 mm (SANDKNOP & WATSON, 1996).

Os peixes da espécie *Howella atlantica* (Figura 1.8) são caracterizados como pequenos peixes que podem atingir o tamanho máximo de 11 cm. Jovens são encontrados em 26 a 300 m em regiões epi e mesopelágicas, com adultos que ocorrem perto do fundo entre 275 a 2.200 m; mas migram para perto da superfície à noite. Provavelmente se alimentam de zooplâncton, principalmente de copépodes (HEEMSTRA, 2016).



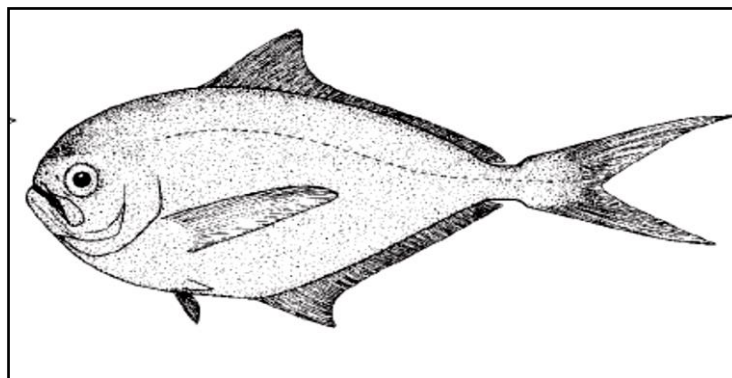
Fonte: Heemstra, 2016 *In*: FAO, 2016.

Figura 1.8 – Exemplar de peixe *Howella atlântica*.

2.2.6 Peixes Bramidae (Promfets) – *Brama brama* (Bonnaterre 1788)

Os peixes da família Bramidae habitam as regiões epi e mesopelágicas dos oceanos. Tem como principais presas peixes pequenos e macroinvertebrados, incluindo lulas. A maioria das espécies sofre uma transformação considerável na nadadeira e na forma do corpo com o crescimento. Várias espécies são capturadas por espinhel, mas não há pesca direcionada na região, embora sejam excelentes peixes para alimentação (HAEDRICH, 2016).

O promfet Atlântico, *Brama brama* (Figura 1.9) está distribuído no Atlântico Oeste e Leste, incluindo o Mediterrâneo (e.g., GOMES et al., 1990; CARVALHO-FILHO et al., 2009; FROESE & PAULY, 2019; ERGÜDEN et al., 2019). É cosmopolita em todos os principais oceanos; do Centro da Noruega para o Sul, incluindo o Mediterrâneo Ocidental, no entanto, é raro na bacia Oriental (HAEDRICH, 1986; GOLANI et al., 2006).



Fonte: Haedrich, 2016. *In*: FAO, 2016.

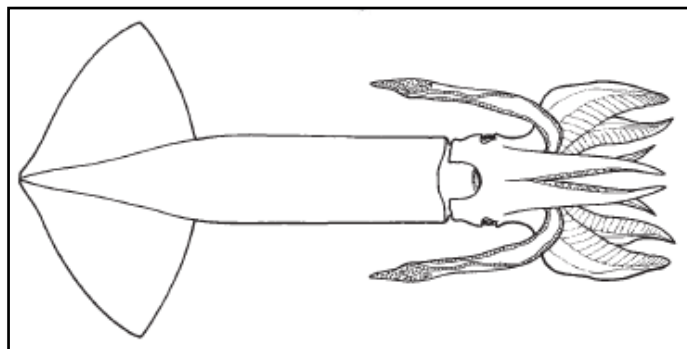
Figura 1.9 – Exemplar do peixe *Brama brama*.

É uma espécie de peixe epipelágico offshore que desce até 400 m, sendo considerado um migrante sazonal que ocorre em pequenos cardumes (HAEDRICH, 1986; GOLANI et al., 2006; AKYOL & ULAŞ, 2019) também se trata de uma espécie mesopelágica (RIEDE, 2004) e atinge pelo menos 70 cm e podem ocorrer desde a superfície até cerca de 1000 m (SMITH, 1986). Alimenta-se de pequenos peixes oportunistas, cefalópodes, anfípodes e eufausídeos (HAEDRICH, 1986; GOLANI et al., 2006; AKYOL & ULAŞ, 2019). São ovíparos, com estação de desova nos meses de verão e apresentam ovos e larvas planctônicos (RICHARDS, 2005). A desova ocorre entre agosto e setembro no Mediterrâneo e ocorre mais tarde no Atlântico Leste (HAEDRICH, 1986; GOLANI et al., 2006; AKYOL & ULAŞ, 2019).

2.2.7 Cefalópodes (Lulas) Ommastrephidae (Steenstrup, 1857)

Lulas Ommastrephidae (Steenstrup, 1857) apresentam manto alongado, afinando posteriormente, nadadeiras grandes e terminais e dispositivo de travamento de funil em forma de T invertido. Duas fileiras de ventosas nos braços e 4 a 8 linhas em tacos tentaculares e ganchos nunca presentes (HAIMOVICI et al., 2009). São lulas nectônicas e de tamanhos variados (pequenas, médias e grandes) que são distribuídas por todos os oceanos do mundo, dos mares subárticos aos mares sub-antárticos. Elas habitam as águas da plataforma, da encosta e do oceano aberto, desde a superfície até profundidades que variam de 2.000 m (ROPER et al., 2010). As lulas nadam utilizando a propulsão a jato d'água, algumas chegam a se deslocar por uma distância de 2.000 km, nadando continuamente por mais de dois meses, a uma velocidade de 0.5 m/s. Durante um ataque a uma presa ou a fuga de um predador, as lulas podem atingir uma velocidade de 10 m/s (VASKE JÚNIOR, 2011).

As lulas (Figura 1.10) são descritas com os seguintes traços ecológicos como R estrategistas: monocíclica (um ciclo de vida completo dentro de um ano), ovos pequenos, fecundidade muito alta, desova individual intermitente prolongada com vários lotes e desova populacional prolongada, jovens com taxas de crescimento muito elevadas e renovação anual completa da composição da população (ROPER et al., 2010).



Fonte: Guerra et al., 2016. *In*: FAO, 2016.

Figura 1.10 – Exemplar de cefalópode (lula) da família Ommastrephidae.

Ao longo do ciclo de vida, com o aumento contínuo do tamanho do corpo, a maioria dos ommastrephideos "permeia" a pirâmide trófica, transferindo consecutivamente dos consumidores de ordens II a III para consumidores de ordens IV a VI e alterando, respectivamente, o espectro taxonômico e ecológico de seus organismos alimentares (presas), inimigos (predadores) e parasitas. Em algumas comunidades oceânicas, os ommastrephideos adultos de grande porte são, na verdade, os predadores de nível superior (ROPER et al., 2010). Quanto aos hábitos alimentares, lulas e polvos são animais estritamente carnívoros, algumas espécies abissais são detritívoras, e se alimentam de restos mortais de outros animais (VASKE JÚNIOR, 2011).

Os Ommastrephidae são o grupo de pesca comercial mais importante entre os cefalópodes. Durante a última década (1997–2007), a captura anual desta família variou entre um e mais de dois milhões de toneladas, o que representa 50% da captura mundial total de cefalópodes. O potencial pesqueiro mundial total para todas as espécies de ommastrephideos exploráveis é estimado em seis a nove milhões de toneladas, enquanto o total de todos os cefalópodes combinados é considerado em seis a doze milhões de toneladas. Em geral, os ommastrephideos oceânicos são considerados o único recurso pesqueiro subexplorado e abundante que poderia proporcionar um aumento na captura comercial mundial de proteína alimentar de alta qualidade (ROPER et al., 2010).

2.3 Conceitos, aplicação de isótopos estáveis e modelos de mistura em pesquisas com organismos aquáticos

Os isótopos são átomos de um determinado elemento que possuem o mesmo número de prótons, mas diferem quanto ao número de massa, devido às diferenças no número de nêutrons contidos no núcleo do átomo (BISI et al, 2012). Entre os diversos elementos, os isótopos estáveis mais usados são: carbono, nitrogênio, enxofre, oxigênio e hidrogênio, os quais podem ser analisados juntos ou separadamente, dependendo do objetivo do estudo. Os isótopos de C e o N são os isótopos estáveis mais frequentemente utilizados em estudos de ecologia trófica (PHILIPPSSEN & BENEDITO, 2013). Os isótopos de carbono são mais apropriados como marcadores, uma vez que fracionam muito pouco nas cadeias alimentares, ao contrário dos isótopos de nitrogênio que, pelas suas características, são mais utilizados em processos ecológicos (TIUNOV, 2007) como para estimar as posições tróficas (CAUT et al 2009).

Na compreensão sobre a alimentação animal, diferentes tipos de técnicas podem ser utilizadas, tais como: análise de conteúdo do trato gastrointestinal, o uso de isótopos estáveis, análise de ácidos graxos e estudo de micropoluentes (BISI et al 2012). No entanto, as análises do conteúdo estomacal são limitadas pela dificuldade na identificação diferencial de presas, especialmente pela rápida digestão/desintegração de organismos gelatinosos e outros de corpo mole e pequeno, pela dieta de curto prazo fornecida devido a tempos de digestão curtos (YOUNG et al., 2015).

O aumento na utilização da técnica de isótopos estáveis ocorre pelas várias vantagens da análise em relação às abordagens convencionais, possibilitando determinar de forma mais precisa os componentes dietéticos assimilados e utilizados para o crescimento animal (LI et al 2013). Possibilita fornecer informações sobre a dieta de indivíduos em diferentes escalas de tempo, dependendo do marcador e da sua rotatividade nos tecidos analisados (CHOUVELON et al 2014). Estudos revelaram a importância dessas ferramentas em diversas pesquisas ecológicas e ambientais, inclusive com organismos marinhos, sobre biologia e ecologia alimentar de peixes como os atuns (e.g., BLUM et al., 2013; CHOUVELON et al 2014; GORNI et al 2017; HOUSSARD et al., 2017).

Valores de abundância natural de isótopos podem ser usados para encontrar padrões e mecanismos no nível de um único organismo, bem como para traçar teias alimentares, entender paleodietas e a ciclagem de nutrientes em todo o ecossistema, seja

terrestre e/ou marinho (MICHENER & LAJTHA, 2007). Alternativamente, os fatores de magnificação da teia alimentar (FWMFs), calculados com base na concentração química do poluente versus a relação de isótopos estáveis de nitrogênio, foram propostos como ferramentas confiáveis para avaliação de bioacumulação (MANCINELLI & VIZZINI, 2015).

As razões isotópicas (δ) do carbono e do nitrogênio ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) do consumidor apresentam um enriquecimento trófico comparado à composição isotópica da dieta (BISI *et al* 2012). Philippsen & Benedito (2013) realizaram uma análise literária e concluíram que dentre os tecidos analisados, o músculo foi o mais utilizado (40,2%), seguido de fígado (14,6%) e do corpo inteiro (9,8%). Estes autores justificam que, o músculo vem sendo aceito como o tecido mais adequado para a análise com isótopos estáveis por apresentar menor variação em relação a outros órgãos. É perceptível como o tecido muscular se trata de uma escolha adequada para realização de análises químicas para estudos nutricionais, por integrar melhor a assinatura do componente, substância e/ou elemento a ser quantificado. Principalmente se forem considerados os possíveis fracionamentos que o tecido a ser utilizado estará passível devido a fatores físicos, químicos e biológicos que podem alterar a composição original do elemento utilizado como marcador (MORAES & HENRY-SILVA, 2018).

A compreensão dos conceitos de fracionamento, enriquecimento e taxa de discriminação possibilita o uso dos modelos de mistura para estimar e determinar a contribuição relativa de itens alimentares consumidos por organismos aquáticos (MORAES & HENRY-SILVA, 2018). Desse modo, é importante definir a distinção conceitual que envolve o termo “fator de discriminação” que é comumente confundido com outros termos conceituais como o de fracionamento, fator de fracionamento ou enriquecimento trófico (PHILIPPSSEN & BENEDITO, 2013).

O termo “fracionamento” está relacionado aos efeitos cinéticos e de equilíbrio que causam as diferenças e variações entre os reagentes e produtos nas reações químicas (MARTINEZ DEL RIO *et al* 2009). A ambiguidade do termo “enriquecimento” tem provocado um sentido um tanto confuso, devido ao uso de expressões como “um tecido pode ter um valor isotópico mais positivo (enriquecido) ou negativo (deplecionado) do que sua dieta (MARTÍNEZ DEL RIO *et al* 2009; PHILIPPSSEN & BENEDITO, 2013). O termo fator de discriminação deve ser utilizado apenas quando o foco do trabalho envolve determinar a diferença na razão isotópica entre determinado tecido do consumidor e da sua dieta: $\Delta X = \delta_{\text{tecido}} - \delta_{\text{dieta}}$, onde Δ é o fator de discriminação calculado para elementos

como C e N ($\Delta^{13}\text{C}$ e $\Delta^{15}\text{N}$) por exemplo, e δ é o valor isotópico utilizado, constituído pelo isótopo estável mais pesado (MARTÍNEZ DEL RIO et al 2009; PHILIPPSEN & BENEDITO, 2013).

O termo “fracionamento trófico”, deve ser utilizado quando for analisado o corpo inteiro de um indivíduo em relação as suas presas, dietas ou fontes alimentares: $\Delta_{trófico} = \delta_{corpinteiro} - \delta_{dieta}$ (MARTÍNEZ DEL RIO et al 2009). Essa diferenciação é importante para padronizar cada terminologia adequadamente e proporcionar a aplicação correta em estudos e pesquisas que utilizam a ferramenta de isótopos estáveis e que envolvem avaliação sobre as características e comportamento alimentar de uma espécie (MARTÍNEZ DEL RIO et al 2009; PHILIPPSEN & BENEDITO, 2013).

Atualmente, os modelos de mistura têm sido cada vez mais utilizados em pesquisas que envolvem ecologia alimentar utilizando as razões isotópicas com base na abundância natural, para diferentes espécimes de organismos aquáticos (e.g., MORAES & HENRY-SILVA, 2018). Entre os vários programas desenvolvidos para pesquisas sobre alimentação animal, podemos destacar: o IsoError (PHILLIPS, 2001), IsoConc (PHILLIPS & KOCH, 2002; KOCH & PHILLIPS, 2002), IsoSource (PHILLIPS & GREGG, 2003), IsotopeR (HOPKINS & FERGUSON, 2012), MixSIR (MOORE & SEMMENS, 2008), SIAR (PARNELL et al 2010, 2013), SIBER (JACKSON et al 2011), IsoWeb (KADOYA et al 2012), MixSIAR (STOCK & SEMMENS, 2013; 2016), SISUS (ERHARDT, 2014), FRUITS (FERNANDES et al 2014) e o DEsiR (SIDER) (HEALY et al 2017; HEALY, 2017).

Entre esses modelos, o MixSIAR permite a incorporação de estrutura populacional hierárquica e outras variáveis contínuas em sua estimativa de dietas assimiladas pelos consumidores (PHILLIPS et al 2014). É importante salientar que, uma das questões discutidas acerca da utilização desses modelos, se trata da sensibilidade destes quanto as possíveis variações nas taxas de discriminação calculadas (BOND & DIAMOND, 2011). Tais autores concluíram em sua pesquisa que, modelos de mistura de isótopos estatisticamente mais avançados são altamente sensíveis aos fatores de discriminação utilizados nesses modelos.

No MixSIAR, o modelo de mistura aplicado utiliza o método Monte Carlo com base em simulações a posteriori via cadeias de Markov (MCMC) (e.g., MORAES, 2016; MORAES & HENRY-SILVA, 2018). Sobre a utilização deste método MCMC, os modelos de mistura bayesiano atuais empregam uma amostragem realizando uma nova amostragem, para determinar a probabilidade de fontes potenciais das contribuições para

uma combinação ou mistura (NEWSOME et al., 2010, 2012). Em geral, para cada fonte, uma contribuição proporcional vetorial aleatória é proposta. Na abordagem *a posteriori*, os modelos de mistura a partir do conjunto completo de fontes são combinados por meio de ambos os agrupamentos lógicos, considerando o fato de certos agrupamentos estabelecerem estimativas mais restritas e interpretáveis de contribuições proporcionais das fontes (WARD et al 2011).

O modelo de simulação Monte Carlo utiliza as cadeias de Markov. Estas cadeias são consideradas como processos estocásticos utilizados com a finalidade de modelar sistemas de diversas naturezas e descrever o movimento probabilístico entre uma série de dados (ALBERT, 2007). Quando as cadeias são iniciadas em diferentes locais no vetor estado-espço, desenvolvendo por um tempo satisfatoriamente longo, a cadeia irá convergir para a sua distribuição de equilíbrio ou distribuição estacionária (GAMERMAN, 1996). Uma das metodologias para determinar a ocorrência da convergência nas cadeias é visualizar o estado da cadeia ao longo das iterações, por meio da construção gráfica da densidade a posteriori, servindo para uma análise preliminar e verificar a convergência de uma cadeia com base em propriedades estatísticas com os testes de convergência (GAMERMAN, 1996). É importante salientar que “Iterações” se tratam de processos de repetições de uma ou mais ações em determinada programação de dados (e.g., ELLISON, 2004; SCHOOT et al., 2014). Desse modo, estatisticamente cada iteração estará relacionada somente a uma ação específica numa modelagem matemática, ou seja, cada repetição estabelecerá uma ou mais iterações na análise do conjunto de dados.

O MixSIAR possibilita utilizar três testes de convergência: Geweke (1992), Gelman-Rubin (1992) e Heidelberger-Welch (1983) (e.g., MORAES & HENRY-SILVA, 2018). A convergência avaliada pelo método de Geweke (1992) realiza uma divisão das variáveis geradas por simulação, gerando duas médias nos quantis (0,1 e 0,5) e se as médias apresentarem valores aproximados indica a ocorrência de convergência nas cadeias. Para o teste de Gelman-Rubin (GELMAN-RUBIN, 1992; GELMAN et al 2014) o fator de redução de escala “R” pode ser usado como indicador de convergência. Gelman & Rubin (1992) e Gelman et al. (2014) sugerem aceitar que houve convergência para valores que correspondam a seguinte regra: $1 \leq R \leq 1.1$. E caso os valores de R sejam superiores a 1.1, é necessário executar o processo de rastreamento por cadeias novamente no intuito de melhorar a convergência do conjunto de dados e para realizar uma melhor avaliação dos dados utilizados na pesquisa.

O teste de diagnóstico de Heidelberger-Welch (1983), avalia a hipótese nula de estacionaridade da amostra gerada, quando há sinais de não estacionaridade, ou seja, se a hipótese for nula ou rejeitada para determinado valor, repete-se o teste após a eliminação de 10% dos valores iniciais das iterações sequenciais. Tal processo termina, quando 50% das iterações são descartadas ou até que ocorra a aprovação da cadeia analisada no teste (BORBA et al 2011; DELFINO et al. 2011).

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Determinar a contribuição relativa dos itens alimentares e sua carga corporal de Hg, que compõem a dieta dos atuns albacora bandolim (*Thunnus obesus*) e albacora laje (*Thunnus albacares*) do Atlântico Oeste Equatorial.

3.2 Objetivos específicos

1. Descrever os itens alimentares e presas que compõem a dieta dos atuns do Atlântico Oeste Equatorial.
2. Determinar o grau de contaminação por Hg nas presas e itens alimentares das espécies de atuns estudadas.
3. Descrever a composição isotópica de C e N em tecido muscular dos exemplares de atuns, presas e de seus itens alimentares.
4. Analisar a relação existente entre as concentrações de Hg das presas e itens alimentares com as taxas de contribuição relativa na alimentação das espécies de atuns estudadas.

4. HIPÓTESE

Os itens alimentares e presas que apresentam maior taxa de contribuição relativa na nutrição dos atuns *T. obesus* e *T. albacares*, também apresentam maiores concentrações de Hg em sua carga corporal.

REFERÊNCIAS

- AKYOL, O.; ULAŞ A. Occurrence of the Atlantic pomfret, *Brama brama* (Bonnaterra 1788) (Perciformes: Bramidae) in the Aegean Sea (Sığacık Bay, Turkey). *Aquatic Research*, 2(1), 32-35. 2019. doi: <https://doi.org/10.3153/AR19004>.
- ALBERT, J. **Bayesian Computation with R (Use R!)**. Springer, 280p. 2007.
- ALERSTAM, T.; HEDENSTROM, A.; AKESSON, S. Long-distance migration: evolution and determinants. *Oikos* 103:247–260. 2003.
- AOKI, Y.; AOKI, A.; OHTA, I.; KITAGAWA, T. Physiological and behavioural thermoregulation of juvenile yellowfin tuna *Thunnus albacares* in subtropical waters. *Marine Biology* (2020) 167:71. doi: <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03679-w>.
- BARD, F. X.; CAYRÉ, P.; DIOUF, T. Migraciones. **Col.Vol.Sci.Pap.** ICCAT, 37: 120-168 1991.
- BARREIROS, J. P.; FRICKE, R.; Occurrence of *Diodon eydouxii* (Actinopterygii: Tetraodontiformes: Diodontidae) in the Azores and comparison with Pacific specimens. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**. 45 (1): 101–102. doi: 10.3750/AIP2015.45.1. 12. 2015.
- BENTLEY, K.; SOEBANDRIO, A. Arsenic and mercury concentrations in marine fish sourced from local fishermen and fish markets in mine-impacted communities in Ratatotok Subdistrict, North Sulawesi, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**. Volume 120, Issues 1–2, 15 July, Pages 75-81. 2017.
- BERNAL, D.; BRILL, R. W.; DICKSON, K. A.; SHIELS, H. A. Sharing the water column: physiological mechanisms underlying species-specific habitat use in tunas. *Rev Fish Biol Fisheries* (2017) 27:843–880. doi: 10.1007/s11160-017-9497-7.
- BISI, T. L.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O. Ecologia alimentar em mamíferos marinhos: técnicas de estudo. **Oecologia Australis**. 16(2): 210-234, Junho. 2012.
- BLUM, J. D.; POPP, B. N.; DRAZEN, J. C.; CHOY, C. A.; JOHNSON, M.W. 2013. Methylmercury production below the mixed layer in the North Pacific Ocean. **Nat. Geosci.** 6, 879–884. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo1918>.
- BOND, A. L.; DIAMOND, A. W. Recent Bayesian stable-isotope mixing models are highly sensitive to variation in discrimination factors. **Ecological Applications**, 21(4), pp. 1017–1023. 2011.
- BONECKER, A. C. T.; NAMIKI, C. A. P.; CASTRO, M. S. de; CAMPOS, P. N. **Catálogo dos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes da bacia de Campos** [online]. Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia, 2014, 295 p. Zoologia: guias e manuais de identificação series. ISBN 978-85-98203-10-2. Available from SciELO Books.
- BORBA, L. H. F.; BALDI REY, F. S.; SILVA, L. O. C.; BOLIGON, A. A.; ALENCAR, M. M. Parâmetros genéticos para características de crescimento e reprodução de bovinos

da raça Canchim. **Pesquisa Agropecuária Brasileira – PAB**. Brasília, v.46, n.11, p.1570-1578, nov. 2011.

BORNATOWSKI, H.; ANGELINI, R.; COLL, M.; BARRETO, R. R. P.; AMORIM, A. F. Ecological role and historical trends of large pelagic predators in a subtropical marine ecosystem of the South Atlantic. **Reviews Fish Biology Fisheries**. pp 1–19. 2017. DOI 10.1007/s11160-017-9492-z.

BRAGA, A. da C.; COSTA, P. A. S.; MARTINS, A. S.; OLAVO, G.; NUNAN, G. W. Lanternfish (Myctophidae) from eastern Brazil, southwest Atlantic Ocean. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 42(1): 245-257, 2014. doi: 103856/vol42-issue1-fulltext-20.

BRINTON, E. **Euphausiids of the southeast Asian waters**. Naga Rep., 4: 1-287. 1975.

BRINTON, E., OHMAN, M. D.; TOWNSEND, A. W.; KNIGHT, M. D.; BRIDGEMAN, A. L. Euphausiids of the World Ocean (cd-room Expert System). Springer-Verlag, Heildeberg. 2000.

BRILL, R. W.; BLOCK, B. A.; BOGGS, C. H.; BIGELOW, K. A.; FREUND, E. V.; MARCINEK, D. J. Horizontal movements and depth distribution of large adult yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) near the Hawaiian Islands, recorded using ultrasonic telemetry: implications for the physiological ecology of pelagic fishes. **Mar. Biol.**, v.133: p. 395-408, 1999.

BRILL, R. W.; BIGELOW, K. A.; MUSYL, M. K. FRITSCHES, K. A.; WARRANT, E. J. Bigeye tuna (*Thunnus obesus*), behaviour and physiology and their relevance to the stock, assessment and fishery biology. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT** v. 57, n. 2, p.142-161, 2005.

BLOCK, B. A.; DEWAR, H.; BLACKWELL, S. B.; WILLIAMS, T. D.; PRINCE, E. D.; FARWELL, C. J.; BOUSTANY, A.; TEO, S. L. H.; SEITZ, A.; WALLI, A.; FUDGE, D. Migratory Movements, Depth Preferences, and Thermal Biology of Atlantic Bluefin Tuna. **Science**. 293, 1310. 2001. doi: 10.1126/science.1061197.

BURGER, J.; STERN, A. H.; GOCHFELD, M. Mercury in Commercial Fish: Optimizing Individual Choices to Reduce Risk. **Environmental health perspectives**. Volume 113. number 3. march 2005.

CARVALHO-FILHO, A.; MARCOVALDI, G.; SAMPAIO, C. L. S.; PAIVA, M. I. G.; DUARTE, L. A. G. First report of rare pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian waters, with a key to Western Atlantic species. **Zootaxa**. 2290: 1–26. 2009.

CAYRÉ, P.; AMON KOTHAS, J. B.; DIOUF, T.; STRETTA, J. M. Biología de los atunes. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 37(1): 169–291. 1991.

CAUT, S.; ANGULO, E. & COURCHAMP, F. Variation in discrimination factors ($\delta^{15}\text{n}$ and $\delta^{13}\text{c}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. **Journal of Applied Ecology**. 46, 443–453. 2009.

CIPRO, C.; MONTONE, R.; BUSTAMANTE, P. Mercury in the ecosystem of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica: Occurrence and trophic distribution. **Marine**

Pollution Bulletin, Elsevier, 114, pp.564-570. 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.09.024.

COIMBRA, R. dos S. C.; SANTOS, C. R. dos; SARAIVA, V. B.; OLIVEIRA, M. M. Biomarcadores como ferramentas na avaliação da qualidade do pescado contaminado com metais traço. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 7 n. 1, p. 153-172, jan. / jun. 2013.

COLLETTE, B.; SINGH-RENTON, S.; PINA AMARGOS, F.; MARECHAL, J.; DOOLEY, J.; AIKEN, K. A.; KISHORE, R.; OXENFORD, H.; ROBERTSON, R. *Hirundichthys affinis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**: e.T13487740A15603395. 2015.

COSTA, M. B. da; GALVÃO, P. M. A.; KREPSKY, N.; AZEVEDO, C. E. de; MEIRE, R. O.; CUNHA, L. S. T.; SALDANHA, G. C.; PIZZOCHERO, A. C.; SILVA, M. A. da; D'AMATO, C.; GOMES, A. N.; MALM, O.; GUIMARÃES, J. R. D.; TORRES, J. P. M. Mercúrio e Cádmiio em Albacora Laje (*Thunnus albacares*) (Bonnaterre, 1788). p. 294-300. **In**: O Arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de Estação Científica/Orgs. Danielle de Lima Viana... [et al.]. -- Brasília, DF: SECIRM, 348 p. ISBN: 978-85.62033-00-1.2009.

CHAPMAN, E.W.; JORGENSEN, C.; LUTCAVAGE, M. E. Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*): a state-dependent energy allocation model for growth, maturation, and reproductive investment. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 68(11): 1934– 1951. 2011. doi:10.1139/f2011-109.

CHOUVELON, T.; CAURANT, F.; CHEREL, Y.; SIMON-BOUHET, B.; SPITZ, J.; BUSTAMANTE, P. Species- and size-related patterns in stable isotopes and Mercury concentrations in fish help refine marine ecosystem indicators and provide evidence for distinct management units for hake in the Northeast Atlantic. **ICES Journal of Marine Science**, 71(5), 1073–1087. 2014.

DANTAS NETO, A. B. Alimentação do peixe-voador *Hirundichthys affinis* (Günther, 1866), no Atlântico Sudoeste Tropical. **Dissertação** (Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal Rural do Semi-árido. 41 f. 2017.

DELFINO, A. C. S.; SILVA, M. I. S.; PICCOLI, R. H.; BUENO FILHO, J. S. S. Análise bayesiana de toxidez e interferência em ensaios de diluição seriada. **Revista Brasileira de Biometria**. São Paulo, v.29, n.2, p.325-341, 2011.

DGPA (Direção-Geral das Pescas e Aquicultura). **Guia de Identificação dos atuns atlânticos**. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e Pescas. 20 p. 2008.

DUFFY, L. M.; KUHNERT, P.; PETHYBRIDGE, H. R.; YOUNG, J. W.; OLSON, R. J.; LOGAN, J. M.; GOÑI, N.; ROMANOV, E.; ALLAIN, V.; STAUDINGER, M.; ABECASSIS, M.; CHOY, C. A.; HOBDAV, A. J.; SIMIER, M.; GALVÁN-MAGAÑA, F.; POTIER, M.; MÉNARD, F. Global trophic ecology of yellowfin, bigeye, and albacore tunas: understanding predation on micronekton communities at ocean-basin scales. **Deep-Sea Research Part II**. 0967-0645(17)30062-0. 2017. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.03.003.

ELLISON, A. M. Bayesian inference in ecology. **Ecology Letters**, (2004) 7: 509–520 doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00603.x.

ERGÜDEN, D.; AYAS, D.; ERGÜDEN, S. A.; KABAKLI, F. Occurrence of *Brama brama* (Bonnaterre 1788) in the Eastern Mediterranean, Turkey. **MedFAR**. 2(3) 72-76. 2019.

ERHARDT, E. B. **Stable Isotope Sourcing using Sampling Getting Started (SISUS)**. Disponível em<: <http://StatAcumen.com/sisus>>. November 27, 2014.

ESPINOZA, P.; BERTRAND, A.; VANDERLINGEN, C. D.; GARRIDO, S.; DEMENDIOLA, B. R. Diet of sardine (*Sardinops sagax*) in the northern Humboldt Current system and comparison with the diets of clupeoids in this and other eastern boundary upwelling systems. **Prog.Oceanogr**.83,242–250. 2009.

FAHEY, M. P. **Early stages of fishes in the western North Atlantic Ocean: Davis Strait, Southern Greenland and Flemish Cap to Cape Hatteras**. Print: Dartmouth, N. S. Northwest Atlantic Fisheries Organization, 2007. 2 v. (1696 p.). ISBN 096891674X (v. 1).

FAO. 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>

FERNANDES, R.; MILLARD, A. R.; BRABEC, M.; NADEAU, M. J.; GROOTES, P. Food reconstruction using isotopic transferred signals (FRUITS): A Bayesian model for diet reconstruction. **PLOS ONE**. 9(2): e87436. 2014.

FERREIRA, M. S.; MÁRSICO, E. T.; JUNIOR, A. N. M.; MANO, S. B.; CLEMENTE, S. C. S.; JUNIOR, C. A. C. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência Veterinária**. v. 19, n. 1, p. 50-58, jan./abr. 2012.

FONTELES FILHO, A. A. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. Expressão Gráfica e Editora. Fortaleza. 464 p. 2011.

FORTIER, L.; LEFÈVRE, J.; LEGENDRE, L. Export of biogenic carbon to fish and to the deep ocean: the role of large planktonic microphages. **J. PlanktonRes**.16,809–839. 1994.

FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. Retrieved from <http://fishbase.org/summary/Bramabrama.html> (accessed 19.06.19). 2019.

FUNK, W. C.; MCKAY, J. K.; HOHENLOHE, P. A.; ALLENDORF, F. W. Harnessing genomics for delineating conservation units. **Trends in Ecology and Evolution**. September, Vol. 27, No. 9. 2012.

GAMERMAN, D. **Simulação Estocástica via Cadeias de Markov**. Instituto de Matemática UFRJ. 1996.

GELMAN, A.; RUBIN, D.B. A single series from the Gibbs sampler provides a false sense of security. **In:** Bernardo, J.M., Berger, J.O., Dawid, A.P., Smith, A.F.M. (Eds.), *Bayesian Statistics*, Vol. 4. Oxford University Press, Oxford, pp. 625-631. 1992.

GELMAN, A.; CARLIN, J. B.; STERN, H. S.; DUNSON, D. B.; VEHTARI, A.; RUBIN, D. B. **Texts in Statistical Science** Donald L. Phillips · Paul L. Kocher Series. **Bayesian Data Analysis**. Chapman & Hall/CRC editora. 3ª ed. 656 p. 2014.

GERKING, S. D. **Feeding ecology of fish**. Califórnia: Academic Press, 416 p. 1994. ISBN: 0-12-280780-4.

GEWEKE, J. Evaluating the accuracy of sampling-based approaches to the calculation of posterior moments. **In:** Bernardo, J.M., Berger, J.O., Dawid, A.P., Smith, A.F.M. (Eds.), *Bayesian Statistics*, Vol. 4. Oxford University Press, Oxford, pp. 169-193. 1992.

GOLANI, D.; ÖZTÜRK, B.; BAŞUSTA, N. *The Fishes of the Eastern Mediterranean*. Turkish Marine Research Foundation, Publication No. 24. Istanbul. 2006. ISBN: 975-8825-12-7.

GOMES, J. Bramidae. **In:** Quero, J.C., Hureau, J.C., Karrer, C., Post, A., Saldanha, L. (Eds.), *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)*. Vol. 2, JNCT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris, pp. 758-764. 1990.

GORNI, G. R.; RIBEIRO, M. L.; GOITEIN, R.; AMORIM, A. F. Diet composition of pelagic fish in the Southwestern Atlantic, Brazil: An isotopic Mixtures approach. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 50(1): 132 – 140, 2017.

GORELOVA T. A.; GRUDTSEV M. E. Feeding of flying fish in the Atlantic Ocean. **Oceanology**. 27(3): 480-483. (In Russian, with English abstract). 1987.

GRAHAM, J. B.; DICKSON, K. A. Anatomical and physiological specializations for endothermy. **In:** *Fish Physiology* Vol. IXX, Academic Press, San Diego, 167-225. 2001.

GRAHAM, J. B.; DICKSON, K. A. Commentary. Tuna comparative physiology. **The Journal of Experimental Biology**. 207, 4015-4024. 2004. doi:10.1242/jeb.01267.

GUGLIELMO, L. 2006. Larve Pelagiche: Eufausiacei, Decapodi. **In:** Avancini M., Cicero A.M., Di Girolamo I., Innamorati M., Magaletti T., Sertorio Zunini T. (Eds.) *Guida al riconoscimento del plancton nei mari italiani*. Vol. II, Zooplancton neritico, Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. ICRAM, Roma: 167-168, Tav. 154-155. 2006.

GUGLIELMO, L.; GRANATA, A.; GUGLIELMO, R. Class Malacostraca. Order Euphausiacea. Manual. **Revista IDE@ - SEA**, nº 86B (30-05-2015): 1–20. 2015. ISSN 2386-71831. Ibero Diversidad Entomológica @ccesible www.sea-entomologia.org/IDE@.

GREWE, P. M.; FEUTRY, P.; HILL, P. L.; GUNASEKERA, R. M.; SCHAEFER, K. M.; ITANO, D. G.; FULLER, D.W.; FOSTER, S. D.; DAVIES, C. R. Evidence of discrete yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) populations demands rethink of management for this globally important resource. **Scientific Reports**. 5:16916. 2015. doi: 10.1038/srep16916.

HAIMOVICI, M.; SANTOS, R. A.; FISCHER, L. G. Class Cephalopoda. **In:** Rios, E. de C. 2009. *Compendium of Brazilian Sea Shells*. Rio Grande, RS: Evangraf, p. 610-649. 2009.

HAJEB, P.; SLOTH, J. J.; SHAKIBAZADEH, SH.; MAHYUDIN, N. A.; AFSAH-HEJRI, L. Toxic Elements in Food: Occurrence, Binding, and Reduction Approaches. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**. Vol.13, pp. 457-472, 2014. doi: <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12068>.

HEALY K.; KELLY, S. B. A.; GUILLERME, T., INGER R, BEARHOP S, JACKSON AL. Estimating trophic discrimination factors using Bayesian inference and phylogenetic, ecological and physiological data. DEsiR: Discrimination Estimation in R. **PeerJ Preprints**. 5: e1950v2. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.1950v2>. 2017.

HEALY, K. **Introduction to SIDER**. Disponível < (<http://cran.r-project.org/web/packages/MCMCglmm/index.html>) >. 7 p. 2017.

HAEDRICH, R.L. Bramidae. In: P.J.P. Whitehead, M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen & E. Tortonese (Eds). *Fishes of the Northeastern Atlantic and the Med-iterranean* (pp. 847-853). UNESCO, Paris. 1986.

HAEDRICH, R. L. Perciformes: Percoidei: Bramidae. Pomfrets. **In:** Carpen ter, K.E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 4: Bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and Sea turtles. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 2343–3124. ISSN 1020-6868. 2016.

HARRIS, G. P.; GRIFFITHS, F. B.; CLEMENTSON, L. A. Climate and the fisheries off Tasmania - interactions of physics, food-chains and fish. **S. Afr. J. mar. Sci.** 12, 585-97. 1992.

HAURY, L. R.; MCGOWAN, J. A.; WIEBE, P. H. Patterns and processes in the time-space scales of plankton distributions. **In:** Spatial Patterns in Plankton Communities (J. Steele, ed.), pp. 277-327. Plenum Press, New York. 1978.

HAZIN, F. H. V.; TRAVASSO, P. E. A pesca oceânica no Brasil no século 21. **Rev. Bras. Enga. Pesca.** 2(1), jan. 2007.

HEEMSTRA, P. C. Howellidae. Pricklefishes. **In:** CARPENTER, K. E.; DE ANGELIS, N. The living marine resources of the eastern Central Atlantic volume 4 bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and sea turtles. **Rome: FAO**, 2016. ISSN 1020-6868.

HEIDELBERGER, P.; WELCH, P. Simulation run length control in the presence of an initial transient. **Operations Research**. Hanover, v.31, n.6, p.1109-44, 1983.

HILBORN, R. Determination of fish movement patterns from tag recoveries using maximum likelihood estimators. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 47:635–643. 1990.

HOPKINS, J. B.; FERGUSON, J. M. Estimating the Diets of Animals Using Stable Isotopes and a Comprehensive Bayesian Mixing Model. **PLOS ONE**. vol. 7. Issue 1. January. 2012.

HOUSSARD, P.; LORRAIN, A.; TREMBLAY-BOYER, L.; ALLAIN, V.; GRAHAM, B. S.; MENKES, C. E.; PETHYBRIDGE, H.; COUTURIER, L. I. E.; POINT, D.;

LEROY, B.; RECEVEUR, A.; HUNT, B. P.V.; VOUREY, E.; BONNET, S.; RODIER, M.; RAIMBAULT, P.; FEUNTEUN, E.; KUHNERT, P. M.; MUNARON, J.-M.; LEBRETON, B.; OTAKE, T.; LETOURNEUR, Y. Trophic position increases with thermocline depth in yellowfin and bigeye tuna across the Western and Central Pacific Ocean. **Progress in Oceanography**. 154. 49–63. 2017.

HOUSSARD, P.; POINT, D.; TREMBLAY-BOYER, L.; ALLAIN, V.; PETHYBRIDGE, H.; MASBOU, J.; FERRISS, B. E.; BAYA, P. A.; LAGANE, C.; MENKES, C. E.; LETOURNEUR, Y.; LORRAIN, A. A Model of Mercury Distribution in Tuna from the Western and Central Pacific Ocean: Influence of Physiology, Ecology and Environmental Factors. **Environmental Science & Technology**. 53, 3, 1422–1431. 2019. doi: 10.1021/acs.est.8b06058.

HULLEY, P. A.; PAXTON, J. R. Myctophidae. Lanternfishes. *In*: Carpenter, K. E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 1 (Elopiformes to Scorpaeniformes). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 1511–2342. 2016. ISSN 1020-6868.

IKEM, A.; EGIEBOR, N. O. Assessment of trace elements in canned fishes (mackerel, tuna, salmon, sardines and herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). **Journal of Food Composition and Analysis**. 18. 771–787. 2005.

JACKSON, A. L.; INGER, R.; PARNELL, A. C.; BEARHOP, S. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**. 80, 595–602. 2011.

JOHNSON, R. K. Scopelarchidae: development and relationships. Pages 245-250 in Ontogeny and systematics of fishes. H. G Moser et al. (eds.). **Amer. Soc. Ichthyol. Herpetol. Spec. Publ.** (1):760 p. 1984.

KADOYA, T.; OSADA, Y.; TAKIMOTO, G. IsoWeb: A Bayesian Isotope Mixing Model for Diet Analysis of the Whole Food Web. **PLOS ONE**. July. Volume 7. Issue 7. e41057. 2012.

KANDA, K.; TAKAGI, K.; SEKI, Y. Movement of the larger swarms of Antarctic krill *Euphausia superba* off Enderby Land during 1976-1977 season. **J. Tokyo Univ. Fish.** 68,25-42. 1982.

KOCH, P. L.; D. L. PHILLIPS. Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models: a reply to Robbins, Hilderbrand and Farley (2002). **Oecologia** 133:14–18. 2002.

LACERDA, L. D. de; BEZERRA, M. F.; COSTA, B. G. B.; BRAGA, T. M.; F. A. de A. GOYANNA, T. M. Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe market, Fortaleza, Ceará State, Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 49(1): 50 – 54. 2016.

LACERDA, L. D.; GOYANNA, F.; BEZERRA, M. F.; SILVA, G. B. Mercury Concentrations in Tuna (*Thunnus albacares* and *Thunnus obesus*) from the Brazilian Equatorial Atlantic Ocean. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 98:149–155. 2017. DOI 10.1007/s00128-016-2007-0.LA

LAM, C. H.; GALUARDI, B.; LUTCAVAGE, M. E. Movements and oceanographic associations of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 1529–1543. 2014. doi: dx.doi.org/10.1139/cjfas-2013-0511.

LEIS, J. M. Diodontidae. **In:** The living marine resources of the western central Atlantic. Volume 3, edited by K. E. Carpenter. Rome, FAO, pp. 2007–2013. 2002

LEIS, J. M. Nomenclature and distribution of the species of the porcupinefish family Diodontidae (Pisces, Teleostei). **Memoirs of Museum Victoria.** 63(1): 77–90. 2006. ISSN 1447-2546 (Print) 1447-2554 (On.line: <http://www.museum.vic.gov.au/memoirs/index.asp>).

LEIS, J. M. Diodontidae. Porcupine fishes (burrfishes, spiny puffers). **In:** Carpenter, K. E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 4: Bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and Sea turtles. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 2343–3124. 2016. ISBN 978-92-5-109267-5. ISSN 1020-6868.

LEWIS, J. B.; BRUNDRITT, J. K.; FISH, A. G. The biology of the flyingfish *Hirundichthys affinis* (Gunther). **Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean.** 12(1). pp.73-94. 1962.

LYCZKOWSKI-SHULTZ, J.; ZAPFE, G. A.; BOND, P. J. Chapter 214. Diodontidae: Porcupinefishes. **In:** Early Stages of Atlantic Fishes An Identification Guide for the Western Central North Atlantic. Edited by William J. Richards. CRC Press. Taylor & Francis Group. 2005. International Standard Book Number-13: 978-0-203-50021-7 (eBook – PDF).

LI, K.; XU, Z.; LIU, Z.; GU, B. Stable isotope enrichment, dietary sources and trophic overlap between silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and bighead carp (*Aristichthys nobilis*). **Aquaculture.** 402–403. 8–12. 2013.

LIRA, M. G. de; NÓBREGA, M. F. de; OIVEIRA, J. E. L. Caracterização da pescaria industrial de espinhel-de-superfície no Rio Grande do Norte. **B. Inst. Pesca,** São Paulo, 43(3): 446 - 458, 2017. doi: 10.20950/1678-2305.2017v43n3p446.

LIMA, M. A.; TRAVASSOS, P. Revisão da Biologia e Pesca da Albacora Laje *Thunnus albacares* (Bonnaterre, 1788) no Oceano Atlântico. **In:** XIX Congresso de Iniciação Científica na IX Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão da Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2009, Recife. ANAIS JEPEX 2009, 2009.

LONGHURST, A. R.; PAULY, D. **Ecologia dos oceanos tropicais.** EDUSP, p.424, 2007.

MANCINELLI, G.; VIZZINI, S. Assessing anthropogenic pressures on coastal marine ecosystems using stable CNS isotopes: State of the art, knowledge gaps, and community-scale perspectives. **Estuarine, Coastal and Shelf Science.** 156. 195e204. 2015.

MARTÍNEZ DEL RIO, C.; WOLF, N.; CARLETON, S.A. & GANNES, L.Z. 2009. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. **Biological Reviews,** 84: 91-111. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00064>.

MAUCHLINE, J. Euphausiid, stomatopod and leptostracan crustaceans: In: Synopses of the British Fauna (new series), 30. Eds by Kermack DM and Barnes RSK, London, 1-91. 1984.

MICHENER, R.; LAJTHA. **Introduction, xvii. In: Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science.** Ecological Methods and Concepts Series. 2^o ed. 2007.

MIRANDA, H. C. R.; MALVASIO, A. Ecologia trófica de anfíbios anuros na planície do Rio Araguaia, Tocantins. **9^o Seminário de Iniciação Científica.** Campus de Palmas - UFT. 2013.

MOORE, J. W.; SEMMENS, B. X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. **Ecology Letters**, 11: 470–480. 2008.

MORAES, C. R. F. de. Isótopos estáveis de C e N como indicadores da dieta da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) cultivada em tanques-rede em reservatório do Semiárido Brasileiro. 81f. **Dissertação** (Mestrado em Ciência Animal: Ecologia e Conservação no Semiárido) – Universidade Federal Rural do Semiárido (UEFRSA). Mossoró-RN. 2016.

MORAES, C. R. F. de; HENRY-SILVA, G. G. Mixing models and stable isotopes as tools for research on feeding aquatic organisms. **Ciência Rural**, v. 48, p. 1-14, 2018.

MUXAGATA, E.; BARBOSA, C. N.; AGOSTINI, V. O. Euphausiacea diversity in a trans-oceanic transect through the South Atlantic Ocean: the first Atlantic record of *Thysanopoda astylata* Brinton, 1975. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** .91(1): e20180034. 2019. (Annals of the Brazilian Academy of Sciences). Printed version ISSN 0001-3765/Online version ISSN 1678-2690. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201920180034>.

NEWSOME, S. D.; CLEMENTZ, M. T.; KOCH, P. L. Using stable isotope biogeochemistry to study marine mammal ecology. **Marine Mammal Science**, 26(3): 509–572. July. 2010.

NEWSOME, S.D.; YEAKEL, J. D.; WHEATLEY, P. V.; TINKER, M. T. Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level. **Journal of Mammalogy**, 93(2):329–341, 2012.

NICKLISCH, S. C. T.; BONITO, L. T.; SANDIN, S.; HAMDOUN, A. Mercury levels of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) are associated with capture location. **Environ Pollut.** October ; 229: 87–93. 2017. doi:10.1016/j.envpol.2017.05.070.

NÓBREGA, M. F. de.; JÚNIOR, J. G.; OLIVEIRA, J. E. L. **Biodiversidade marinha da Bacia Potiguar/RN: Peixes da Pesca Artesanal/** Marcelo Francisco Nóbrega ... [et al.]. – Rio de Janeiro: Museu Nacional, 293 p. 27,7 cm. – (Série Livros; 53). 2015. ISBN 978-85-7427-050-0.

OEHLENSCHLAGER, J. Identifying heavy metals in fish. pp. 95-113. Chapter 7. **In: BREMER. H. A. (Ed.). Safety and quality issues in fish processing.** Cambridge (England): Woodhead Publishing Limited and CRC Press LLC. 2002. Woodhead Publishing Limited - ISBN: 1 85573 5520. CRC Press – ISBN: 0-8493-1540-9. CRC Press order number: WP1540.

OLIVEIRA, J. E. L.; NÓBREGA, M. F.; JÚNIOR, J. G.; SAMPAIO, C. L. S.; DARIO, F. D.; FISCHER, L. G.; MINCARONE, M. M. **Biodiversidade marinha da Bacia Potiguar/RN: Peixes do Talude Continental**. Jorge Eduardo Lins Oliveira ... [et al.]. – Rio de Janeiro: Museu Nacional, 218 p.; 27,7 cm. – (Série Livros ; 55). 2015. ISBN 978-85-7427-052-4.

PARIN, N.V.; SHAKHOVSKOY, I. B. Beloniformes: Exocoetidae. Flyingfishes. *In*: Carpenter, K. E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 4: Bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and Sea turtles. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 2343–3124. 2016. ISSN 1020-6868.

PARIN N.V.; SHAKHOVSKOY, I. B.; BEMIS, K. E.; COLLETTE, B. B. Chapter 5. Flyingfishes, family Exocoetidae. *In*: B.B. Collette, K.E. Bemis (eds.). Order Beloniformes: Belonidae, Scomberesocidae, Hemiramphidae, Exocoetidae (Sauries, Needlefishes, Halfbeaks and Flyingfishes), Part 10 in the Fishes of the Western North Atlantic series, Yale University. In press. 2018

PARNELL, A. C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. **PlosOne**. March. Volume 5. Issue 3. 2010.

PARNELL, A. C.; PHILLIPS, D. L.; BEARHOP, S.; SEMMENS, B. X.; WARD, E. J.; MOORE, J. W.; JACKSON, A. L.; GREY, J.; KELLY, D. J.; INGER, R. (2013). Bayesian stable isotope mixing models. **Environmetrics**. 24(6), 387-399. 2013.

PATTERSON, T. A.; EVESON, J. P.; HARTOG, J. R.; EVANS, K.; COOPER, S.; LANSDELL, M.; HOBDDAY, A. J.; DAVIES, C. R. Migration dynamics of juvenile southern bluefin tuna. **Scientific Reports**. 8:14553. 2018. doi:10.1038/s41598-018-32949-3.

PECORARO, C.; BABBUCCI, M.; FRANCH, R.; RICO, C.; PAPETTI, C.; CHASSOT, E.; BODIN, N.; CARIANI, A.; BARGELLONI, L.; TINTI, F. The population genomics of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at global geographic scale challenges current stock delineation. **Scientific Reports**. 8:13890. 2018. doi: 10.1038/s41598-018-32331-3.

PEARRE, S. Eat and run? The hunger/satiation hypothesis in vertical migration: history, evidence and consequences. *Biol. Rev.*, 78: 1-79. 2003.

PHILLIPS, D. L. Mixing models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique. **Oecologia**. 127:166–170. 2001.

PHILLIPS, D. L.; KOCH, P. L. Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models. **Oecologia**. 130:114–125. 2002.

PHILLIPS, D. L.; GREGG J. W. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. **Oecologia**. 136:261–269. 2003.

PHILLIPS, D. L.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L.; MOORE, J. W.; PARNELL, A. C.; SEMMENS, B. X.; WARD, E. J. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. **Canadian Journal of Zoology**. 92: 823–835. 2014.

PHILIPPSEN, J. S.; BENEDITO, E. Fator de Discriminação na Ecologia Trófica de Peixes: Uma Revisão Sobre as Fontes de Variação e os Métodos de Obtenção. **Oecologia Australis**. 17(2): 15-26. Junho. 2013.

PORTEIRO, F. M.; SUTTON, T.; BYRKJEDAL, I.; ORLOV, A. M.; HEINO, M.; MENEZES, G.; BERGSTAD, O. A. Fishes of the Northern Mid-Atlantic Ridge Collected During the MAR-ECO Cruise in June-July 2004: An Annotated Checklist. Arquipelago: 126 pp. 2017.

RIEDE, K. **Global register of migratory species - from global to regional scales**. Final Report of the R&D-Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany. 329 p. 2004.

RICHARDS, W. J.; LARA, M. Howellidae: Pelagic basslets. Chapter 118. *In*: Early Stages of Atlantic Fishes An Identification Guide for the Western Central North Atlantic. CRC Press Taylor & Francis Group. International Standard Book Number-13: 978-0-203-50021-7 (eBook - PDF). 2666p. 2005. <https://doi.org/10.1201/9780203500217>.

RICHARDS, W. J. Bramidae: Pomfrets. Chapter 134. *In*: Early Stages of Atlantic Fishes An Identification Guide for the Western Central North Atlantic. CRC Press Taylor & Francis Group. International Standard Book Number-13: 978-0-203-50021-7 (eBook - PDF). 2666p. 2005. <https://doi.org/10.1201/9780203500217>.

RITZ, D. A. Social aggregation in pelagic invertebrates. **Adv. mar. Biol.** 30, 155-216. 1994.

RODRIGUEZ-MENDIVIL, D. D.; GARCIA-FLORES, E.; TEMORES-PENA, J.; WAKIDA, F. T. Health Risk Assessment of Some Heavy Metals from Canned Tuna and Fish in Tijuana, Mexico. **Health Scope**. May; 8(2):e78956. 2019. doi: 10.5812/jhealthscope.78956.

ROPER, C. F. E.; NIGMATULLIN C.; JEREB, P. Family Ommastrephidae. *In*: P. Jereb & C.F.E. Roper, eds. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species known to date. Volume 2. Myopsid and Oegopsid Squids. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. No. 4, Vol. 2. Rome, FAO. pp. 269–347. 2010.

SANDKNOP, E. M.; W. WATSON. Howellidae. Pages 1072-1077 *In*: The early stages of fishes in the California Current Region. H. G. Moser (ed.). CalCOFI Atlas 33: 1505 p. 1996.

SANTOS, A. P. **Guia de Identificação dos Peixes da Família Myctophidae do Brasil**. Andressa Pinter dos Santos, José Lima de Figueiredo – São Paulo: Editora da Universidade São Paulo. 176 p. 2008. ISBN: 978-85-314-1061-1.

SANTOS, F. A. Estrutura trófica de peixes do Lago Grande, Manacapuru, AM, com base nos isótopos estáveis de C e N. **Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos)**. Universidade Federal do Amazonas. Faculdade de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos. 68 f. 2009.

SANTANA, L. M. B. M; LOTUFO, L. V. C.; ABESSA, D. M. S. The anthropic contamination and its effects on three estuaries of Ceará coastline, Brazilian Northeast - a review. **Arq. Ciên. Mar**, Fortaleza, 48(2): 93 – 115. 2015.

SCHAEFER, K. M.; FULLER, D. W. Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. **Fish Bull.** 100:765–788. 2002.

SCHAEFER, K. M.; FULLER, D. W. Vertical movements, behavior, and habitat of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained from archival tag data. **Mar Biol.** 157:2625–2642. 2010. doi: 10.1007/s00227-010-1524-

SIEGEL, V. (Ed) (2020). World Euphausiacea Database. Euphausiacea. Accessed through: World Register of Marine Species at: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1128> on 2020-07-06.

SIEGEL, V.; WATKINS, J. L. Distribution, Biomass and Demography of Antarctic Krill, *Euphausia superba*. **In: Biology and Ecology of Antarctic Krill**, p. 21-100. 2016.

SCHNETZER, A.; STEINBERG, D. K. Active transport of particulate organic carbon and nitrogen by vertically migrating zooplankton in the Sargasso Sea. **Mar Ecol Prog Ser.** 234: 71-84. 2002.

SCHOOT, R. V.; KAPLAN, D.; DENISSEN, J.; ASENDORPF, J. B.; NEYER, F. J.; VAN AKEN, M. A.G.; A Gentle Introduction to Bayesian Analysis: Applications to Developmental Research. **Child Development**, May/June, Volume 85, Number 3, Pages 842–860. 2014.

SHAKHOVSKOY, I. B.; PARIN, N.V. A review of flying fishes of the subgenus *Hirundichthys* (genus *Hirundichthys*, Exocoetidae). Part 2. Nerito-oceanic species: *H. oxycephalus*, *H. affinis*. **Voprosy Ikhtiologii** 53(5): 507-539. 2013. **In Russian. English translation in Journal of Ichthyology.** 53(8): 509-540; doi: <https://doi.org/10.1134/S0032945213050093>.

SHAKHOVSKOY, I. B. Specific features of distribution in the World Ocean of some flying fishes of the genera *Exocoetus*, *Hirundichthys* and *Cypselurus* (Exocoetidae). **FishTaxa.** 3(4): 40-80. 2018. Journal homepage: www.fishtaxa.com.

SMITH, M. M. Bramidae. **In: Smith, M. M., Heemstra, P.C. (Eds.), Smiths' sea fishes.** Springer-Verlag, Berlin, pp. 633-636. 1986.

SONG, L.; ZHOU, J.; ZHOU, Y.; NISHIDA, T.; JIANG, W.; WANG, J. Environmental preferences of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the Indian Ocean: an application to a longline fishery. **Environ Biol Fish.** 85:153–171. 2009. doi: 10.1007/s10641-009-9474-7.

SOUZA, A. S.; SOARES, R. X.; AMORIM, K. D. J.; RIBEIRO, R. S.; MOLINA, W. F.; GARCÍA-JR, J. First record of *Diodon eydouxii* Brisout de Barneville, 1846 (Osteichthyes: Diodontidae) in Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences.** 10(2): 179-181. 2015.

SOUZA, A. P. C. de; COSTA, L. S.; OLIVEIRA, C. S. B. de. Concentração de mercúrio total em enlatados de *Sardinella spp.* e *Thunnus spp.* comercializados na região metropolitana de Belém-Pará, Brasil. **Revinter**, v. 11, n. 01, p. 116-125, fev. 2018. doi: <http://dx.doi.org/10.22280/revintervol11ed1.354>.

STEVENS, E. D. 2011. The Retia. **In:** Farrell A.P., (ed.), *Encyclopedia of Fish Physiology: From Genome to Environment*, volume 2, pp. 1119–1131. San Diego: Academic Press.

STOCK, B. C.; SEMMENS, B. X. 2013. **MixSIAR GUI user manual: version 1.0**. Disponível em: < <http://conserver.iugo-cafe.org/user/brice.semmens/MixSIAR> >.

STOCK, B. C.; SEMMENS, B. X. **MixSIAR GUI User Manual**. Version 3.1. <https://github.com/brianstock/MixSIAR/>. 2016. doi:10.5281/zenodo.47719.

TIUNOV, A.V. Stable isotopes of carbon and nitrogen in soil ecological studies. **Biology Bulletin**, v. 34, n. 4, p. 395-407, 2007.

VASKE Jr, T.; CASTELLO, J. P. Conteúdo estomacal da Albacora-Laje, *Thunnus albacares*, durante o inverno e primavera no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. vol.58, n.4, pp.639-647. 1998. ISSN 0034-7108. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081998000400011>.

VASKE Jr, T; VOOREN, C. M.; LESSA, R. P. Feeding strategy of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), and wahoo (*Acanthocybium solandri*) in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 29(1): 173 - 181, 2003.

VASKE Jr, T.; TRAVASSOS, P. E.; HAZIN, F. H. V.; TOLOTTI, M. T.; BARBOSA, T. M. Forage fauna in the diet of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Western Tropical Atlantic Ocean. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(1):89-97, 2012.

VASKE JÚNIOR, T. **Lulas e polvos da costa brasileira**. Teodoro Vaske Júnior; Francisco de Assis Pereira da Costa (colab.). – Fortaleza: UFC / LABOMAR / NAVE, 2011. 184p.; il.; 21 cm (Coleção Habitat, v. 5) Bibliografia: p. 123-132. ISBN: 978-85-7563-842-2.

VIDAL, M. de F.; XIMENES, L. F. Produção de pescados na área de atuação do BNB. Caderno Setorial ETENE. Ano 4. Nº 91. Agosto de 2019.

WARD, E. J.; SEMMENS, B. X.; PHILLIPS, D. L.; MOORE, J. W.; N. BOUWES, A quantitative approach to combine sources in stable isotope mixing models. February. **Echosphere**. V. 2(2). 2011.

WATKINS, J. Chapter 4 - Aggregation and Vertical Migration. **In:** Krill: Biology, Ecology and Fisheries. Edited by Inigo Everson. Blackwell Publishing Ltd. 382p. 2000.

XIAO, Y. A framework for evaluating experimental designs for estimating rates of fish movement from tag recoveries. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 53:1272–1280. 1996.

YOUNG, J. W.; BLABER, S. J. M. Feeding ecology of three species of midwater fishes associated with the continental slope of Eastern Tasmania, Australia. **Mar.Biol.** 93, 147–156. 1986.

YOUNG, J. W.; HUNT, B. P.V.; COOK, T. R.; LLOPIZ, J. K.; HAZEN, E. L.; PETHYBRIDGE, H. R.; CECCARELLI, D.; LORRAIN, A.; OLSON, R. J.; ALLAIN,

V.; MENKES, C.; PATTERSON, T.; NICOL, S.; LEHODEY, P.; KLOSER, R. J.; ARRIZABALAGA, H.; CHOY, C. A. The trophodynamics of marine top predators: Current knowledge, recent advances and challenges. **Deep-Sea Research II**. 113. 170–187. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.05.015>.

YUSA, V.; SUELVEA, T.; RUIZ-ATIENZA, L.; CERVERA, M. L.; BENEDITO, V.; PASTOR, A. Monitoring programme on cadmium, lead and mercury in fish and seafood from Valencia, Spain: levels and estimated weekly intake. **Food Additives and Contaminants: Part B**. Vol. 1, No. 1, July, 22–31. 2008.

ZAGAGLIA, C. R., LORENZZETTI J.A. e STECH J.L. Remote sensing data and longline catches of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the equatorial Atlantic. **Remote Sensing of Environment**. v.93 (1-2) p.267-281, 2004.

ZAVALA-CAMIN, L. A. Ocorrência de atuns no sudeste-sul do Brasil. **B. Inst. Pesca**, 3(3): 37-52. 1974.

ZAVALA-CAMIN, L. A. 1978, Algunos aspectos sobre la estructura poblacional del atún (Thunnus albacares) en el Sudeste y Sur del Brasil (1969-1977), con presentación de la hipótesis de la migración semestral. **B. Inst. Pesca** 5(1): 1-25.

ZODAPE, G. V.; DHAWAN, V. L.; WAGH, R. R.; SAWANT, A. S. Contamination of heavy metals in seafood marketed from Vile Parle and Dadar markets of suburban areas of Mumbai (west coast of) India. **International Journal of Environmental Sciences**. Volume 1, No 6, 2011.

5. CAPÍTULO I – FOOD SAFETY: CONTAMINATION BY MERCURY OF FRESH FISH AND PROCESSED PRODUCTS

-REVISÃO BIBLIOGRÁFICA-

RESUMO

A necessidade de consumo por proteína de qualidade para garantir uma alimentação saudável e uma nutrição adequada, tem estimulado o aumento na demanda por pescado e por produtos derivados como enlatados e conservas, que garantem um aumento no tempo de vida de prateleira do produto ofertado. Contudo, tais alimentos ricos em nutrientes (proteínas, lipídeos, nutrientes e outros componentes) podem representar riscos para os consumidores, tais como intoxicações e/ou doenças causadas por contaminantes presentes nesses produtos, particularmente metais. Neste trabalho discutimos os principais conceitos relacionados à contaminação por metais no pescado e produtos derivados, especialmente o Hg, o conseqüente risco associado à exposição humana e a segurança alimentar, com ênfase em pescado de importância econômica e alimentar.

Palavras-chave: Nutrição, Pescado, Contaminantes, Exposição humana.

ABSTRACT

The need for consumption of quality protein to ensure healthy eating and adequate nutrition has stimulated the increase in the demand for fish and derived products such as canned and preserved fish, ensuring an increase in shelf life-time of the product offered. However, such nutrient-rich foods (proteins, lipids, nutrients and other components) may pose risks to consumers, such as intoxication and/or diseases caused by contaminants present in them, particularly metals. In this work, we discuss the main concepts related to the contamination of metals in fish and other products, particularly of Hg, the consequent human exposure risk and food safety and with emphasis on economic and dietary significant fisheries.

Key words: Nutrition, Fish, Contaminants, Human exposure.

5.1 INTRODUÇÃO

Nas últimas duas décadas, o mercado alimentar global, incluindo o mercado de pescado, experimentou uma expansão sem precedentes e uma mudança nos padrões globais alimentares no consumo de proteína. Essa mudança foi o resultado de interações complexas de diversos fatores, incluindo crescimento e padrão de vida da população, rápida urbanização, aumento do comércio e transformações na distribuição de alimentos. A combinação desses fatores tem impulsionado a demanda por proteína animal, especialmente a partir de carne, leite, ovos e produtos derivados de peixe (DEL VECCHIO et al., 2012). Dentre estas fontes de proteína, o pescado, que inclui grupos variados como peixes, crustáceos, moluscos, algas entre outros, ainda é em grande parte resultado da exploração de populações selvagens o que dificulta a atestação prévia da qualidade e sanidade dos produtos, uma vez que estes refletem de forma geral a qualidade ambiental das regiões de origem.

Trata-se de um componente extremamente importante na dieta humana, contribuindo para o fornecimento de uma grande variedade de produtos e subprodutos para o consumo e como fonte significativa de nutrientes (proteínas, lipídeos, e componentes bioativos) (GONÇALVES, 2011a). É um alimento com elevado valor nutricional, todavia, pode oferecer risco à saúde do consumidor se estiver contaminado por poluentes químicos, como, por exemplo, metais (arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), chumbo (Pb)) em concentrações maiores que aos valores máximos de ingestão estabelecidos pela legislação vigente (TAVARES & GONÇALVES, 2011). Metais são particularmente tóxicos afetando o funcionamento do sistema nervoso central e diversos órgãos (como rins, pulmões e fígado) (HAJEB et al., 2014) sendo também cancerígenos (e.g., JÄRUP, 2003; HAJEB et al., 2014). Aqueles com elevado tempo e residência corporal, como o Hg, são também teratogênicos (e.g., CANO, 2014).

Os níveis de Hg nos peixes podem variar muito com fatores como local da captura, tamanho, hábito alimentar e método de preparação (e.g., RASMUSSEN & MORRISSEY, 2007; CHOY et al., 2009; LACERDA et al., 2016; 2017). A ocorrência ubíqua de Hg em pescado estimulou a realização de pesquisas direcionadas a avaliar os riscos de toxicidade associado ao seu consumo fresco (e.g., ZODAPE et al., 2011; AMARO et al., 2014; PANICHEV & PANICHEVA, 2015; PAIVA et al., 2016; PAIVA et al., 2017a; ALVES et al., 2017) ou de pescado beneficiado e/ou processado industrialmente, como enlatados

por exemplo (e.g. YALLOUZ et al., 2001; BURGUER & GOCHFELD, 2004; PANICHEV & PANICHEVA, 2015; PAIVA et al., 2017b; EBRAHIMI et al., 2019; RODRIGUEZ-MENDIVIL et al., 2019). Outros trabalhos avaliaram o efeito do preparo do alimento na alteração da sua toxicidade (e.g. HAJEB et al., 2014; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007; HAJEB et al., 2014; PANICHEV & PANICHEVA, 2015; PANICHEV & PANICHEVA, 2016).

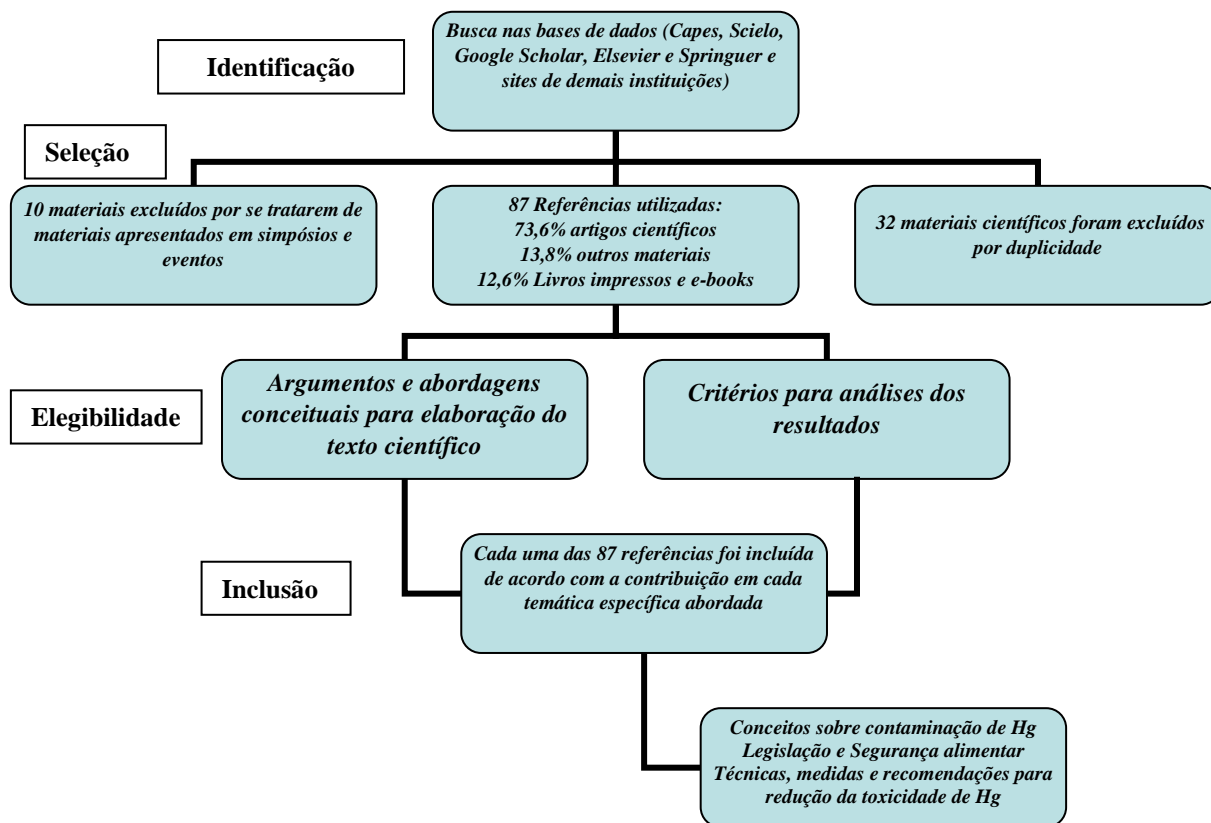
Estilos de vida e particularmente a dieta desempenham um papel crucial na exposição pessoal a produtos químicos (CASTAÑO et al., 2015). Aumentar o consumo de peixe tem sido o objetivo de muitas políticas públicas, especialmente pelo reconhecimento dos benefícios de incluir o peixe na alimentação humana (excelente fonte de proteína com baixo teor de gordura), no entanto, alguns peixes também contêm contaminantes, como o Hg, o que pode aumentar o risco de exposição aos consumidores (LACERDA et al., 2016). Desse modo, avaliar os níveis de Hg em peixes comerciais é importante do ponto de vista da saúde pública (BURGUER & GOCHFELD, 2004). Medidas confiáveis de concentrações de Hg em peixes comerciais permitirão avaliações mais precisas da exposição potencial e subsídios mais consistentes aos programas de saúde pública e ao próprio público em relação aos tipos e quantidades de peixe que são seguros para alimentação (KARIMI et al., 2012). Essas informações são essenciais para que as autoridades de segurança alimentar possam desenvolver recomendações e gerenciar o delicado equilíbrio entre os benefícios de saúde assumidos de uma dieta rica em peixes e os possíveis efeitos negativos de um aumento da carga de contaminantes ambientais (CASTAÑO et al., 2015).

Neste trabalho, discutimos sobre os principais conceitos relacionados à contaminação por Hg através da ingestão do pescado e o conseqüente risco à segurança alimentar. Evidenciamos ainda, os principais sintomas de contaminação e as possíveis técnicas, medidas e recomendações estabelecidas na literatura e no meio científico que possam reduzir o risco de toxicidade deste metal pela ingestão de pescado fresco e produtos processados.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Revisão Literária

O levantamento bibliográfico foi realizado em plataformas e bases de dados científicos nacionais (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, [https://www.periodicos.capes.gov.br] e Scientific Electronic Library Online – Scielo [http://scielo.org/]; e internacionais Google Scholar [https://scholar.google.com]; Springer [https://www.springer.com] e Elsevier [https://www.elsevier.com] e em sites de instituições públicas e privadas e de organizações governamentais e não governamentais. As metodologias de pesquisa, organização e seleção do material explorado foram baseadas de acordo com a recomendação PRISMA (Figura 1.11) (e.g., MOHER et al., 2009; LIBERATI et al., 2009; VESTERINEN et al., 2014; BARBOSA et al., 2019).



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 1.11 – Fluxograma com as fases realizadas para elaboração da revisão literária.

A pesquisa sistemática por trabalhos científicos foi desenvolvida estrategicamente em língua inglesa e com base na utilização de buscas por palavras-chave de duas formas distintas. Inicialmente foram exploradas palavras que contextualizassem a temática de um modo generalizado (Pollution, Aquatic, Environment, Metals, Food, Disease). Posteriormente, foram utilizadas palavras específicas para o tema abordado neste trabalho, com base em buscas das palavras-chave de forma individual (Fish, Seafood, Canned, Health, Mercury, Consumption, Methylmercury) e por combinações em pares (Seafood products; Canned tuna, Minamata disease, Public Health; Methylmercury levels; Mercury pollution; Sensory disturbance; Aquatic environments).

O levantamento incluiu livros, teses, dissertações, monografias, artigos científicos, textos e trabalhos técnicos oriundos de organizações privadas e públicas, instituições governamentais e não governamentais. As referências citadas nos trabalhos obtidos também foram analisadas, no intuito de possibilitar incluir de forma efetiva, uma literatura especializada em contaminação de metais em alimentos, com ênfase na contaminação de Hg no pescado. Nesse sentido, a revisão bibliográfica foi conduzida com base na busca por trabalhos técnicos e científicos oriundos de pesquisas no Brasil e no mundo entre o período de 1965 – 2019. Desse modo, foi possível incluir nesta revisão trabalhos que foram agrupados por critérios específicos como: i) *Argumentos e abordagens conceituais para elaboração do texto científico*: foram selecionadas obras literárias e revisões sistemáticas que explorassem conceitos quanto à contaminação de metais em alimentos, assim como, trabalhos técnicos e científicos originais que apresentassem metodologias e recomendações para prevenir e/ou reduzir o risco de toxicidade por metais através da ingestão de pescado, e ii) *Crítérios para análises dos resultados*: foram considerados trabalhos que apresentassem informações sobre concentrações de Hg em espécies de peixes dulcícolas e marinhas comercializadas *in natura*, em produtos processados com base no pescado e que relatassem técnicas e medidas de prevenção e/ou tratamento para os possíveis problemas de saúde pública relacionados à contaminação por Hg e MeHg.

5.3 CONTAMINAÇÃO POR Hg NO PESCADO E SEUS PRODUTOS

Metais estão presentes em diferentes compartimentos ambientais e são emitidos por inúmeros processos antropogênicos e naturais e são acumulados pela biota aquática por meio de diferentes processos. O processo de bioacumulação é definido como o processo de acúmulo de produtos químicos em um organismo ao longo do tempo. A bioacumulação ocorre tanto com o acúmulo de uma substância química em um organismo devido à absorção direta da matriz ambiental (bioconcentração) assim como pela absorção dos alimentos (biomagnificação) (CHOJNACKA & MIKULEWICZ, 2014). Desse modo, a bioacumulação é um processo que integra as concentrações ambientais de todas as fontes pontuais e indiretas de contaminação aos quais os animais estão vulneráveis em seu habitat e ao longo da vida.

Estes mecanismos biológicos podem resultar na acumulação de metais em concentrações de 10^2 a 10^9 maiores que a concentração na água e, portanto, são processos relevantes para a toxicologia ambiental. Praticamente todos os metais de relevância ambiental sofrem bioconcentração enquanto algumas formas organo-complexadas de alguns metais, como Hg, As e Sn também podem sofrer biomagnificação, atingindo concentrações muito elevadas em organismos de nível trófico elevado.

O Hg é um dos metais mais significantes neste cenário, apresentando elevada toxicidade para organismos, inclusive o homem. A espécie química de Hg inorgânico dominante no sistema aquático (Hg^{2+}) pode ser metilada por microrganismos formando monometilmercúrio (CH_3Hg). Este composto é solúvel em lipídios e, portanto, capaz de atravessar facilmente membranas biológicas, liga-se fortemente a proteínas, particularmente em radicais sulfidrilas, o que aumenta seu tempo e residência no organismo (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). A mudança na especiação do Hg da forma inorgânica para a forma metilada é o primeiro passo para o processo de biomagnificação na cadeia alimentar aquática (COSTA & LACERDA, 2009), o que a torna fonte predominante de Hg na dieta humana (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007).

Os organismos marinhos possuem grande participação na dinâmica do Hg devido à capacidade de bioacumulação e biomagnificação, aumentando a concentração em níveis mais elevados do que a água ao longo da cadeia trófica (FERREIRA et al., 2012). Estes autores explicam que, desta forma, os peixes predadores e de maior tamanho tendem a acumular mais Hg nos tecidos, pois estão no topo da cadeia alimentar, tornando-se o

grupo que apresenta maior potencial de exposição ambiental ao homem. A preocupação com o consumo de pescado concentra-se nos riscos associados com a presença de MeHg, uma vez que concentrações variadas desta espécie química, podem ser encontrados em quase todas as espécies de peixes (MENEGASSI, 2011).

O Hg apresenta elevado grau de toxicidade para humanos (SOUZA et al., 2018). Várias são as fontes antropogênicas de Hg: mineração do cinábrio (HgS), garimpo de ouro, efluentes industriais, queima de carvão, atividade de incineração municipal de resíduos sólidos, uso de Hg em lâmpadas de luz fluorescente e em baterias empregadas em equipamentos eletrônicos, crematórios, amálgama de Hg usado em tratamento dentário e baterias contendo o metal, utilizadas em instrumentação médica, como marca-passos, por exemplo (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). Os casos de contaminação por Hg no meio ambiente ficaram conhecidos pelo grau de impacto no ambiente e na sanidade humana, como os casos por contaminação de Hg na cidade de Minamata (HUTTON, 1987; COIMBRA et al., 2013), além de outros casos de contaminação em países como o Irã, Paquistão e Guatemala, causados pelo uso de MeHg como fungicida para tratamento de sementes de grãos (MICARONE et al., 2000).

A doença de Minamata foi definida pela intoxicação humana provocada pelo consumo de pescado contaminado com metilmercúrio (MeHg). Foi descoberta oficialmente em 1956, na cidade de Minamata, no Japão. É considerada a intoxicação mais contundente e séria dos casos resultantes da contaminação ambiental causados por resíduos industriais (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007).

A denominação "doença de Minamata" ainda é amplamente utilizada no Japão, resultando em discriminação infundada contra os residentes na área de Minamata (YOKOYAMA, 2018). No livro "*Mercury Pollution in Minamata*", este autor utiliza o termo "envenenamento por metilmercúrio (MeHg)." como um termo geral da doença do sistema nervoso central causado pelo consumo de MeHg, independentemente da rota de consumo, ou seja, consumo direto ou consumo por meio das cadeias alimentares. Este autor evidencia a necessidade de discutir e realizar a manutenção de um termo apropriado para essa doença, pois alguns autores adotaram o termo "doença de Minamata" (e.g., HARADA, 1995; HARADA et al., 2001) e por "doença Chisso-Minamata" (NABI, 2014). Tais termos são considerados expressões preconceituosas, e desse modo, foi recomendado o uso de outros termos como "envenenamento por MeHg" e "intoxicação por MeHg" (YOKOYAMA, 2018).

Alguns autores mantiveram a efetividade do nome “doença de Minamata”, por considerarem o caráter geográfico e a especificidade do envenenamento por MeHg por meio da bioacumulação no ecossistema costeiro, o primeiro no mundo, bem como o significado de uma promessa de lembrar-se desse incidente (e.g., HARADA, 1995; HARADA et al., 2001). A doença de Minamata se trata de uma síndrome neurológica que foi caracterizada por uma longa lista de sintomas (ASTDR, 1999; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007; ASTDR, 2013). Entre os vários sintomas e distúrbios (Tabela 1) característicos da doença de Minamata, os mais típicos são a parestesia (adormecimento ou formigamento ao redor da boca e nas extremidades do corpo), ataxia (dificuldade com a coordenação motora), disartria (dificuldade na articulação das palavras e com o ato de engolir), constrição do campo visual, perturbação auditiva e tremores (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007).

Tabela 1 – Sintomas característicos quanto à contaminação por Hg e MeHg.

Sintomas	Fonte
Ataxia	Ekino et al (2007); Tenuta Filho & Nascimento (2007); Macedo (2010); ASTDR (2013); Nabi (2014); Yokoyama, (2018)
Parestesia	Ekino et al (2007); Tenuta Filho & Nascimento (2007); Macedo (2010); ASTDR (2013); Yokoyama (2018)
Hipoestesia	Nabi (2014)
Disartria	Ekino et al (2007); Tenuta Filho & Nascimento (2007); Macedo (2010); ASTDR (2013); Nabi (2014); Yokoyama (2018)
Desequilíbrio	Yokoyama (2018)
Tremores	Petruccioli & Turillazzi (1991); Harada (1995); Harada et al (2001); ASTDR (2003); Khaniki et al (2005); Tenuta Filho & Nascimento (2007); ASTDR (2013); Yokoyama (2018)
Paralisia	Macedo (2010);
Hipossensibilidade	Petruccioli & Turillazzi (1991); ASTDR (2003); Khaniki et al (2005)
Visão dupla	Petruccioli & Turillazzi (1991); ASTDR (2003); Khaniki et al (2005)

Visão turva	Ekino et al (2007)
Constricção do campo visual	Harada (1995); Harada et al (2001); Tenuta Filho & Nascimento (2007); Macedo (2010); ASTDR (2013); Nabi (2014); Yokoyama (2018)
Desordem do movimento ocular	Yokoyama (2018)
Comprometimento da fala	Nabi (2014)
Distúrbios sensoriais	Nabi (2014)
Distúrbios sensoriais (tipos glove e stocking)	Harada (1995); Harada et al., (2001)
Distúrbios olfatórios e gustativos	Ekino et al (2007); Macedo (2010)
Perda de audição	Macedo (2010)
Distúrbios auditivos	Harada (1995); Harada et al (2001); Tenuta Filho & Nascimento (2007);
Comprometimento da audição	Nabi (2014)
Deficiência auditiva	Ekino et al (2007); Yokoyama (2018)
Desordens somatossensoriais e psiquiátricas	Ekino et al (2007); Yorifuji et al (2011)
Comprometimento da inteligência	Yorifuji et al (2011)
Disfunção comportamental e de humor	Yorifuji et al (2011)
Demência	Yorifuji et al (2011)
Tendências neuróticas	Yorifuji et al (2011)
Desordem depressiva	Yorifuji et al (2011)
Transtorno bipolar	Yorifuji et al (2011)
Outros distúrbios emocionais (como tendências esquizofrênicas).	Yorifuji et al (2011)

Neurastenia (Distúrbio de personalidade)	Macedo (2010)
Confusão	Stine & Brown (1996); Khaniki et al (2005); ASTDR (2013);
Mal-humor	Stine & Brown (1996); Khaniki et al (2005)
Depressão	Stine & Brown (1996); Khaniki et al (2005)
Insônia	ASTDR (2013)
Alucinações	ASTDR (2013)
Dano difuso em sistema nervoso em desenvolvimento	Macedo (2010)
Atrasos no desenvolvimento neurocognitivo e psicomotor	Macedo (2010)

Fonte: Elaborado pela autora com base na literatura mencionada (2020).

Dos 2.252 pacientes japoneses reconhecidos oficialmente como portadores da doença de Minamata, 1.043 (46,3%) vieram a óbito depois de transcorridos 36 anos do episódio (HARADA, 1995; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). Nestes pacientes, o MeHg acumula em alguns órgãos e tecidos como rins, fígado, sistema nervoso, córtex cerebral e o cerebelo, causando danos e sintomas de envenenamento (e.g., PETRUCCIOLI & TURILLAZZI, 1991; ASTDR, 1999; ASTDR, 2003; KHANIKI et al., 2005; ASTDR, 2013; NABI, 2014; YOKOYAMA, 2018). Outro fato observado ainda foi a manifestação congênita da doença também em fetos, cujas mães haviam consumido pescado contaminado (HARADA, 1995; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007; NABI, 2014; YOKOYAMA, 2018). Isso ocorre pela capacidade do MeHg atravessar rapidamente a placenta e a barreira hematoencefálica. Por ser neurotóxico, o desenvolvimento do sistema nervoso fetal é especialmente sensível aos seus efeitos, e a exposição pré-natal pode ocorrer quando a mãe tem uma dieta rica em peixes (KHANIKI et al., 2005).

Pesquisas que avaliaram a associação entre os níveis de Hg e MeHg em peixes, com seu consumo por mulheres em idade fértil e mulheres grávidas, observaram déficits no desenvolvimento cerebral em fetos e neurocomportamental em crianças (e.g., WEIHE et al., 1996; GRANDJEAN et al., 1998; ASTDR, 1999; ASTDR, 2013). Testes neuropsicológicos realizados nas ilhas Faroé observaram uma correlação geral com o Hg,

afetando várias áreas do funcionamento neuropsicológico, incluindo nomenclatura e vocabulário, aprendizagem verbal e memória, capacidade de atenção e função e memória visoespaciais e visumotoras (WEIHE et al., 1996). Em humanos adultos, a contaminação por MeHg causa danos cerebrais focais, afetando tipos celulares específicos em certas áreas anatômicas, como o córtex visual e o cerebelo (KHANIKI et al., 2005).

O envenenamento por MeHg ocorrido no Japão é classificado em: típico e atípico. A condição médica do primeiro tipo é caracterizada por ser aguda e fulminante devido ao consumo de uma grande quantidade de MeHg durante um curto período. Os sintomas comuns no tipo agudo são ataxia, disartria, constrição concêntrica do campo visual, parestesia, deficiência auditiva, desequilíbrio, tremores, e desordem do movimento ocular. Para os casos atípicos, os pacientes apresentaram apenas um ou um número limitado de sintomas, esse tipo de caso poderia se tornar crônico (YOKOYAMA, 2018).

Num exemplo sobre casos crônicos entre os moradores de uma vila de pescadores na Ilha de Goshoura-Jima, foi verificado que os pacientes avaliados com intoxicação crônica eram acometidos principalmente de parestesia nas partes distais das extremidades e ao redor dos lábios que foram considerados causados por uma exposição alimentar em longo prazo ao MeHg, os quais foram detectados 10 anos após a cessação da emissão de MeHg de Minamata (NINOMIYA et al. 1995; YOKOYAMA, 2018).

Em casos graves, esses pacientes podem sofrer convulsões (NABI, 2014) sofrer em estado de loucura, perder a consciência (YOKOYAMA, 2018), entrar em coma (NABI, 2014) e morrer (NABI, 2014; YOKOYAMA, 2018). Nos estágios iniciais, são aplicados tratamentos causais, envolvendo pacientes que tomam medicamentos para forçar a excreção dos compostos de MeHg do corpo. No entanto, uma cura fundamental para o envenenamento por MeHg ainda não foi encontrada. Os principais tratamentos envolvem o alívio temporário dos sintomas (terapias sintomáticas), bem como a reabilitação (fisioterapia e terapia ocupacional) (NABI, 2014).

Acidentes como o de Minamata não foram suficientes para inibir totalmente o uso descontrolado do Hg (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). A incidência da doença causada pelo envenenamento por MeHg também ocorreu nas últimas décadas em alguns países (YOKOYAMA, 2018) como China (e.g., HARADA, 1985; YOKOYAMA, 2018), novamente em Niigata, no Japão (e.g., YOKOYAMA, 2018), e em Ontario, Canadá (e.g., TAKAOKA et al., 2014; YOKOYAMA, 2018). No Brasil, o Hg foi por muito tempo utilizado em grande escala na indústria e na mineração, mas foi particularmente na Amazônia que o uso do Hg na atividade garimpeira (e.g., PFEIFFER

& LACERDA,1988, 1993; LACERDA et al.,1995) contribuiu para a contaminação do pescado e exposição humana ao MeHg através da dieta (MILHOMEM FILHO et al, 2016). Na bacia do rio Tapajós, vários pescadores e familiares foram diagnosticados com sinais da doença de Minamata (HARADA et al. 2001).

5.4 LEGISLAÇÃO E SEGURANÇA ALIMENTAR DO PESCADO E SEUS PRODUTOS NO BRASIL

O peixe é a principal fonte de proteína animal para muitas populações humanas, especialmente para aldeias de pescadores e/ou comunidades ribeirinhas, que, devido às suas tradições e disponibilidade de alimentos, apresentam altos níveis de consumo de pescado (COSTA & LACERDA, 2014). Nesse sentido, cientistas e gestores de saúde em todo o mundo estão preocupados com a exposição de Hg oriunda do consumo de pescado (CHEN et al., 2014). O CH₃Hg quando presente na dieta humana é quase completamente absorvido, sendo distribuído para todos os tecidos a partir da corrente sanguínea. O fato de apresentar a elevada meia-vida biológica de 39-70 dias (50 dias, em média) é um dos fatores determinantes de sua toxidez (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1990; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). Diferentes órgãos internacionais recomendam limites máximos de Hg para pescado e demais produtos processados. Apesar desses limites fixos, é de extrema importância considerar a frequência de consumo do pescado em determinadas regiões para avaliar os riscos potenciais à saúde humana, que está diretamente relacionada com a poluição ambiental e os hábitos locais (FERREIRA et al., 2012).

A segurança e a qualidade dos produtos alimentares são tópicos importantes da atualidade, o que é evidenciado pelo crescente número de leis que exigem a qualidade dos alimentos nas várias etapas da cadeia de produção (SOARES & GONÇALVES, 2012). Quanto à legislação brasileira, o instrumento que estabelece a concentração máxima permitida para contaminantes inorgânicos em alimentos, incluindo peixes e produtos da pesca é o Decreto n° 55.871, de 26/03/65 (BRASIL, 1965) do Ministério da Saúde (MS) (COIMBRA et al., 2013). Contudo, de acordo com estes autores, ainda existem resoluções mais recentes ao decreto original, que ainda estão em vigor no país. Entre estes decretos podemos mencionar a Portaria n°11, de 15/05/87 (BRASIL,1987) da Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária – MS; a Portaria n° 685 de 27/08/98 (BRASIL,1998) da Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária – MS, que abrange o

MERCOSUL e a Instrução Normativa nº42, de 20/12/99 (BRASIL, 1999) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (COIMBRA et al., 2013).

A portaria nº 685, da ANVISA (BRASIL, 1998) e o Decreto nº 55.871 do Ministério da Saúde (BRASIL, 1965), estabelecem a concentração de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ como limite máximo de Hg nos tecidos musculares de peixes, mas de acordo com a Instrução Normativa nº 42 de 20 de dezembro de 1999, do Ministério da Agricultura, o valor aceito é de $1,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ para espécies predadoras, pois se leva em conta os fatores de acumulação (e.g., MORAES, 2011; SILVA & ESTANISLAU, 2015).

Os produtos processados oriundos do pescado também estão passíveis de contaminação por distintas formas químicas de Hg, atingindo concentrações que podem inclusive ultrapassar a legislação vigente. Como exemplo disso, temos a indústria de produtos em conservas e enlatados (e.g., GONÇALVES, 2011b; SOUZA et al., 2018). Atualmente a indústria de pescado em conservas (e.g., atum) não usa mais exemplares de maior tamanho, preferindo peixes de médio e pequeno porte que apresentam baixas concentrações (GONÇALVES, 2011b). Fato este que pode provocar o colapso nos estoques dos principais recursos pesqueiros que são explorados pela indústria de pescado e produtos processados.

Amostras de atum enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro apresentaram níveis de Hg elevados com base na legislação da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) e Organização Mundial da Saúde (OMS) (YALLOUZ et al., 2001). Das 39 amostras de enlatados pertencentes a 5 marcas e lotes distintos de produtos, estes autores verificaram altos teores de Hg nas amostras analisadas, principalmente para aquelas procedentes do México (Marca A), Venezuela (marca D) e Peru (marca E). Contudo, todos os produtos de lotes da marca B, apresentaram os teores inferiores aos valores exigidos por lei e eram procedentes do Brasil.

Níveis de Hg também foram analisados em enlatados de atum de uma cadeia de supermercados de Nova Jersey. Durante o período de 1998 a 2003, foram avaliados os níveis de Hg em diferentes categorias do material enlatado (*solid White (branco sólido)*, *chunk White (branco em pedaços)* e *chunk light tuna (atum light em pedaços)*) e foram verificadas ainda, as diferenças entre amostras conservadas em óleo e na água e entre conteúdo drenado e não drenado. Foi observado que o atum conservado em óleo apresentou níveis ligeiramente inferiores que aqueles conservados em água, para as amostras da categoria “white” e níveis elevados para a categoria denominada de “light” (BURGUER & GOCHFELD, 2004). Outros trabalhos também quantificaram

concentrações em pescado de origem dulcícola e marinha, incluindo o pescado ofertado em feiras livres (Tabela 2).

Tabela 2 – Concentrações de Hg no pescado e produtos para consumo humano.

Pescado	Hábito Alimentar	Forma do Produto	N	Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w. w) (Mín-Max)	Autores
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum sólido enlatado	39	53% das amostras apresentaram teor acima do exigido por lei.	Yallouz et al (2001)
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum enlatado (Chunk white) (1998–2003)	37	$0,36 \pm 0,17$ (Max-0,99)	Burguer & Gochfeld (2004)
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum enlatado (Solid white) (1998–2003)	86	$0,43 \pm 0,16$ (Max-0,78)	Burguer & Gochfeld (2004)
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum enlatado (All light tuna) (1998–2003)	45	$0,12 \pm 0,09$ (Max - 0,45)	Burguer & Gochfeld (2004)
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum enlatado (All tuna in water) (1998–2003)	136	$0,35 \pm 0,20$ (Max - 0,99)	Burguer & Gochfeld (2004)
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum enlatado (All tuna in	32	$0,26 \pm 0,20$ (Max -	Burguer & Gochfeld

		oil)		0,72)	(2004)
		(1998–2003)			
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum enlatado (Undrained) (1998–2003)	11	0,44 ± 0,03	Burguer & Gochfeld (2004)
<i>Thunnus</i> spp.	Carnívoro	atum enlatado (Drained) (1998–2003)	11	0,47 ± 0,20	Burguer & Gochfeld (2004)
<i>Brachyplatystoma rousseauxii (dourada)</i>	Carnívoro	peixe fresco comercializad o no mercado do Ver-o- Peso (Período de estiagem)	10	0,4 ± 0,24 (0,03 - 0,8)	Amaro et al (2014)
<i>Brachyplatystoma rousseauxii (dourada)</i>	Carnívoro	peixe fresco comercializad o no mercado do Ver-o- Peso (Período chuvoso)	10	0,1 ± 0,10 (0,03 - 0,4)	Amaro et al., (2014)
<i>Brachyplatystoma filamentosum (filhote)</i>	Carnívoro	peixe fresco comercializad o no mercado do Ver-o- Peso (Período de estiagem)	10	0,3 ± 0,11 (0,1 - 0,5)	Amaro et al., (2014)
<i>Brachyplatystoma filamentosum (filhote)</i>	Carnívoro	peixe fresco comercializad o no mercado do Ver-o- Peso (Período chuvoso)	10	0,3 ± 0,17 (0,01 - 0,5)	Amaro et al., (2014)
<i>Schizodon fasciatum</i> (aracu- comum)	Herbívoro	peixe fresco comercializad o no mercado do Ver-o- Peso (Período de estiagem)	10	0,1 ± 0,10 (0,05 - 0,4)	Amaro et al., (2014)

<i>Schizodon fasciatum</i> (aracucumum)	Herbívoro	peixe fresco comercializado no mercado do Ver-o-Peso (Período chuvoso)	10	0,01 ± 0,01 (0,03)	Amaro et al., (2014)
<i>Hydrolycus scomberoides</i> (peixe-cachorro)	Piscívoro	rio Tocantins-Imperatriz, Maranhão	20	0,28 ± 0,06 (0,20 – 0,40)	Milhome m Filho et al (2016)
<i>Leporinus friderici</i> (aracú-cabeça-gorda)	Herbívoro/ Onívoro	rio Tocantins, Imperatriz, Maranhão	18	0,05 ± 0,02 (0,02 – 0,08)	Milhome m Filho et al (2016)
<i>Prochilodus nigricans</i> (curimatã)	Detritívoro	rio Tocantins, Imperatriz, Maranhão	12	0,03 ± 0,01 (0,02 – 0,06)	Milhome m Filho et al (2016)
<i>Hypophthalmus edentatus</i> (mapará)	Zooplanctofág o	rio Tocantins, Imperatriz, Maranhão	20	0,14 ± 0,10 (0,00 – 0,40)	Milhome m Filho et al (2016)
<i>Thunnus albacares</i>	Carnívoro	peixe fresco comercializado no Mercado de Mucuripe	7	0,17 ± 0,06 (0,09 – 0,24)	Lacerda et al (2016)
<i>Thunnus obesus</i>	Carnívoro	peixe fresco comercializado no Mercado de Mucuripe	3	0,23 ± 0,04 (0,19 – 0,27)	Lacerda et al (2016)
<i>Ocyurus chrysurus</i>	Planctívoro	peixe fresco comercializado no Mercado de Mucuripe	5	0,10 ± 0,03 (0,04 – 0,28)	Lacerda et al (2016)
<i>Opisthonema oglinum</i>	Planctívoro	peixe fresco comercializado no Mercado de Mucuripe	6	0,04 ± 0,00 (0,01 – 0,06)	Lacerda et al (2016)

Fonte: Elaborado pela autora com base na literatura mencionada (2020). Legenda: N = número amostras; Hg = mercúrio; *unidade em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w.; Mín-Max = indica faixa de variação entre concentração mínima e máxima.

Os peixes comercializados no mercado do Ver-o-Peso em Belém-PA, analisados em períodos distintos, não apresentaram níveis elevados com relação ao limite máximo exigido para consumo humano. As concentrações foram próximas ao valor de referência estabelecido pela ANVISA e maior do que o indicado pela OMS ($0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) para o consumo de pescado seguro (AMARO et al., 2014). Para estes autores, esse resultado é preocupante, devido à frequente exposição ao Hg por meio do consumo diário de *B. rousseauxii* (*dourada*), comercializada no mercado do Ver-o-Peso, pois a ingestão deste pescado pode causar problemas para a saúde humana. Desse modo, estes autores recomendam aos consumidores, uma menor frequência de consumo desses tipos de pescado no período menos chuvoso.

Os atuns (*T. albacares* e *T. obesus*) no mercado de Mucuripe-Fortaleza/CE, não apresentaram concentrações de Hg elevadas com relação aos limites estabelecidos na legislação vigente (LACERDA et al., 2016). Posteriormente, foram quantificadas as concentrações de Hg, para estas espécies de atuns (*T. albacares* e *T. obesus*) capturadas no Atlântico Oeste Equatorial e desembarcadas no cais pesqueiro de Areia Branca/RN e novamente foi observado que, embora as concentrações de Hg em ambas as espécies tenham sido relativamente elevadas, elas ainda são inferiores ao limite estabelecido pela legislação Brasileira para o consumo humano (LACERDA et al., 2017). Estes autores observaram ainda concentrações mais elevadas em *T. obesus*, que provavelmente estão relacionadas com o hábito alimentar desta espécie, que se alimenta principalmente de peixes carnívoros como principal item alimentar em sua dieta, explorando desse modo maiores profundidades. Enquanto *T. albacares* inclui em sua alimentação, principalmente peixes voadores, de hábito alimentar planctívoro, explorando desse modo, águas superficiais.

5.5 TÉCNICAS, MEDIDAS E RECOMENDAÇÕES PARA REDUÇÃO DE Hg E DE SUA TOXICIDADE EM PESCADO E PRODUTOS PROCESSADOS PARA CONSUMO

É importante equilibrar os riscos e benefícios de consumo de peixe, com a exposição ao MeHg na população em geral e saber quais as fontes de exposição são necessárias para formular estratégias e recomendações adequadas de mitigação (CASTAÑO et al., 2015). A remoção artificial do Hg tem sido sugerida quando o pescado

está contaminado em excesso, em condições naturais, através da cadeia trófica, ou por ser originário de ambiente poluído. O uso de cisteína, borohidreto de sódio (NaBH_4), pectina e ácido ascórbico tem sido proposto nesse sentido (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). O EDTA também mostrou efeitos significativos na eliminação de metais pesados dos alimentos, especialmente em peixes. Outros estudos também mostraram que o sal (cloreto de sódio) também poderia promover consideravelmente a remoção de Hg dos filés de peixe (HAJEB et al., 2014).

O emprego da cisteína tem sido o mais estudado. Isso se deve ao fato de ser um aminoácido (essencial quando a metionina não está presente na proteína em quantidade suficiente), não trazer problemas de ordem toxicológica, além obviamente de sua eficiência, traduzida pela afinidade química entre o grupo sulfidril e o Hg (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). A cisteína em concentrações adequadas se trata de um agente complexante, que apresenta potencial de uso na remoção de Hg em músculo de pescado, além disso, possui baixa toxicidade e fácil inclusão no processo produtivo. Especialmente pela possibilidade de reutilização da solução de cisteína, inclusive para sistemas de remoção de Hg no pescado em escala industrial, o que favoreceria ainda, questões ambientais quanto à disposição ambiental desse efluente que necessita receber tratamento adequado (MACEDO, 2010). A eliminação de Hg usando uma solução de cisteína depende do contato entre a solução de cisteína e o tecido e depende também da migração das espécies metálicas solúveis. Uma grande concentração de um metal tóxico pode ser removida quando a concentração de cisteína na solução é maior que a da proteína de peixe (HAJEB et al., 2014).

Alguns trabalhos foram aplicados especialmente em espécies de pescado com relevância comercial, como em amostras de atum pré-cozidas (YANNAI & SALTZMAN, 1973), amostras trituradas de Alabote do Pacífico (*Hippoglossus stenolepis*) e concentrado proteico de Pescada (*Merluccius productus*) (SPINELLI et al., 1973); amostras de *yellow tuna* pré-cozidas (SCHAB et al., 1978) e amostras em fatias e picadas de tubarão-azul (*Prionace glauca*) (AIZPURÚA et al., 1997) e amostras de postas de cação azul, (*Prionace Glauca*) misturadas com amostras de pescada branca (MACEDO, 2010).

Ao avaliar a extração de Hg de atuns pré-cozidos com o uso de cisteína, foram aplicados dois tratamentos para as amostras desfiadas com uma solução com concentração de 0,33% de cloridrato de cisteína, com pH variando entre 1,3 - 2,2, em 24 horas de extração, este procedimento removeu de 54-79% do Hg originalmente presente

nas amostras de atum. Foi observado ainda que, um quinto da concentração da solução de cloridrato de cisteína (0,066%) utilizada nos demais tratamentos, seria suficiente para reduzir o teor de Hg para cerca da metade do seu nível original (YANNAI & SALTZMAN, 1973). Os autores concluíram ainda que, o processo foi mais eficaz com amostras de peixe desfiado, quando comparado aos resultados observados com fatias espessas, que precisam de períodos de extração mais longos para facilitar uma difusão mais completa.

Em outro caso, utilizando amostras trituradas de Alabote do Pacífico (*Hippoglossus stenolepis*), quando o teor de cisteína da solução extratora foi aumentado para 0,5%, quando comparado aos demais tratamentos e extrações testadas, cerca de 40% do Hg foi removido na primeira extração, mas apenas 10% adicionais foram removidos na segunda e terceira extrações combinadas. Estes autores observaram que, a quantidade de Hg que pode ser removida do peixe está relacionada à concentração de cisteína e ao pH do sistema (SPINELLI et al., 1973). Ao avaliar amostras de *yellow tuna* pré-cozidas, foi observado que quanto menor o valor do pH, maior a porcentagem de Hg removido do peixe, especialmente nos níveis mais baixos de pH que indicaram os melhores resultados (SCHAB et al., 1978).

Numa abordagem mais recente, quanto ao uso de cisteína, amostras de postas com 100 g e 30 cm de diâmetro de cação misturadas com amostras de pescada branca foram tratadas com solução de cisteína 0,5%. Entre os três tratamentos aplicados, considerando uma concentração de Hg que variou de 0,53 a 2,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ em base úmida, a eficiência obtida na remoção do metal foi 25 a 28%, não sendo consideradas ideais para atender à descontaminação desejada (MACEDO, 2010). Desse modo, não foi observado efeito significativo do pH sobre a eficiência de remoção de Hg contaminante com cisteína. A autora conseguiu reutilizar quatro vezes a mesma solução de cisteína para remoção de Hg nas amostras de pescado, contudo, os resultados foram considerados insuficientes para atender a descontaminação desejável.

Os efeitos do pré-tratamento por lavagem na concentração de Hg no tecido de amostras de cavala (*Rastrelliger brachyoma*) adquiridas em um mercado em Selangor (Malásia) indicaram que a redução de Hg na polpa de peixe depende significativamente do pH da solução utilizada. A condição ótima geral, resultando na redução máxima de Hg no filé de peixe, foi obtida em um nível combinado de pH de 2,79, NaCl de 0,5% e tempo de exposição de 13,5 min. O protocolo otimizado produziu uma solução que pode reduzir o Hg do filé de peixe cru em até 81% (HAJEB & JINAP, 2009).

O Hg pode ser eliminado dos alimentos usando ácidos, porque um meio ácido auxilia na remoção do Hg ligado à proteína no tecido de peixe. EDTA e cisteína são os agentes quelantes com maior potencial de aplicação na remoção industrial de elementos tóxicos em peixes (HAJEB et al., 2014). Ao explorar o uso de soluções mistas para redução de Hg em amostras de filé de peixe cru (cavala) comercializadas em um mercado em Selangor (Malásia) foi possível prever que, as condições que levaram à remoção máxima de Hg ($91,15 \pm 0,73\%$) foram obtidas no nível combinado de concentrações de 1,25% de cisteína, 275 (mg/L) de EDTA, 0,5% de NaCl, pH de 3,75 e tempo de exposição de 18,17 min. Neste trabalho, a cisteína e o EDTA foram identificados como agentes complexantes com maior potencial de uso. Esta solução foi sugerida pelos autores como, uma proposta que pode ser empregada na indústria pesqueira para reduzir o Hg em peixes altamente contaminados, considerando que os agentes quelantes de Hg propostos, incluindo ácido clorídrico, cisteína e EDTA, não são usados para uso doméstico (HAJEB & JINAP, 2012). Eles ainda evidenciam que, o protocolo descrito não causa uma perda considerável de proteína devido à desnaturação, que a solução não tem um efeito adverso na nutrição e segurança quanto ao consumo do peixe, pois não são utilizadas substâncias tóxicas e as amostras tratadas não apresentaram alterações quanto ao aroma e a cor do peixe.

Além do uso de cisteína outros trabalhos exploraram ainda a técnica de remoção de Hg utilizando borohidreto de sódio (NaBH_4) (e.g., COHEN & SCHRIER, 1975; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007; TENUTA-FILHO & MACEDO, 2015). O uso de NaBH_4 pode promover a remoção total do Hg, que é reduzido a Hg^0 ($\text{Hg}^{2+} \rightarrow \text{Hg}^0 \uparrow$) e nesta forma eliminado (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). Em concentrado de proteína de peixe (CPF) elaborado com os peixes carpa (*Cyprinus carpio*) e *sheepshead* (*Archosargus probatocephalus*) a remoção de Hg utilizou NaBH_4 (COHEN & SCHRIER, 1975) método elaborado e aplicado com base num método proposto por Spinelli et al., (1971). Neste, o NaBH_4 foi incorporado ao processo, com extração com isopropanol, numa solução aquosa de 1-5%, com a redução química do Hg com pH entre 9,0-10,0, em um período de 20-30 min, a 23 ± 2 °C, sob necessária agitação visando a eliminar o Hg^0 através do fluxo de gases. O processo não afetou o valor proteico do produto final (utilizados na alimentação de aves em crescimento) e ainda foi sugerido como agente de remoção de outros elementos tóxicos como o As, Se, Cd e Pb (COHEN & SCHRIER, 1975; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007).

O NaBH_4 foi utilizado para remoção de Hg do músculo de tubarão (identificados comercialmente como mangona) obtidos no Mercado Municipal de Pinheiros, São Paulo, Brasil. Neste trabalho, foram utilizados os NaBH_4 a 3% e 5% e agitados durante 20 minutos, a eficiência da remoção de Hg variou de 86,5 e 91,3%, respectivamente. Os autores sugerem aperfeiçoar o procedimento com a redução da concentração de NaBH_4 , o ajuste da agitação (forma e tempo) e o cuidado com o Hg volatilizado. A remoção de Hg neste estudo (86,5% e 91,3%) excedeu, inclusive, a remoção obtida com cisteína (40-90%) (TENUTA-FILHO & MACEDO, 2015).

O emprego da pectina e do ácido ascórbico na remoção de Hg de pescado é mais recente, com processos protegidos por patentes (TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007). A imersão de amostras de cação (*Isurus oxyrinchus*), *swordfish* e atum (*Thunnus obesus*) em solução de pectina (0,01%) proporcionou uma remoção de 84% do Hg (KALININGRADSKII, 2001a) enquanto que em solução de ácido ascórbico (0,1% e 0,3%), a remoção do Hg variou de 20-25% e 35-37%, respectivamente (KALININGRADSKII, 2001b).

Pesquisas que avaliaram a influência dos procedimentos de cozimento (fervura por diferentes períodos de tempo, fritura e torrefação) no conteúdo de Hg em peixes, concluíram que, o cozimento não influencia na quantidade de Hg nos peixes (CHICOUREL et al., 2001; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007; FARIAS et al. 2010; OUÉDRAOGO & AMYOT, 2011; SCHMIDT et al., 2015; PANICHEV & PANICHEVA, 2015; 2016). Alguns trabalhos demonstraram resultados que indicaram ineficiência na remoção de Hg em peixes predadores (e.g., Cação azul, *P. glauca*) pelos métodos de fritura em óleo, quanto a assadura em estufa de laboratório ou em forno de micro-ondas. A existência de informações conflitantes na literatura, sugerem que mais pesquisas são necessárias (CHICOUREL et al., 2001; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007) visando determinar a real eficiência dos métodos empregados, onde possam ser considerados, fatores como a variabilidade na concentração do Hg, a relação entre o Hg total e o MeHg, assim como, as temperaturas efetivamente usadas e ainda avaliar os efeitos de métodos e componentes alimentares na bioacessibilidade do Hg presente nos peixes (OUÉDRAOGO & AMYOT, 2011).

Amostras de pescado compradas em 2010 em mercados e supermercados de Montreal, Canadá, que incluíam três espécies de peixes marinhos: cavala espanhola (*Scomberomorus maculatus*), *cat shark* (*Scyliorhinus sp.*) e atum (*Thunnus thynnus*), foram avaliados sob os efeitos de três métodos de cozimento (sem cozinhar, fritura e

fervura). Foi verificado que, os peixes fritos e cozidos (fervura) apresentaram redução na bioacessibilidade do Hg quando comparado às amostras não cozidas (peixe cru). Essa redução foi superior no peixe preparado frito quando comparado às amostras de peixe cozido (OUÉDRAOGO & AMYOT, 2011).

Ao avaliar o teor de Hg total *in natura* (sem processo de cozimento) e após diferentes processos de cozimento, foram testados três tipos de preparações (assadas, cozidas e fritas) comumente usadas pelos moradores de Manaus para preparar peixes para consumo. Os autores observaram redução de 15% a 70% do Hg, especialmente após a torrefação em brasa de algumas espécies de peixes onívoras e herbívoras. As perdas de Hg nessa pesquisa em cada um dos processos de cocção variaram de: 5,8% (Pescada) a 75,4% (Aruaná) cozidos; de 5,2% (Pescada) a 70,7% (Aracu) assados e 15,4% (Tucunaré) a 68,5% (Aracu) fritos. As espécies de peixes que apresentaram maior perda de Hg foram Aracu (de 34% a 69%) e Sardinha (de 22% a 70%) após os três diferentes processos de cozimento (FARIAS et al. 2010).

Recentemente, foram avaliados quatro procedimentos de cozimento (não cozidos, cozidos, fritos e assados) e a influência de três condições de cozimento comumente usadas (sem temperos, com sal e com sal e suco de limão) em seis espécies de peixes: *bearded brotula* (*Brotula barbata*), *bluewing searobin* (*Prionotus punctatus*), *flatfish* (*Paralichthys atagonicus*), pirarucu (*Arapaima gigas*), salmão (*Salmo salar*) e atum albacora (*Thunnus albacares*), de diferentes regiões do Brasil. Os peixes foram adquiridos como amostras de filé congelado (sem pele) de um mercado local, o pirarucu veio da região amazônica (peixe do rio) e as demais espécies de peixes eram do litoral brasileiro. Neste trabalho, considerando os tratamentos culinários avaliados, o processo de fritura apresentou a maior perda de Hg entre todos os tratamentos culinários. A maior perda de Hg foi verificada usando o processo de fritura na amostra de *B. barbata*, mostrando uma perda total de Hg de 33%, enquanto que para as outras espécies de peixes, a perda de Hg variou de 4% a 25% (SCHMIDT et al. 2015).

Com base na análise de 35 amostras de 14 espécies de peixes mais comuns obtidas em um mercado da África do Sul, Tshwane, Pretória, foi verificada a diminuição da concentração de Hg nos peixes pela complexação dos íons Hg^{2+} com ácidos orgânicos de salmoura vegetal ou suco de limão. A ebulição direta de *Snoek* (*Thyrsites atun*), *Slinger* (*Chrysoblephus puniceus*) e *Cape Hake* (*Merluccius capensis*) em salmoura de *sauerkraut* (pH = 3,5-3,8) por 20 a 30 minutos reduziu a concentração de Hg nesses peixes magros em até 11,7%. Os peixes *Cape Hake* (*M. capensis*) e *Soldier fish* (*Myripristinae*)

tratados com solução com base em suco de limão ($\text{pH} = 2,7-2,9$) tiveram sua concentração de Hg reduzida em 15,7 e 26,3%, respectivamente. Tais mudanças na concentração de Hg foram consideradas estatisticamente significativas. Algumas mudanças notáveis na concentração de Hg foram observadas em *Sole (Bothidae)* (15,6%) e *Yellowtail (Seriola lalandi)* (19,1%), após cozidos em óleo e em três amostras de *Yellowtail (S. lalandi)* (23,0, 16,3 e 26,5%) grelhados em fogo de carvão. Essa redução foi observada apenas para espécies de peixes ricas em gordura. A partir dos resultados deste estudo, os autores sugerem que, alguns processos de cozimento doméstico podem ser aplicados para reduzir o conteúdo de Hg em peixes. Desse modo, os resultados dessas investigações estão em contradição com os dados publicados mencionados anteriormente, mas demonstram a possibilidade em reduzir a quantidade de Hg no peixe por cozimento (PANICHEV & PANICHEVA, 2016).

O processo de enlatamento também foi avaliado quanto a contribuição no aumento significativo nos níveis de Hg nos peixes (RASMUSSEN & MORRISSEY, 2007). Produtos processados com base no pescado, como os enlatados de atum, por exemplo, são processados em óleo e água. Nesse sentido, é mencionado como aconselhamento aos consumidores, por vezes, realizarem a drenagem do produto para reduzir a presença de contaminantes (BURGUER & GOCHFELD, 2004). Contudo, testes com a drenagem com todas as latas antes de remover o tecido de atum para análise foram realizados. Em um subconjunto de latas, quando foram comparados os resultados drenados e não drenados, verificou-se que a drenagem não teve efeito consistente no conteúdo de Hg. Da mesma forma, o componente líquido, quando analisado, apresentava níveis muito baixos de Hg (BURGUER & GOCHFELD, 2004). O que denota que, a drenagem de óleo e/ou água para o consumo do pescado não se trata de uma medida preventiva tão eficaz para reduzir o risco de exposição assim como o grau de toxicidade que o consumo deste tipo de produto pode ocasionar.

Rasmussen & Morrissey (2007) analisaram as concentrações de Hg de 56 amostras de enlatados de atuns antes e depois do enlatamento em conserva e cozimento. A concentração de Hg aumentou após o enlatamento com todos os três métodos de embalagem testados: água, óleo ou embalagem crua. O maior percentual de aumento foi observado em material embalado cru (38,6%), seguido pelo material em óleo (31,6%) e depois pelo material em água (25,1%), no entanto, não houve diferenças significativas entre os três métodos de embalagem. De acordo com estes autores, as concentrações médias de Hg total foram de $0,17 \mu\text{g g}^{-1}$ (faixa de $0,09$ a $0,24 \mu\text{g g}^{-1}$) nas amostras pré-

enlatadas e $0,21 \mu\text{gg}^{-1}$ (faixa de $0,10$ a $0,33 \mu\text{gg}^{-1}$) nas amostras pós-enlatadas. Apesar da concentração de Hg por grama de tecido, ter sido significativamente maior após o processo de enlatamento, a quantidade total de Hg nas amostras não mudou significativamente. Pois embora a porcentagem de proteína tenha aumentado e a porcentagem de umidade tenha diminuído significativamente após o enlatamento, nenhum dos fatores intrínsecos se correlacionou com as mudanças na concentração de Hg em uma base individual. Estes autores justificam ainda que, as amostras embaladas em água e óleo provavelmente tiveram concentrações mais baixas de Hg do que o atum enlatado cru devido ao fator de diluição apresentado pelos 27,6 mL adicionais de material no processo de enlatamento.

Os resultados apresentados sugerem à necessidade de explorar metodologias direcionadas a segurança do consumidor, como a adoção de índices que possibilitem o consumidor avaliar o risco de exposição ao consumo do pescado fresco e/ou do produto processado. O quociente de risco (HQ) se trata de um índice qualitativo determinado com base na razão entre a exposição potencial a uma substância e/ou elementos, como Hg, por exemplo e o nível em que não são esperados tais efeitos adversos. Se o HQ for menor ou igual a 1 indica que possivelmente não ocorrerão efeitos adversos. Índices de HQ >1 sugerem que a concentração de exposição ao metal excede a concentração de referência (RfC), indicando riscos ao consumidor de pescado. Este índice é essencial para se avaliar o grau de risco do consumo de pescado, especialmente com base nos padrões locais de consumo alimentar. Esta ferramenta foi utilizada para avaliar o risco de exposição ao Hg no pescado fresco comercializado em feiras livres e mercados (e.g., LACERDA et al., 2016; RODRIGUEZ-MENDIVIL et al., 2019) assim como o pescado processado em conserva e enlatados (e.g., EBRAHIMI et al., 2019; RODRIGUEZ-MENDIVIL et al., 2019).

O quociente de risco (HQ) foi aplicado quanto ao consumo de várias espécies de peixes comercializadas no Mercado de Mucuripe/Fortaleza-CE. Foram observadas distinções nestes índices com os grandes predadores carnívoros apresentando valores superiores de Hg e HQ com relação às espécies planctívoras (LACERDA et al., 2016). Os índices HQ para os peixes predadores *Thunnus albacares* (0,180) e *Thunnus obesus* (0,250) foram inferiores ao fator de referência ($\text{HQ} < 1$) mas bem superiores àqueles relativos aos peixes planctívoros *Ocyurus chrysurus* (0,107) e *Opisthonema oglinum* (0,044), o que sugeriu risco insignificante de exposição ao Hg pelos consumidores quanto a ambos os grupos de peixes (LACERDA et al., 2016). Esses valores indicam que

espécies planctívoras, apresentam valores inferiores de Hg e conseqüentemente se tornam mais seguras para consumo quando comparadas as espécies predadoras como os atuns por exemplo. A adoção desse índice é importante para informar as autoridades locais e consumidores, sobre os riscos que os padrões de consumo locais podem ocasionar para a segurança alimentar. Pois a espécie *Ocyurus chrysurus*, por exemplo, é listada neste trabalho como uma das espécies de pescado mais consumidas com base na observação local e apresentou índice inferior ao das espécies predadoras, indicando segurança quanto ao seu consumo.

O risco potencial à saúde com base na concentração de Hg de 20 marcas populares de produtos em conservas de peixe preparadas no Irã e em outros países com uma abordagem probabilística, com concentrações médias de Hg de $0,251 \pm 0,204$ e $0,189 \pm 0,152$ $\mu\text{g/g}$, mostrou-se abaixo do limite de diretrizes para as Comunidades Europeias e o JECFA. O índice de risco foi inferior a um ($\text{HQ} < 1$ (0,074)) sugerindo que os produtos enlatados de peixe disponíveis nos mercados do Irã não apresentavam risco à saúde dos consumidores adultos. Apesar dos baixos valores de HQ, os autores consideram que o risco deve ser reavaliado particularmente para grupos vulneráveis, especialmente, mulheres grávidas, mulheres em idade fértil, mães que amamentam e crianças pequenas (EBRAHIMI et al., 2019).

O índice de risco também foi determinado para amostras de atum enlatado obtidas de estabelecimentos comerciais em Tijuana, México. Apresentaram valores de HQ para Hg inferiores a 1, indicando que o risco à saúde por consumir as espécies de peixes investigadas foi insignificante. Quanto aos peixes frescos, os maiores valores de HQ para o Hg foram estimados para o tubarão mako (0,376) e um valor médio de 0,231 considerando todas as amostras analisadas. Todos os valores obtidos neste estudo, portanto, foram inferiores a um, indicando que não há risco à saúde por consumir atum enlatado ou o peixe fresco analisado neste estudo. Embora as concentrações estejam abaixo dos valores-limite, existe um risco potencial devido ao aumento na descarga de águas residuais e atividades industriais. Portanto é de grande importância monitorar constantemente esses produtos, para minimizar os riscos à saúde associados ao seu consumo (RODRIGUEZ-MENDIVIL et al., 2019).

5.6 CONCLUSÃO

Ao considerar todos os benefícios nutritivos que o pescado oferta, os consumidores também necessitam conhecer os possíveis riscos que a ingestão desses alimentos pode causar caso estejam contaminados com elementos nocivos, tal como o Hg. Contudo a elevada demanda por proteína de origem animal de qualidade, resultante da busca por uma alimentação saudável, não possibilita que esse alimento tão nutritivo tenha sua qualidade garantida. Os trabalhos mencionados na literatura esclarecem que, mesmo que a fonte do pescado seja dulcícola e/ou marinha, seja o alimento fresco ou processado, ele está passível de contaminação por metais como o Hg, especialmente quanto à sua forma orgânica, o MeHg, que se acumula facilmente de formas distintas de acumulação.

Assim, pode-se concluir que, se faz necessário que as pesquisas considerem evidenciar não somente as causas de contaminação de elementos nocivos e não priorizem apenas quantificar concentrações em determinado tipo de pescado. É essencial que os autores desenvolvam a pesquisa para estabelecer limitações e sugestões que estejam direcionadas ao consumo dos tipos de pescado que apresentam maior risco de ingestão aos consumidores, como é o caso de espécies carnívoras de elevado nível trófico.

Desse modo, entre as metodologias de análise para redução da contaminação de Hg e de sua toxicidade, podemos destacar a utilização de agentes quelantes como a cisteína e o EDTA, como agentes promissores, assim como a relevância que as variáveis como pH, temperatura e tempo de preparo apresentam nos tratamentos aplicados aos métodos de preparo para consumo, como os processos de cozimento, especialmente na realização do preparo por fritura, que pode contribuir significativamente na redução de Hg no pescado. Os pesquisadores devem priorizar adotar técnicas que possibilitem uma compreensão objetiva por parte do consumidor e uma avaliação significativa dentro do âmbito científico, como por exemplo determinar índices de risco (HQ) quanto à ingestão dos principais tipos de pescado consumidos e estimular a divulgação de informativos contendo os índices de risco relacionado às principais espécies frequentemente consumidas e que tais informações possam ser direcionadas de forma prática aos consumidores. Assim, será possível realizar uma avaliação para determinar resultados que servirão como subsídios para estudos que buscam avaliar a qualidade do pescado, garantir/ a segurança alimentar para os consumidores e analisar os padrões de consumo alimentar dos locais pesquisados

REFERÊNCIAS

- ALVES, J. C.; LIMA DE PAIVA, E.; MILANI, R. F.; BEARZOTI, E.; MORGANO, M. A.; DIEGO QUINTAES, K. Risk estimation to human health caused by the mercury content of Sushi and Sashimi sold in Japanese restaurants in Brazil. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, 52(6): 418 - 424. 2017. doi:10.1080/03601234.2017.1293451.
- AMARO, C. S. O.; JUNIOR, D. R.; SILVA, M. C. F. da; LIMA, A. A. da S.; SANTOS, G. de F. S.; PINHEIRO, M. da C. N. Concentração de mercúrio total (Hg-T) em peixes comercializados em diferentes períodos sazonais no Mercado do Ver-o-Peso, Belém, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, 5(1): 53 - 60. 2014. doi: 10.5123/S2176-62232014000 100006.
- ASTDR, 1999. **Toxicological profile for Mercury**. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. March 1999. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=24>. Acesso: 20/07/2019.
- ASTDR, 2003. **Mercury**. Agency for toxic substances and disease registry (ASTDR). GA: US. Department of health and human services, public health services, Atlanta. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=24>. Acesso: 20/07/2019.
- ASTDR, 2013. **Neurological Effects**. Agency for Toxic Substances and Disease Registry Division of Toxicology and Human Health Sciences Atlanta (ASTDR), GA 30333. **In: Addendum to the Toxicological profile for Mercury (alkyl and dialkyl compounds) (Supplement to the 1999, Toxicological Profile for Mercury)**. March 2013. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=24>. Acesso: 20/07/2019.
- BARBOSA, F. T.; LIRA, A. B.; OLIVEIRA NETO, O. B. de; SANTOS, L. L.; SANTOS, I. O.; BARBOSA, L. T.; RIBEIRO, M. V. M. R.; SOUSA-RODRIGUES, C. F. de. Tutorial para execução de revisões sistemáticas e metanálises com estudos de intervenção em anestesia. **Revista Brasileira de Anestesiologia**. 69(3): 299 - 306. 2019. doi: doi.org/10.1016 /j.bjan.2018.11.007.
- BRASIL. **Ministério da Saúde. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965**. Estabelece normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Acesso: 17/10/2017.
- BRASIL. **Portaria nº11, de 15/05/87**. Ministério da Saúde. Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária - MS. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Acesso: 17/10/2017.
- BRASIL. **Instrução normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999**. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil Brasília, DF. Acesso: 17/10/2017.
- BRASIL. **Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998**. Ministério da Saúde. Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Acesso: 17/10/2017.

BURGER, J.; GOCHFELD, M. Mercury in canned tuna: white versus light and temporal variation. **Environmental Research**. 96: 239 - 249. 2004. doi:10.1016/j.envres.2003.12.001.

CANO, T. de M. Deleterious and teratogenic effects of mercury exposure -literature review. **Revista de Medicina e Saúde de Brasília**. 2238 - 5339. 3(3): 288 – 300. 2014.

CASTAÑO, A.; CUTANDA, F.; ESTEBAN, M.; PÄRT, P.; NAVARRO, C.; GÓMEZ, S.; ROSADO, M.; LÓPEZ, A.; LÓPEZ, E.; EXLEY, K.; SCHINDLER, B. K.; GOVARTS, E.; CASTELEYN, L.; KOLOSSA-GEHRING, M.; FIDDICKE, U.; KOCH, H.; ANGERER, J.; HOND, E. D.; SCHOETERS, G.; SEPAL, O.; HORVAT, M.; KNUDSEN, L.; AERTS, D.; JOAS, A.; BIOT, P.; JOAS, R.; JIMÉNEZ-GUERRERO, J. A.; DIAZ, G.; PIRARD, C.; KATSONOURI, A.; CERNA, M.; GUTLEB, A. C.; LIGOCKA, D.; REIS, F. M.; BERGLUND, M.; LUPSA, I.-R.; HALZLOVÁ, K.; CHARLIER, C.; CULLEN, E.; HADJIPANAYIS, A.; KRŠKOVÁ, A.; JENSEN, J. F.; NIELSEN, J. K.; SCHWEDLER, G.; WILHELM, M.; RUDNAI, P.; KÖZÉPESY, S.; DAVIDSON, F.; FISCHER, M. E.; JANASIK, B.; NAMORADO, S.; GURZAU, A. E.; JAJCAJ, M.; MAZEJ, D.; TRATNIK, J. S.; LARSSON, K.; LEHMANN, A.; CRETTEZ, P.; LAVRANOS, G.; POSADA, M. Fish consumption patterns and hair mercury levels in children and their mothers in 17 EU countries. **Environmental Research**. Vol. 141, pp. 58 - 68. 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.029i>.

CHEN, C.-Y.; LAI, C.-C.; CHEN, K.-S.; HSU, C.-C.; HUNG, C.-C.; CHEN, M.-H. Total and organic mercury concentrations in the muscles of Pacific albacore (*Thunnus alalunga*) and bigeye tuna (*Thunnus obesus*). **Marine Pollution Bulletin**. 85: 606 - 612. 2014. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.01.039.

CHICOUREL, E. L.; SAKUMA, A. M.; ZENEBON, O.; TENUTA-FILHO, A. Inefficacy of cooking methods on mercury reduction from shark. **Archivos Latinoamericanos de Nutricion**, Caracas, v. 51. n. 3. p. 288 - 292. 2001. ISSN 0004-0622.

CHOJNACKA, K.; MIKULEWICZ, M. **Bioaccumulation**. *In*: Encyclopedia of Toxicology. Editor-in-Chief: Philip Wexler. Academic Press is an imprint of Elsevier. 3^a edition. Vol 1. 5.218 p. 2014. ISBN: 978-0-12-386454-3.

CHOY, C. A.; POPP, B. N.; KANEKOC, J. J.; DRAZENA, J. C. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (Proc Natl Acad Sci - PNAS)**. 106:13865 -13869. 2009.

COHEN, G. B.; SCHRIER, E. E. Removal of mercury from fish protein concentrate by sodium borohydride reduction. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v. 23. n. 4. p. 661- 665. 1975. doi: <https://doi.org/10.1021/jf60200a024>.

COIMBRA, R. dos S. C.; SANTOS, C. R. dos; SARAIVA, V. B.; OLIVEIRA, M. M. Biomarcadores como ferramentas na avaliação da qualidade do pescado contaminado com metais traço. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 7 n. 1, p. 153 -172, jan./jun. 2013. doi: 10.5935/2177-4560.20130011.

COSTA, B. G.; LACERDA, L. D. de. Concentração de mercúrio total em Cavala *Scomberomorus cavalla*, e Serra, *Scomberomorus brasiliensis*, comercializadas nas bancas de pescado do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 42(1): 22 - 29. 2009. doi: <https://doi.org/10.32360/acmar.v42i1.6035>.

DEL VECCHIO, M. C.; TAVARES DE ARAÚJO, R.; ANDRADE JUNIOR, H. de; LUPPI MONTEIRO, P. C.; FUENTES VENTURINI, A.; PINHEIRO, L. Políticas públicas relacionadas à segurança alimentar e nutricional no Brasil versus sustentabilidade pesqueira. O incentivo à pesca contribui à depleção dos estoques de peixes? **Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, vol. 16, núm. 6, pp. 51-76. 2012. doi: <http://dx.doi.org/10.17921/1415-6938.2012v16n6p%25p>.

EBRAHIMI, A.; KARIMPOOR, E.; GODAZANDEHHA, Z.; HEIDARI, Z.; ZAREAN, M.; MOAZENI, M. Exposure Assessment of Total Mercury: A Probabilistic-Approach Study Based on Consumption of Canned Fish. **Journal of Environmental Health and Sustainable Development**. 4(3): 804 -12. 2019. doi: 10.18502/jehsd.v4i3.1497.

EKINO, S.; SUSU, M.; NINOMIYA, T.; IMAMURA, K.; KITAMURA, T. Minamata disease revisited: An update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning. **Journal of the Neurological Sciences**. 262: 131-144. 2007. doi: 10.1016/j.jns.2007.06.036.

FARIAS, L. A.; FAVARO, D. I.; SANTOS, J.O.; VASCONCELLOS, M. B.; PESSOA, A.; AGUIAR, J. P. L.; YUYAMA, L.; Cooking process evaluation on mercury content in fish. **Acta Amazonica**, 40: 741-748. 2010. doi: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000400015>.

FERREIRA, M. S.; MÁRSICO, E. T.; JUNIOR, A. N. M.; MANO, S. B.; CLEMENTE, S. C. S.; JUNIOR, C. A. C. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência Veterinária**. v. 19, n. 1, p. 50 - 58, jan./abr. 2012. doi: 10.4322/rbcv.2014.077.

GRANDJEAN, P.; WEIHE, P.; WHITE, R. F.; DEBES, F. Cognitive Performance of Children Prenatally Exposed to “Safe” Levels of Methylmercury. **Environmental Research**, Section A 77, 165 -172. 1998. doi: 10.1006/enrs.1997.3804.

GONÇALVES, A. A. Aspectos Gerais do Pescado. **In: Tecnologia do Pescado: Ciência, Tecnologia, Inovação e legislação**. GONÇALVES, A. A. Editora Atheneu – São Paulo/SP. 1ª Ed. ps. Cap.1.1, p.2-9, 2011a.

GONÇALVES, A. A. Aspectos Toxicológicos do Pescado. **In: Tecnologia do Pescado: Ciência, Tecnologia, Inovação e legislação**. GONÇALVES, A. A. Editora Atheneu – São Paulo/SP. 1ª Ed. ps. Cap.1.6, p.61-74, 2011b.

HAJEB, P.; JINAP, S. Effects of washing pre-treatment on mercury concentration in fish tissue. **Food Additives & Contaminants: Part A**. 26:10, 1354 - 1361. 2009. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/02652030903150567>.

HAJEB, P., JINAP, S. Reduction of Mercury from Mackerel Fillet Using Combined Solution

of Cysteine, EDTA, and Sodium Chloride. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**. 60, 6069–6076. 2012. doi: dx.doi.org/10.1021/jf300582j.

HAJEB, P.; SLOTH, J. J.; SHAKIBAZADEH, SH.; MAHYUDIN, N. A.; AFSAH-HEJRI, L. Toxic Elements in Food: Occurrence, Binding, and Reduction Approaches. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**. Vol.13, pp. 457-472, 2014. doi: <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12068>.

HARADA M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. **Journal Critical Reviews in Toxicology**. 25:1 -24. 1995. doi: <https://doi.org/10.3109/10408449509089885>.

HARADA, M.; NAKANISHI, J.; YASODA, E.; PINHEIRO, M. C. N.; OIKAWA, T.; GUIMARÃES, G. A.; CARDOSO, B. S.; KIZAKI, T.; OHNO, H. Mercury pollution in the Tapajos river basin, Amazon mercury level of head hair and health effects. **Environment International**. Amsterdam, v. 27, n. 4, p. 285 – 290. 2001. doi: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00059-9](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00059-9).

HUTTON, M. Human Health Concerns of Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic. *In*: HUTCHINSON, T. C.; MEEMA, K. M. LEAD (Eds). Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment. John Wiley & Sons, p.53-68. 1987.

JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Medical Bulletin**. 68(1): 167 - 82. 2003. doi: <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>.

KARIMI, R.; FITZGERALD, T. P.; FISHER, N. S. A Quantitative Synthesis of Mercury in Commercial Seafood and Implications for Exposure in the United States. **Environmental Health Perspectives**. Vol. 120, n° 11, pp.1512 -1519. 2012. doi: 10.1289/ehp.1205122.

KHANIKI, G. R. J.; ALLI, I.; NOWROOZI, E.; NABIZADEH, R. Mercury Contamination in Fish and Public Health Aspects: A Review. **Pakistan Journal of Nutrition**. 4 (5): 276 – 281. 2005. ISSN 1680-5194. doi: 10.3923/pjn.2005.276.281.

KALININGRADSKII GOSUDARSTVENNYI TEKHNICHESKII UNIVERSITET (Russia). SEMENOV, B. N.; ODINTSOV, A. B.; SEMENOV, Y. B. **Pectin solution for withdrawing heavy metals and heavy metal salts from raw fish material**. RU2166860, 20 maio 2001a.

KALININGRADSKII GOSUDARSTVENNYI TEKHNICHESKII UNIVERSITET (Russia). SEMENOV, B. N.; ODINTSOV, A. B.; SEMENOV, Y. B. **Method for removal of heavy metals, especially mercury, from unprocessed fish**. RU2167541, 27 maio 2001b.

LACERDA, L. D. de. Amazon Mercury emissions. **Nature**, 374 (6517), 20 - 21. 1995. doi: 10.1038/374020a0.

LACERDA, L. D. de; BEZERRA, M. F.; COSTA, B. G. B.; BRAGA, T. M.; F. A. de A. GOYANNA, T. M. Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe market, Fortaleza, Ceará State, Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 49(1): 50 - 54. 2016. doi: <https://doi.org/10.32360/acmar.v49i1.6159>.

LACERDA, L. D.; GOYANNA, F.; BEZERRA, M. F.; SILVA, G. B. Mercury Concentrations in Tuna (*Thunnus albacares* and *Thunnus obesus*) from the Brazilian Equatorial Atlantic Ocean. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 98:149 -155. 2017. doi: 10.1007/s00128-016-2007-0.

LIBERATI, A.; ALTMAN, D. G.; TETZLAFF, J.; MULROW, C.; GÖTZSCHE, P. C.; IOANNIDIS, J. P. A.; CLARKE, M.; DEVEREAUX, P. J.; KLEIJNEN, J.; MOHER, D. The PRISMA Statement for Reporting Systematic Reviews and Meta-Analyses of Studies That Evaluate Health Care Interventions: Explanation and Elaboration. **PLoS Medicine**. Volume 6. Issue 7. e1000100. 2009. doi: <https://doi.org/10.1136/bmj.b2700>.

MACEDO, L. F. L. Remoção de mercúrio e arsênio em cação azul, *Prionace Glauca*. **Dissertação de Mestrado** (Programa de Pós-Graduação em Ciência dos Alimentos). Universidade de São Paulo. 92 p. 2010.

MENEGASSI, M. Aspectos Nutricionais do Pescado. **In: Tecnologia do Pescado: Ciência, Tecnologia, Inovação e legislação**. GONÇALVES, A. A. Editora Atheneu – São Paulo/SP. 1ª Ed. ps. Cap.1.5, p.43 - 60, 2011.

MICARONI, R. C. da C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. de F. Compostos de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química Nova**. vol.23, n.4, pp. 487 - 495. 2000. ISSN 0100-4042. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422000000400011>.

MILHOMEM FILHO, E. O.; OLIVEIRA, C. S. B. de; SILVEIRA, L. C. de L.; CRUZ, T. M.; SOUZA, G. da S.; JUNIOR, J. M. F. C.; PINHEIRO, M. da C. N. A ingestão de pescado e as concentrações de mercúrio em famílias de pescadores de Imperatriz (MA). **Revista Brasileira de Epidemiologia**. Jan-Mar, vol.19, n.1, pp.14-25. 2016. ISSN 1415-790X. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1980-5497201600010002>.

MOHER, D.; LIBERATI, A.; TETZLAFF, J.; ALTMAN, D. G.; for the PRISMA Group. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. **Research Methods & Reporting**. 339: b2535. 2009. doi: 10.1136/bmj.b2535.

MORAES, J. L. Mercúrio total em peixes e crustáceos comercializados no Estado do Pará, Brasil. **Tese** (Doutorado em Higiene Veterinária e Processamento Tecnológico de Produtos de Origem Animal). Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro. 2011.

MORGANO, M. A.; PEREZ, A. C. A. de; MILANI, R. F.; MANTOVANI, D. M. B.; NEIVA, C. R. P.; FURLAN, E. F.; TOMITA, R. Y.; LOPES, R. da G.; NETOS, M. J. L. Mercúrio total em pescado da cadeia produtiva da Baixada Santista, estado de São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**. 66(2): 164 -171, 2007.

NABI, S. **Toxic Effects of Mercury**, 265 p. 2014. ISBN 978-81-322-1921-7 ISBN 978-81-322-1922-4 (eBook). doi: 10.1007/978-81-322-1922-4.

NINOMIYA, T.; OHMORI, H.; HASHIMOTO, K.; TSURUTA, K.; EKINO, S. Expansion of methylmercury poisoning outside of Minamata: an epidemiological study on chronic methylmercury poisoning outside of Minamata. **Environmental Research**. 70: 47 - 50. 1995. doi: 10.1006/enrs.1995.1045.

OEHLENSCHLAGER, J. Identifying heavy metals in fish. pp. 95-113. Chapter 7. **In: BREMER. H. A. (Ed.). Safety and quality issues in fish processing**. Cambridge (England): Woodhead Publishing Limited and CRC Press LLC. 2002. Woodhead Publishing Limited - ISBN: 1 85573 5520. CRC Press – ISBN: 0-8493-1540-9. CRC Press order number: WP1540.

OUÉDRAOGO, O., AMYOT, M. Effects of various cooking methods and food components on bioaccessibility of mercury from fish. **Environmental Research**. 111: 1064 -1069. 2011. doi:10.1016/j.envres.2011.09.018.

PAIVA, E. L. de, ALVES, J. C., MILANI, R. F., BOER, B. S., QUINTAES, K. D., MORGANO, M. A. Sushi commercialized in Brazil: Organic Hg levels and exposure intake evaluation. **Food Control**. 69: 115 -123. 2016. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodcont.2016.04.029>.

PAIVA, E. L. de; MILANI, R. F.; BOER, B. S.; QUINTAES, K. D.; MORGANO, M. A. Methylmercury in fish species used in preparing sashimi : A case study in Brazil. **Food Control**. 80: 104 -112. 2017a. doi:10.1016/j.foodcont.2017.04.027.

PAIVA, E. L. de; MORGANO, M. A.; MILANI, R. F. Cadmium, lead, tin, total mercury, and methylmercury in canned tuna commercialised in São Paulo, Brazil. **Food Additives & Contaminants: Part B**. 10(3): 185 - 191. 2017b. doi:10.1080/19393210.2017.1311379.

PANICHEV, N. A.; PANICHEVA, S. E. Determination of total mercury in fish and sea products by direct thermal decomposition atomic absorption spectrometry. **Food chemistry**. 166: 432 - 441. 2015. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.06.032>.

PANICHEV, N. A.; PANICHEVA, S. E. Influence of Different Cooking Procedure on the Hg Concentration in Fish. **Journal of Fisheries Sciences.com**. 10(1): 063 - 069. E-ISSN 1307-234X. 2016.

PETRUCCIOLI, L.; TURILLAZZI, P. Effects of Methylmercury on Acetylcholinesterase and Serum cholinesterase Activity in monkeys, *Macaca fascicularis*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 46: 769 -773. 1991. doi: 10.1007/bf01689966.

PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. D. Mercury inputs into the Amazon region, Brazil. **Journal Environmental Technology Letters**. 9:325 - 30. 1988. Doi: <https://doi.org/10.1080/09593338809384573>.

PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. S.; SALOMONS, W.; MALM, O. Environmental fate of mercury from gold-mining in the Brazilian Amazon. **Environmental Reviews**. 1: 26 - 37. 1993. doi: <https://doi.org/10.1139/a93-004>.

RASMUSSEN, R. S.; MORRISSEY, M. T. Effects of canning on total mercury, protein, lipid, and moisture content in trollcaught albacore tuna (*Thunnus alalunga*). **Food Chemistry**. 101:1130 - 1135. 2007. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.03.013>.

RODRIGUEZ-MENDIVIL, D. D.; GARCIA-FLORES, E.; TEMORES-PENA, J.; WAKIDA, F. T. Health Risk Assessment of Some Heavy Metals from Canned Tuna and Fish in Tijuana, Mexico. **Health Scope**. 8(2):e78956. 2019. doi: 10.5812/jhealthscope.78956.

SCHAB, R.; SACHS, K.; YANNAI, S. A Proposed Industrial Method for the Removal of Mercury from Fish. **Journal of the Science of Food and Agriculture**. 29(3): 274 - 280. 1978. doi: 10.1002/jsfa.2740290313.

SCHMIDT, L.; BIZZI C. A.; DUARTE, F. A.; MULLER, E. I.; KRUPP, E.; FELDMANN, J.; FLORES, E. M. M. Evaluation of Hg species after culinary treatment of fish. **Food Control**. 47: 413 - 419. 2015. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2014.07.040>.

SILVA, M. W. da; ESTANISLAU, C. A. M. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**. 41(1): 08 -14, 2015.

SPINELLI, J.; DYER, J.; LEHMAN, L.; WIEG, D. The fish protein concentrate story. 13. Aqueous phosphate processing. **Food Technology**. Chicago, v. 25, n. 2, p. 713 - 717. 1971.

SPINELLI, J.; STEINBERG, M. A.; MILLER, R.; HALL, A.; LEHMAN, L. Reduction of Mercury with Cysteine in Comminuted Halibut and Hake Fish Protein Concentrate. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**. Vol. 21, No. 2, pp. 264 - 268. 1973. doi: 10.1021/jf60186a037.

SOARES, K. M. de P.; GONÇALVES, A. A. Qualidade e segurança do pescado. **Revista Instituto Adolfo Lutz**. 71(1):1-10. 2012.

SOUZA, A. P. C. de; COSTA, L. S.; OLIVEIRA, C. S. B. de. Concentração de mercúrio total em enlatados de *Sardinella spp.* e *Thunnus spp.* comercializados na região metropolitana de Belém-Pará, Brasil. **Revinter**, v. 11, n. 01, p. 116-125. fev. 2018. Doi: <http://dx.doi.org/10.22280/revintervol11ed1.354>.

STINE, K. E.; BROWN, T. M. **Principles of Toxicology**. CRC press, Inc. USA., pp: 211-225. 1996.

TAKAOKA, S.; FUJINO, T.; HOTTA, N.; UEDA, K.; HANADA, M.; TAJIRI, M.; INOUE, Y. Signs and symptoms of methylmercury contamination in a first nations community in northwestern Ontario, Canada. **Science of The Total Environment**. 468 - 469: 950 - 957. 2014. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.015.

TENUTA FILHO, A.; NASCIMENTO, E. de S. Revisão: Mercúrio em Cação. Ocorrência e Possibilidade de Remoção. **Brazilian Journal of Food Technology**. v. 10, n. 2, p. 78 - 85, abr./jun. 2007.

TENUTA-FILHO, A.; MACEDO, L. F. L. Removal of Mercury from Shark Using Sodium Borohydride and Product Characterization. **International Journal of Food Processing Technology**. 2: 34 - 41, 2015. E-ISSN: 2408-9826/15. doi: 10.15379/2408-9826.2015.02.02.05.

VESTERINEN, H. M.; SENA, E. S.; EGAN, K. J.; HIRST, T.C.; CHUROLOV, L.; CURRIEA, G. L.; ANTONIC, A.; HOWELLS, D.W.; MACLEOD, M. R. Meta-analysis of data from animal studies: A practical guide. **Journal of Neuroscience Methods**. 221: 92-102. 2014. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jneumeth.2013.09.010>.

WEIHE, P., GRANDJEAN, P., DEBES, F., WHITE, R. Health implications for Faroe islanders of heavy metals and PCBs from pilot whales. **The Science of the Total Environment**. 186: 141-148. 1996. doi: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05094-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05094-2).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Methylmercury**. Geneva: WHO. 143 p. (Environmental Healthy Criteria, 101). 1990.

YALLOUZ, A.; CAMPOS, R. C.; LOUZADA, A. Níveis de mercúrio em atum sólido enlatado comercializado na cidade do Rio de Janeiro. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Campinas, jan.-abr. vol.21, n.1, pp.1 - 4. 2001. ISSN: 0101- 2061. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S010120612001000100002>.

YANNAI, S.; SALTZMAN, R. Elimination of mercury from fish. **Journal of the Science of Food and Agriculture**. 24: 157-160. 1973. doi: 10.1002/jsfa.2740240207.

YOKOYAMA, H. **Mercury Pollution in Minamata**. Educational Unit for Studies of Hills, Humans and Oceans, Kyoto University. Kyoto, Japan. 74 p. 2018. ISSN 2191-5547. ISSN 2191-5555 (electronic) SpringerBriefs in Environmental Science. ISBN: 978-981-10-7391-5. ISBN: 978-981-10-7392-2z. doi: 10.1007/978-981-10-7392-2.

YORIFUJI, T.; TSUDA, T.; INOUE, S.; TAKAO, S.; HARADA, M. Long-term exposure to methylmercury and psychiatric symptoms in residents of Minamata, Japan. **Environment International**. 37: 907 - 913. 2011. doi: 10.1016/j.envint.2011.03.008.

ZODAPE, G. V.; DHAWAN, V. L.; WAGH, R. R.; SAWANT, A. S. Contamination of heavy metals in seafood marketed from Vile Parle and Dadar markets of suburban areas of Mumbai (west coast of) India. **International Journal of Environmental Sciences**. Volume 1, No 6. 2011. ISSN: 0976– 4402.

6. CAPÍTULO II – TAXAS DE CONTRIBUIÇÃO ALIMENTAR E NÍVEIS DE Hg EM ITENS PREDADOS POR ATUNS DO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL

RESUMO

Atuns são peixes marinhos pelágicos de grande porte (com até 4 m de comprimento) que realizam longas migrações reprodutivas e para alimentação. O grupo possui elevada importância comercial, sendo utilizado como recurso alimentar em todo o mundo. Esses peixes possuem elevado nível trófico, o que os tornam potenciais bioindicadores de impacto ambiental por poluentes persistentes como o mercúrio (Hg). Concentrações de Hg foram previamente determinadas para espécies de atuns (*Thunnus albacares* e *T. obesus*) na região do Atlântico Oeste Equatorial. O presente estudo teve como objetivo determinar as taxas de contribuição relativa dos itens alimentares e suas concentrações de Hg na dieta destas duas espécies de atuns. Amostras dos atuns e itens alimentares foram obtidas por capturas realizadas pela frota do município de Areia Branca/RN, de abril a junho de 2018. Este é o primeiro estudo a determinar a concentração de Hg total e a contribuição relativa (com base nas técnicas de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e modelagem bayesiana) de itens alimentares e presas de *T. albacares* e *T. obesus* do Atlântico Oeste Equatorial. Quanto às concentrações de Hg total, neste trabalho é a primeira vez que estão sendo reportadas as concentrações de Hg para *Diodon eydouxii* (Diodontidae), *Benthoosema suborbitale* e *Myctophum nitidulum* (Myctophidae) e *Howella atlantica* (Howellidae). Os peixes da família Bramidae foram os itens se trataram alimentares de menor contribuição na dieta dos atuns, mas com maiores concentrações de Hg que as demais presas e itens alimentares. Os itens como peixes da família Howellidae e lulas da família Omastrephidae apresentaram as maiores contribuições gerais em todo o período estudado, para as dietas de ambas as espécies de atuns, assim como concentrações significativas de Hg total. Outro objetivo foi determinar o índice de risco quanto ao consumo de atuns do Atlântico Oeste Equatorial por parte de populações humanas. O índice de risco (HQ) associado à ingestão desses peixes, foi determinado com base em concentrações já registradas na literatura científica. Os índices de risco associados à ingestão das espécies *T. albacares* e *T. obesus* (HQ<1.0) indicaram que é improvável que a exposição a este nível cause efeitos adversos aos consumidores. Desse modo, o uso de índices qualitativos, como o índice de risco devem ser usados pelos consumidores como medidas de adoção preventiva quanto ao consumo de peixes de elevado nível trófico como os atuns.

Palavras-chave: Nutrição. Isótopos estáveis. Predação. Mercúrio. Cadeia alimentar.

ABSTRACT

Tunas are large pelagic marine fish (up to 4 m long) that carry out long reproductive and feeding migrations. The group has high commercial importance, being used as a food resource worldwide. These fish have a high trophic level, which makes them potential bioindicators of environmental impact due to persistent pollutants such as mercury (Hg). Hg concentrations were previously determined for tuna species (*Thunnus albacares* and *T. obesus*) in the Western Equatorial Atlantic region. The present study aimed to determine the relative contribution rates of food items and their Hg concentrations in the diet of these two tuna species. Samples of tuna and food items were obtained by catches made by the fleet of the municipality of Areia Branca/RN, from April to June 2018. This is the first study to determine the total Hg concentration and the relative contribution (based on $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ stable isotope techniques and bayesian modeling) of food items and prey from *T. albacares* and *T. obesus* from the Equatorial West Atlantic. As for the total Hg concentrations, this work is the first time that the Hg concentrations are being reported for *Diodon eydouxii* (Diodontidae), *Benthoosema suborbitale* and *Myctophum nitidulum* (Myctophidae) and *Howella atlantica* (Howellidae). The fish of the Bramidae family were the food items with the lowest contribution to the tuna diet, but with higher concentrations of Hg than other prey and food items. Items such as fish from the Howellidae family and squid from the Ommastrephidae family showed the highest overall contributions over the entire study period, for the diets of both tuna species, as well as significant concentrations of total Hg. Another objective was to determine the risk index for the consumption of tuna in the Equatorial West Atlantic by human populations. The risk index (HQ) associated with eating these fish was determined based on concentrations already recorded in the scientific literature. The risk indices associated with the ingestion of the species *T. albacares* and *T. obesus* (HQ <1.0) indicated that exposure to this level is unlikely to cause adverse effects to consumers. Thus, the use of qualitative indices, such as the risk index, should be used by consumers as preventive adoption measures regarding the consumption of high trophic fish such as tunas.

Keywords: Nutrition. Stable isotopes. Predation. Mercury. Food chain.

6.1 INTRODUÇÃO

Os atuns tropicais são predadores oportunistas e não seletivos que possuem alta necessidade energética em habitats oligotróficos. Nesse sentido, a posição trófica representa uma métrica integrada que permite examinar ao longo do tempo e do espaço as relações e interações tróficas (YOUNG et al., 2015). O conhecimento sobre a biologia alimentar de uma espécie é essencial para a compreensão de aspectos básicos que estabelecem sua ecologia (e.g. dieta, crescimento, adaptação e utilização dos recursos do meio ambiente) e resultam em informações úteis sobre as relações tróficas entre os organismos (e.g., VASKE Jr et al., 2012; WENG et al., 2015; MORAES & HENRY-SILVA, 2018; MACKENZIE et al., 2020).

A utilização de marcadores ecológicos, como por exemplo, isótopos estáveis, possibilita fornecer informações sobre a dieta de indivíduos em diferentes escalas de tempo, dependendo do marcador e da sua rotatividade nos tecidos analisados (CHOUVELON et al., 2014). A técnica dos isótopos estáveis é bastante indicada em situações em que fontes são isotopicamente distintas (CALDARA et al., 2010). O registro isotópico tecidual dos indivíduos possibilita referenciar seu histórico alimentar e alguns autores (CAUT et al., 2009; BOECKLEN et al., 2011; FRANCO et al., 2014) propõem que as razões de isótopos de peixes podem ser similares aos dos alimentos que mais assimilam. Desse modo, torna-se cada vez mais necessário utilizar técnicas isotópicas em conjunto com outros tipos de marcadores químicos, especialmente em análises de impacto ambiental que incluam a quantificação de concentrações de metais com base na ecologia alimentar de uma espécie (MORAES & HENRY-SILVA, 2018).

Estudos recentes têm associado o hábito alimentar e o nível trófico de organismos aquáticos marinhos com o acúmulo de poluentes persistentes, como o Hg (e.g., ZODAPE et al., 2011; YOUNG et al., 2015; LACERDA et al., 2017; ZHANG et al., 2018; BERGÉS-TIZNADO et al., 2019). Organismos marinhos possuem grande participação na dinâmica do Hg devido à capacidade de biomagnificação deste metal, aumentando a concentração em níveis mais elevados da cadeia trófica. Desta forma, os peixes predadores e de maiores tamanhos tendem a acumular mais Hg nos tecidos, pois estão no topo da cadeia alimentar, tornando-se o grupo que apresenta maior potencial de contaminação para o homem por meio da ingestão de pescado contaminado (FERREIRA et al., 2012). Este conhecimento tem justificado o uso de peixes de elevado nível trófico, como tubarões e atuns, no monitoramento de poluentes (e.g., FORRESTER &

KETCHEN, 1972; LEAH et al., 1991; STORELLI et al., 2001; DOMI et al., 2005; TENUTA FILHO & NASCIMENTO, 2007; LACERDA et al., 2017), especialmente o Hg (BOUSH & THIELEKE, 1983; DREVNICK et al., 2015; DREVNICK & BROOK, 2017; LACERDA et al., 2016; 2017).

As concentrações de Hg de duas espécies de atuns (*Thunnus albacares* e *Thunnus obesus*) em região equatorial do Brasil embora tenham sido relativamente altas, foram inferiores ao limite estabelecido pela legislação Brasileira para o consumo humano (LACERDA et al., 2017). De acordo com esses autores, as concentrações mais elevadas em *T. obesus*, provavelmente estão relacionadas com o hábito alimentar desta espécie, que se alimenta principalmente de peixes carnívoros, explorando maiores profundidades. Por outro lado, *T. albacares* inclui em sua alimentação, principalmente peixes voadores, explorando águas superficiais. Nesse sentido, o presente estudo teve dois objetivos: (1) determinar as taxas de contribuição relativa e concentrações de Hg nas presas e itens alimentares que compõem a dieta destas duas espécies de atuns; (2) determinar o índice de Risco quanto ao consumo de atuns do Atlântico Oeste Equatorial por parte de populações humanas.

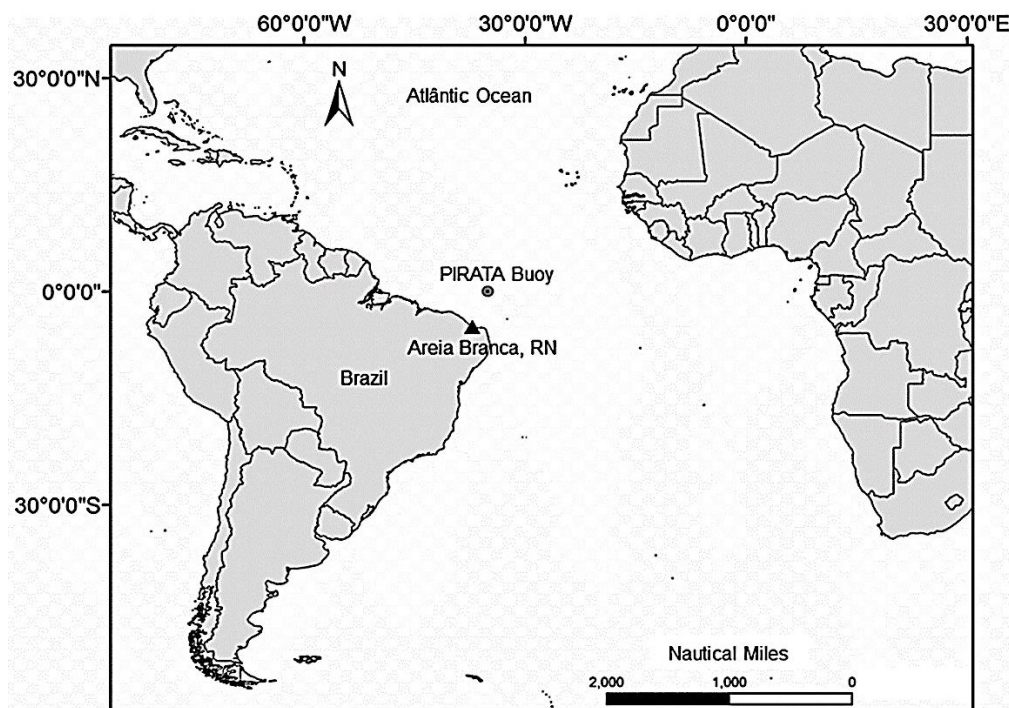
6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Área de Amostragem

As amostragens dos peixes, suas presas (exemplares capturados) e itens alimentares (exemplares de conteúdo estomacal) foram realizadas em regiões oceânicas do Atlântico Oeste Equatorial, de abril a junho de 2018. Os exemplares foram obtidos por pescadores de Areia Branca/RN que tinham como foco a pesca de atuns e afins em cardumes associados no entorno de uma boia de coleta de dados atmosféricos e oceanográficos integrante do Programa *Pilot Moored Array in the Tropical Atlantic* (PIRATA). A boia se encontra fundeada no Atlântico Oeste Equatorial e involuntariamente funciona também como um dispositivo atrator de peixe (DAP) (SILVA et al. 2013; SILVA et al. 2016). Mais especificamente, a bóia está ancorada nas coordenadas 00° N e 035° W, à 4.500 m de profundidade (Figura 3).

A frota pesqueira responsável pela captura dos exemplares estudados é composta por barcos de madeira de pequena escala (comprimento médio total = 13,4 m). Além do uso de dispositivos atratores, os pescadores realizam a pesca utilizando técnicas de captura como corrico, a linha-de-mão e vara-e-linha (SILVA et al 2016; SILVA et al 2019a; 2019b). Eles também são equipados com holofotes no convés, que são importantes

para atrair iscas vivas e manter o cardume associado. Neste caso de estudo, os barcos de pesca podem ser considerados um DAP à deriva, uma vez que permanecem a distâncias a mais de 30 milhas náuticas da bóia de dados (SILVA et al., 2019a).



Fonte: SILVA et al (2019a).

Figura 1.12 – Localização da área de amostragem de atuns *Thunnus albacares* e *T. obesus*, suas presas e itens alimentares no Atlântico oeste equatorial, indicado pela boia (buoy) do Programa PIRATA, entre abril e junho de 2018. O porto de desembarque pesqueiro de Areia Branca/RN, sede da frota pesqueira responsável pelas capturas, também é indicado.

6.2.2 Delineamento Experimental

6.2.2.1 Coleta e determinação da alometria estatística dos atuns

Foram capturados 20 exemplares de cada uma das duas espécies *T. albacares* e *T. obesus*. Os exemplares foram devidamente acondicionados em caixas térmicas e transportados ao Laboratório de Tecnologia e Oceanografia Pesqueira - LABTOP do setor de Engenharia de Pesca da Universidade Federal Rural do Semiárido – UFRSA (Figura 1C - Apêndice C). Em laboratório, utilizando um ictiômetro foi tomado o comprimento furcal (CF), também foi registrado o peso total (PT) e foram realizadas as amostragens de tecido muscular dos atuns. Os exemplares de *T. albacares* tiveram CF médio de $62,1 \pm 21,1$ cm (menor CF = 36 cm; maior CF = 143 cm) e PT médio = $6,53 \pm$

9,04 kg (menor PT = 1,09 kg; maior PT = 46 kg). Os exemplares de *T. obesus*, tiveram CF médio de $61,3 \pm 14,8$ cm (menor CF = 46; maior CF = 122 cm) e PT médio de $5,81 \pm 6,05$ kg (menor PT = 1,62; maior PT = 38,30 de kg).

Como alguns exemplares destas espécies já haviam sido eviscerados, para estimar atributos como o peso, por exemplo, em relação ao tamanho corporal foi calculada a alometria estatística utilizando atributos mensurados em diferentes indivíduos de cada espécie. As relações alométricas, para as duas espécies de atuns, foram expressas por uma função potência $Y(x) = ax^b$ (Equação 1) ou na forma logarítmica $\log y = b \log(x) + \log(a)$ (Equação 2) com base nas propostas de Huxley & Tessier (1936), onde:

1. X é a variável independente (tamanho do corpo do organismo por exemplo);
2. Y é a variável dependente (tamanho do órgão ou parte do organismo por exemplo);
3. b é o expoente alométrico da escala;
4. a é o intercepto.

Desse modo, regressões lineares foram utilizadas para descrever essa relação e estimar os expoentes de inclinação da reta (b) (coeficiente alométrico) e o intercepto da linha (a). O coeficiente alométrico representa a razão de incremento diferencial entre um determinado atributo (peso, por exemplo) e o corpo do animal como um todo.

A alometria é considerada positiva ou hiperalometria quando $b > 1$, ou seja, a variável dependente reflete uma resposta mais rápida com relação a variável independente. Quando ocorre $b < 1$ a variável dependente reflete uma taxa menor em relação a variável independente, desse modo, teremos uma alometria negativa ou hipoalometria. Por sua vez, quando o expoente $b = 1$ na equação, dizemos que a relação é isométrica e quando $b \neq 1$ temos uma relação alométrica. O termo alometria significa medidas que se distinguem ou medidas distintas.

6.2.2.2 Análises de conteúdo estomacal

Amostras de conteúdo estomacal foram obtidas a partir dos exemplares de *Thunnus albacares* e *T. obesus* do Atlântico Oeste Equatorial. Os estômagos dos atuns foram analisados no Laboratório de Tecnologia e Oceanografia Pesqueira - LABTOP do setor de Engenharia de Pesca da Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA. Os estômagos foram devidamente abertos e tiveram o conteúdo estomacal removidos para

seleção dos itens alimentares predados de acordo com os procedimentos realizados por Silva et al. (2019a). Posteriormente esses itens foram mensurados, catalogados e identificados.






6.2.2.3 Identificação de itens alimentares e presas

Os itens alimentares obtidos das amostras de conteúdo estomacal e as presas obtidas por capturas pela frota pesqueira foram identificados (Tabela 3) no Laboratório de Evolução e Conservação de Vertebrados Marinhos – Evolve, localizado no Departamento de Biologia na Universidade Federal do Ceará – UFC (Figura 2C - Apêndice C).

Para a identificação dos itens alimentares e presas, tivemos por base a literatura científica especializada para os grupos de peixes das famílias Exocoetidae (PARIN, 2002; PARIN & SHAKHOVSKOY, 2016), Diodontidae (LEIS, 1978; 2003; 2016), Bramidae (LAST & MOTEKI, 2001; THOMPSON, 2002; CARVALHO-FILHO et al., 2009; HAEDRICH, 2016), Myctophidae (CRADDOCK, 2002; SANTOS & FIGUEIREDO, 2008; HULLEY & PAXTON, 2016) e Howellidae (HEEMSTRA, 2016), para cefalópodes (lulas) da família Omastrephidae (VASKE Jr & COSTA, 2011; GUERRA et al., 2014) e para crustáceos da família Euphausiidae (BRINTON, 1953; BODEN & BRINTON, 1957; GUGLIELMO et al., 2015).

Algumas amostras de indivíduos capturados e de conteúdo estomacal que estavam bem preservadas foram identificadas até o nível de espécie, como por exemplo, os 22 peixes da espécie *Diodon eydouxii* da família Diodontidae, os 17 exemplares de *Hirundichthys affinis* da família Exocoetidae, os 15 indivíduos da espécie *Howella atlântica* da família Howellidae, 5 indivíduos da família Bramidae identificados como espécie *Brama brama* e dois indivíduos da família Myctophidae, dos quais foram identificados, um representante da espécie *Myctophum nitidulum* e o outro como *Benthoosema suborbitale*. Algumas subamostras dos itens alimentares foram utilizadas posteriormente para realização das análises da composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e de Hg.

Tabela 3 – Lista e imagens de presas e/ou itens alimentares obtidos pelas análises de conteúdo estomacal de atuns e por capturas realizadas nas regiões oceânicas no Atlântico Oeste Equatorial.

Famílias	Imagens
Bramidae	 <p data-bbox="877 728 1061 761"><i>Brama brama</i></p>
Diodontidae	 <p data-bbox="861 1019 1077 1052"><i>Diodon eydouxii</i></p>
Euphausiidae	 <p data-bbox="798 1310 1141 1344"><i>Thysanopoda</i> sp. (gênero)</p>
Exocoetidae	 <p data-bbox="829 1624 1109 1657"><i>Hirundichthys affinis</i></p>
Howellidae	 <p data-bbox="853 1825 1093 1859"><i>Howella atlântica</i></p>

Myctophidae*Myctophum nitidulum**Benthosema suborbitale*

Omastrephidae

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

6.2.2.4 Obtenção de presas por meio de capturas

Após as análises de conteúdo estomacal e da realização da identificação das principais espécies consumidas por *T. albacares* e *T. obesus*, alguns exemplares de presas foram obtidos por capturas realizadas pela frota pesqueira de Areia Branca/RN, no intuito de completar o número de amostras para realização das análises químicas.

6.2.2.5 Determinação de isótopos de C e N

Foram caracterizadas quanto a composição de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$: (a) um total de 20 amostras de tecido muscular dorsal de cada espécie de atum, *T. albacares* e *T. obesus*; (b) 4 amostras de peixes Exocoetidae; (c) 4 amostras de peixes Diodontidae; (e) 3 amostras de peixes Bramidae; (f) 3 amostras de peixes Myctophidae; (g) 3 amostras de peixes Howellidae; (i) 3 amostras de lulas Omastrephidae e 6 amostras de crustáceos Euphausidea.

As amostras foram armazenadas por 24 horas em um ultra-freezer a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. Posteriormente, foram liofilizadas em um liofilizador LIOBRÁS Mod. LIOTOP - LP 510. O esquema de liofilização foi realizado durante um ciclo de 54 horas, após 30°C . As amostras foram trituradas até formar um pó fino usando almofariz e pistilo. Em seguida,

as amostras foram pesadas no laboratório de Limnologia e Qualidade de Água – LIMNOAQUA, localizado no departamento de Ciência Animal da Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, usando uma balança analítica e armazenadas em cápsulas de estanho. De um modo geral, as amostras apresentavam em média 1,26 mg de peso e para realização das análises tanto de C quanto de N foram utilizadas uma única amostra de cada indivíduo (Figuras 3C e 4C - Apêndice C). As análises de tecido muscular foram analisadas tanto para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ utilizando um analisador elementar PDZ Europa ANCA-GSL, interligado a um espectrômetro de massa de isótopos 20-20 relação PDZ Europa (Sercon Ltd., Cheshire, Reino Unido). As análises de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram realizadas pela UC Davis Stable Isotope Facility, Department of Plant Sciences, California University – USA.

O laboratório realizou as análises no âmbito de um padrão internacional, como é sugerido para as análises de $\delta^{13}\text{C}$ dos produtos analisados, o padrão utilizado foi o Peedee Belemnite (PDB), que se trata de um fóssil do molusco *Belemnitella americana*. Para o $\delta^{15}\text{N}$, o padrão internacional aceito e utilizado foi o do ar atmosférico (NO_2), o qual é considerado uma mistura isotópica homogênea na superfície terrestre (DUCATTI et al., 2007).

6.3 Modelo de mistura MixSIAR

O presente estudo utilizou o modelo de mistura bayesiano MixSIAR (versão 3.1) (STOCK & SEMMENS, 2016) aplicado no software R (versão 3.6.3). Este software está disponível gratuitamente no site: <https://github.com/brianstock/MixSIAR/>. Para o MixSIAR, foi utilizado um modelo com dados brutos das razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de amostras de peixes e de todas as fontes de alimentos por meio do critério “*individual effect*”. As relações isotópicas para o $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram obtidas com base na abundância natural das concentrações de C e N (equação 1) (POST, 2002; LEAL et al., 2008; PHILIPPSEN & BENEDITO, 2013).

$$\delta(X)=[(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}})-1]*1000 \quad \text{Equação 1}$$

Onde: δX (‰) é o valor de abundância para ^{13}C ou de ^{15}N ; R_{sample} é a relação entre $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ ou $^{14}\text{N}:^{15}\text{N}$ das amostras analisadas e o R_{standard} se trata do padrão utilizado, para o carbono, o Peedee Belemnite (PDB), e para o $\delta^{15}\text{N}$, que é o ar atmosférico (NO_2) (DUCATTI et al., 2007).

As taxas de discriminação foram calculadas entre as amostras de peixes e as diferentes fontes de alimento. O fator de discriminação isotópico foi então calculado para cada item alimentar usando a seguinte equação 2 (MARTINELLI et al., 2009; PHILIPSEN & BENEDITO, 2013):

$$\Delta X = \delta X_{\text{tecido muscular}} - \delta X_{\text{item alimentar/presa}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: ΔX é a taxa de discriminação obtida entre o tecido e entre cada item alimentar. $\delta X_{\text{tecido muscular}}$ é o valor da abundância para $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$ para cada tecido muscular e $\delta X_{\text{item alimentar/presa}}$ é o valor da abundância para $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$ para cada item alimentar ou presa consumida pelos peixes.

Os dados da composição isotópica e das taxas de discriminação são fornecidos ao modelo, o qual assume que, para um dado isótopo, a assinatura isotópica da mistura (δ_M) seja definida, por exemplo, como está descrito na equação 3, proposta por Moore & Semmens (2008):

$$\delta_M = f_1 * (\delta_1 + \gamma_1) + f_2 * (\delta_2 + \gamma_2) \cdots f_n * (\delta_n + \gamma_n) \quad \text{Equação 3}$$

Onde: δ_M se trata da assinatura isotópica da mistura, f_1 é a contribuição proporcional da fonte de mistura, δ_1 é a assinatura isotópica da fonte e γ_1 o fracionamento isotópico específico da fonte (frequentemente fracionamento é assumido como sendo constante através das fontes).

Os dados foram submetidos ao modelo de mistura MixSIAR, aplicando o método de simulação Monte Carlo via Cadeias de Markov (MCMC). Esse modelo permitiu o uso de taxas de discriminação distintas para cada item alimentar, presa ou fonte alimentar, assim como permitiu analisar as diferentes taxas e estimativas de contribuição relativa destas dietas individualmente para cada espécie de atum. A convergência nas cadeias de Markov foi analisada usando um teste de diagnóstico descrito por Gelman-Rubin (1992; 2014). O teste de convergência de Gelman-Rubin utiliza como base de análise o fator de redução de escala (R) para avaliar a estacionaridade das cadeias de Markov, e indicar, desse modo, a confiabilidade dos dados estimados. Geralmente o diagnóstico de Gelman-Rubin deve ser $<1,05$. Após a modelagem, são criados gráficos e scripts com os resultados mostrados no console do R para análise pelos autores. No console do R, os autores podem verificar a média, desvio padrão, quantis para proporção da dieta (salvos no item

“Summary Statistics.txt”) e testes de diagnóstico de convergência (salvos no item “diagnostics.txt”).

6.4 Análise de Hg

Após pesagem em balança de precisão e posterior congelamento em freezer a -80°C, as amostras de presas e itens alimentares foram liofilizadas com um liofilizador modelo LIOBRÁS Mod. LIOTOP - LP 510. O esquema de liofilização foi realizado durante um ciclo de 54 horas, após 30°C. O teor de umidade foi quantificado para cada espécime. Posteriormente, foram retiradas subamostras para digestão e quantificação de Hg.

As amostras foram analisadas no Laboratório de Biogeoquímica Costeira da Universidade Federal do Ceará - UFC/Labomar. As amostras de 0,5 g de tecido liofilizado foram digeridas em 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO₃), utilizando rampa de aquecimento e temperatura determinada por equipamento de microondas MARS XPRESS - CEM (BEZERRA et al., 2012). Após a digestão, 1 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) foi adicionado à amostra para evitar a reabsorção de Hg (ADAIR & COBB, 1999). Extratos de amostras foram transferidos para frascos (balões) de 100 ml com água destilada para posterior quantificação de Hg.

A Espectrometria de Absorção Atômica com Frio a Vapor foi realizada por um modelo RA3210A da Nippon Instruments Corporation (NIC) para a quantificação de Hg após redução do Hg em uma solução de cloreto estânico (SnCl₂) preparada em ácido sulfúrico a 10% (H₂SO₄ a 20%). Análises simultâneas de padrão certificado de material biológico (NIST 2976 Mussel Tissue) mostrou recuperação média de 104,6 ±29,1 % (Figura 5C - Apêndice C). Todas as concentrações são relatadas em base de peso úmido (wet weight - w.w.).

6.5 Determinação do Índice de Risco (HQ)

Trabalhos realizados por Goyanna (2016) determinaram concentrações de Hg em peso úmido, em *T. obesus* que variaram de 95,4 a 1.748,1 ng.g⁻¹ (545,2 ± 3,3 ng.g⁻¹w.w.). Em *T. albacares* variaram de 48 a 500 ng.g⁻¹ (159,2 ± 79,4 ng.g⁻¹ w.w.). Para avaliar o risco à saúde associado a ingestão de atuns por populações humanas foi determinado um índice de risco para Hg, utilizando como referência, as concentrações dos atuns analisados no trabalho mencionado anteriormente. Desse modo, utilizou-se a equação (3), relatada por Newman & Unger (2002):

$$HQ = E/RfD \quad (3)$$

Onde, “E” é o nível de exposição ou ingestão de Hg, “RfD” é a dose de referência para Hg (Hg = 0,47 µg/kg de peso corporal/dia; BCS, 2007).

O nível de exposição (E) é calculado usando a equação (4).

$$E = C \times I/W \quad (4)$$

Onde, “C” é a concentração de Hg (µg.g⁻¹ peso úmido); “I” é a taxa de ingestão per capita (35,6 g dia⁻¹; SARTORI & AMANCIO, 2012) e “W” é o peso médio de um adulto (70 kg).

No HQ <1,0, o nível de exposição é menor que a dose de referência. Isto significa que a exposição diária a este nível não é susceptível de causar efeitos adversos aos consumidores.

6.6 Análises estatísticas

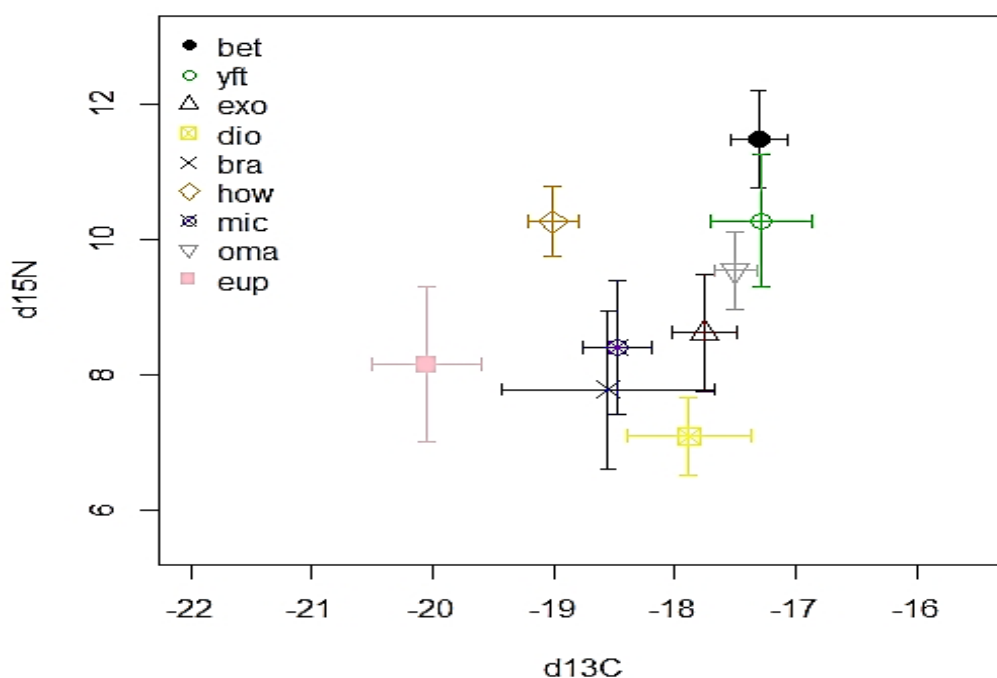
Para analisar os dados das razões de isótopos de C e N dos atuns, dos itens alimentares e das taxas de contribuição relativa foi utilizado o software R (versão 3.6.3). Para gerar o iso-space foi explorado o pacote Simmr (PARNELL, 2020), que se trata de uma projeção atualizada do pacote SIAR. Já para determinar as taxas de contribuição relativa dos itens alimentares foi explorado o software MixSIAR. Para os dados isotópicos dos itens alimentares e das concentrações de Hg total foi aplicada a estatística descritiva no conjunto de dados.

Para analisar as possíveis variações nas taxas de contribuição relativa dos itens alimentares entre as espécies de atuns *T. obesus* e *T. albacares*, foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney U Test. Para analisar as relações entre tamanho dos predadores e as taxas de contribuição das presas e itens alimentares foram aplicados testes de variância. Para os dados que apresentaram distribuição normal e variância homogênea foi aplicada uma ANOVA oneway e teste a posteriori de Tukey. Nos casos em que os pressupostos da ANOVA não foram satisfeitos foi aplicado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis e teste de comparações múltiplas (2-tailed).

6.7 RESULTADOS

6.7.1 Análise da composição isotópica e das taxas de contribuição relativa

As concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ de *T. obesus* foram maiores do que as de *T. albacares* e as concentrações das presas e itens alimentares. As concentrações de $\delta^{13}\text{C}$ apresentaram valores similares para ambas as espécies de atuns, apresentando variações reduzidas entre os valores. Entre os itens e presas, os que apresentaram valores isotópicos elevados de $\delta^{13}\text{C}$ foram os cefalópodes da família Omastrephidae e os peixes das famílias Diodontidae e Exocoetidae. Já os itens e presas que apresentaram concentrações elevadas de $\delta^{15}\text{N}$ foram os cefalópodes da família Omastrephidae e os peixes da família Howelidae (Figura 2).



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 2 - Iso-space com os valores médios (\pm desvio padrão) da composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de itens alimentares e das espécies de atuns *T. albacares* e *T. obesus* no Atlântico Oeste Equatorial. Legenda: bet = *T. obesus*, yft = *T. albacares*, exo = Exocoetidae, dio = Diodontidae, bra = Bramidae, how = Howelidae, mic = Myctophidae, oma = Omastrephidae e eup = Euphasidae.

T. albacares e *T. obesus* não diferiram temporalmente quanto à composição isotópica para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ ($p > 0,05$; Tukey). Quanto as taxas de discriminação para estas espécies, as faixas de variação aproximadas para $\delta^{13}\text{C}$ foram: (1) *T. albacares* - de $0,31 \pm 0,37\text{‰}$ a $2,77 \pm 0,59\text{‰}$ e (2) *T. obesus* - de $0,22 \pm 0,27\text{‰}$ a $2,76 \pm 0,47\text{‰}$. Para as taxas de discriminação referente aos valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$: (1) *T. albacares* - de $0,48 \pm 0,72\text{‰}$ a $3,18 \pm 1,08 \text{‰}$ e (2) *T. obesus* - de $1,21 \pm 0,81$ a $4,38 \pm 0,87$ (Tabelas 4a e 4b).

A modelagem realizada para *T. albacares* se mostrou confiável porque as variáveis via cadeias de Markov convergiram para estacionaridade. Mais especificamente, nenhuma variável teve valor superior ao menor fator estimado de 1,01 para o teste de Guelman-Rubin ($0 > 1,01$; $0 > 1,05$; e $0 > 1,1$) (Figuras 3A e 4A – Apêndice A). Quanto à *T. obesus*, apenas uma variável apresentou valor superior ao menor fator estimado (PSRF $> 1,01$). No entanto, o valor ainda está incluso no intervalo de confiança com nível padrão de 95% e, desse modo, os dados também são confiáveis, pois as cadeias convergiram à estacionaridade (Figuras 3B e 4B – Apêndice B).

Tabela 4a - Valores médios (\pm desvio padrão) das concentrações isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de atuns, presas e itens alimentares do Atlântico Oeste Equatorial.

Amostras	Composição isotópica das amostras			
	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Nº Amostras	
<i>T. albacares</i>				
Abril	$-17,24 \pm 0,56^a$	$10,55 \pm 0,68^a$	9	
Maio	$-17,30 \pm 0,27^a$	$9,24 \pm 0,90^a$	3	
Junho	$-17,34 \pm 0,33^a$	$10,35 \pm 1,12^a$	8	
Peixes	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\Delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\Delta^{15}\text{N}$ (‰)
Exocoetidae	$-17,76 \pm 0,27$	$8,62 \pm 0,87$	$0,48 \pm 0,48$	$1,65 \pm 1,22$
Diodontidae.	$-17,88 \pm 0,51$	$7,09 \pm 0,58$	$0,60 \pm 0,61$	$3,18 \pm 1,08$
Bramidae	$-18,56 \pm 0,88$	$7,79 \pm 1,17$	$1,27 \pm 0,84$	$2,49 \pm 1,36$
Howelidae	$-19,01 \pm 0,21$	$10,27 \pm 0,52$	$1,72 \pm 0,45$	$0,48 \pm 0,72$
Myctophidae	$-18,48 \pm 0,28$	$8,40 \pm 0,99$	$1,19 \pm 0,48$	$1,87 \pm 1,26$
Cefalópodes (lulas)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\Delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\Delta^{15}\text{N}$ (‰)
Omastrephidae	$-17,50 \pm 0,18$	$9,54 \pm 0,58$	$0,31 \pm 0,37$	$0,73 \pm 1,07$
Euphausidae	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\Delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\Delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Thysanopoda</i> sp.	$-20,05 \pm 0,45$	$8,15 \pm 1,15$	$2,77 \pm 0,59$	$2,12 \pm 1,42$
<i>T. obesus</i>				
Abril	$-17,25 \pm 0,24^a$	$11,40 \pm 0,80^a$	7	
Maio	$-17,25 \pm 0,20^a$	$11,55 \pm 0,78^a$	9	
Junho	$-17,43 \pm 0,29^a$	$11,43 \pm 0,66^a$	4	
Peixes	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\Delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\Delta^{15}\text{N}$ (‰)
Exocoetidae	$-17,76 \pm 0,27$	$8,62 \pm 0,87$	$0,47 \pm 0,33$	$2,85 \pm 1,04$
Diodontidae	$-17,88 \pm 0,51$	$7,09 \pm 0,58$	$0,59 \pm 0,50$	$4,38 \pm 0,87$
Bramidae	$-18,56 \pm 0,88$	$7,79 \pm 1,17$	$1,26 \pm 0,76$	$3,69 \pm 1,19$

Howelidae	-19,01 ± 0,21	10,27 ± 0,52	1,71 ± 0,29	1,21 ± 0,81
Myctophidae	-18,48 ± 0,28	8,40 ± 0,99	1,18 ± 0,33	3,07 ± 1,8
Cefalópodes (Lulas)	δ¹³C (‰)	δ¹⁵N (‰)	Δ¹³C (‰)	Δ¹⁵N (‰)
Omastrephidae	-17,50 ± 0,18	9,54 ± 0,58	0,22 ± 0,27	1,93 ± 0,85
Euphausidae	δ¹³C (‰)	δ¹⁵N (‰)	Δ¹³C (‰)	Δ¹⁵N (‰)
<i>Thysanopoda</i> sp.	-20,05 ± 0,45	8,15 ± 1,15	2,76 ± 0,47	3,32 ± 1,27

Fonte: Elaborado pela autora (2020). Informações - δ (‰) é o valor em percentual permil da abundância para ¹³C ou ¹⁵N e Δ (‰) é a taxa de discriminação obtida entre as amostras de tecido muscular dos peixes, presas e as amostras dos itens alimentares. Letras diferentes para cada período (por coluna) entre os valores isotópicos de δ¹³C e δ¹⁵N indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey (<0,05) para exemplares de *T. albacares* e *T. obesus*.

Tabela 4b - Informações das presas e itens alimentares de atuns do Atlântico Oeste Equatorial utilizadas para determinar as concentrações isotópicas de δ¹³C e δ¹⁵N.

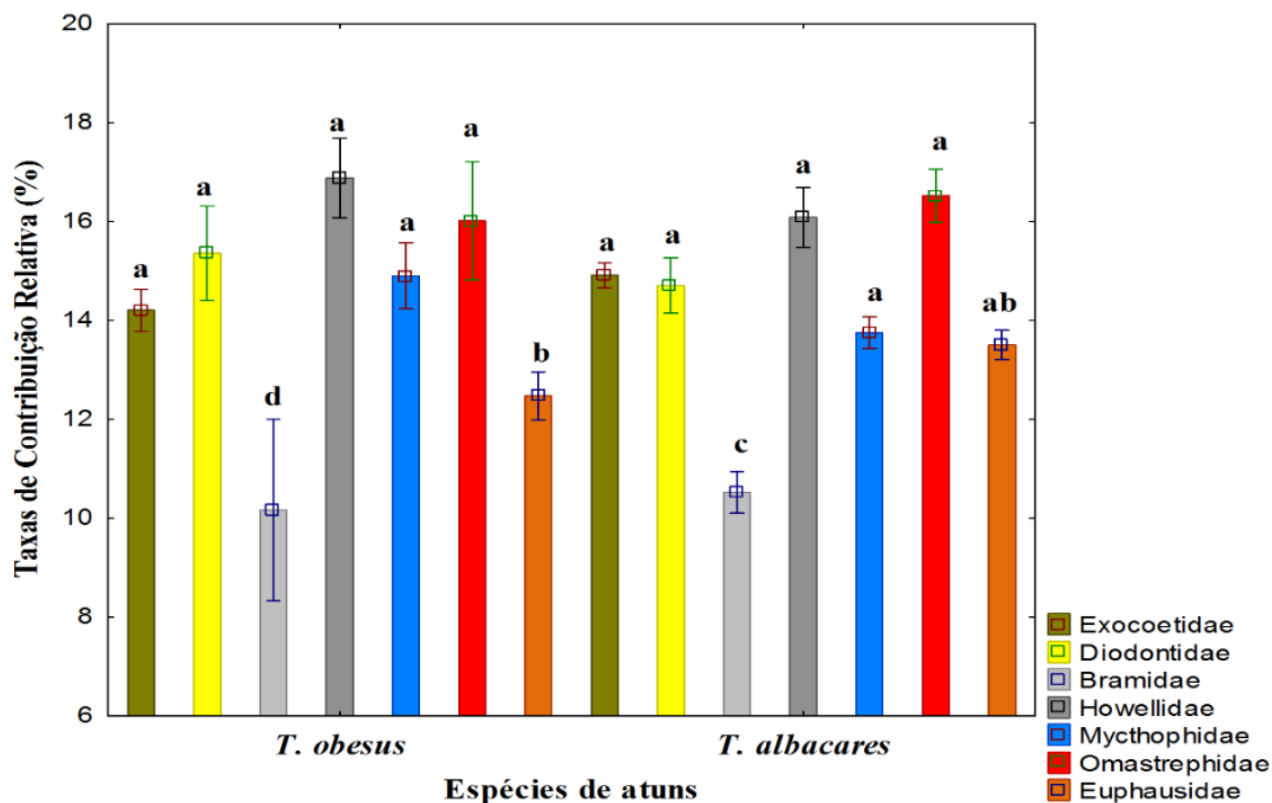
Amostras (Famílias)	Comprimento total (cm)	Peso total (g)	Forma de Obtenção
Euphausidae	5,0	0,144	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – I – 36 -1,95*
Euphausidae	4,7	0,152	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – I – 36 -1,95*
Euphausidae	5,1	0,153	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – I – 36 -1,95*
Euphausidae	4,2	0,13	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – I – 36 -1,95*
Euphausidae	4,0	0,126	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – I – 36 -1,95*
Euphausidae	3,4	0,100	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – I – 36 -1,95*
Exocoetidae	30,0	140,0	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – M – 166 – 73,17*
Exocoetidae	24,7	80,0	Conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> – M – 166 – 73,17*
Exocoetidae	24,5	107,28	Capturas
Exocoetidae	29,5	164,24	Capturas
Diodontidae	7	10,37	Conteúdo estomacal de <i>T. albacares</i> – I - 84 - 11,1*
Diodontidae	9,5	28,84	Capturas
Diodontidae	9	20,68	Capturas
Diodontidae	8,4	19,13	Capturas
Bramidae	14	28,19	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> – F - 80 - 9,51*
Bramidae	14,5	33,50	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> - F – 80 - 9,51*
Bramidae	29	178,0	Capturas
Myctophidae	6,4	3,28	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> – M - 122 - 38,3*
Myctophidae	6,7	3,67	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> – M - 122 - 38,3*
Myctophidae	7,3	4,22	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> – M - 122 - 38,3*

Howellidae	7,1	3,60	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> – M - 122 - 38,3*
Howellidae	7,0	3,63	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> – M - 122 - 38,3*
Howellidae	5,8	3,49	Conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> – M - 122 - 38,3*
Omastrephidae	38,6	150,40	Capturas
Omastrephidae	43,5	158,64	Capturas
Omastrephidae	59,5	424,0	Capturas

Fonte: Elaborado pela autora (2020). *Informações: S = Sexo - I = Indefinido, pois os animais já se encontravam eviscerados; F= sexo feminino; M= sexo masculino. CT= Comprimento Total (cm); Peso= Medida de Peso Corporal (g).

A principal contribuição relativa da dieta dos atuns foram peixes, em relação aos invertebrados. Os peixes contribuíram com 70,1 % na dieta de *T. albacares* e de 71,5 % na dieta de *T. obesus*. Os invertebrados contribuíram com taxas de 29,9 % para a dieta de *T. albacares* e de 28,5 % para a dieta de *T. obesus*. Considerando os grupos de organismos, os peixes Howellidae e as lulas Omastrephidae foram os itens alimentares/presas com maiores taxas de contribuição na alimentação dos atuns. Apenas as taxas de contribuição de crustáceos Euphausidae e peixes Bramidae diferiram entre as espécies mostrando diferença significativa ($p < 0,05$; Mann-Whitney U Test) entre os demais itens predados (Figura 3).

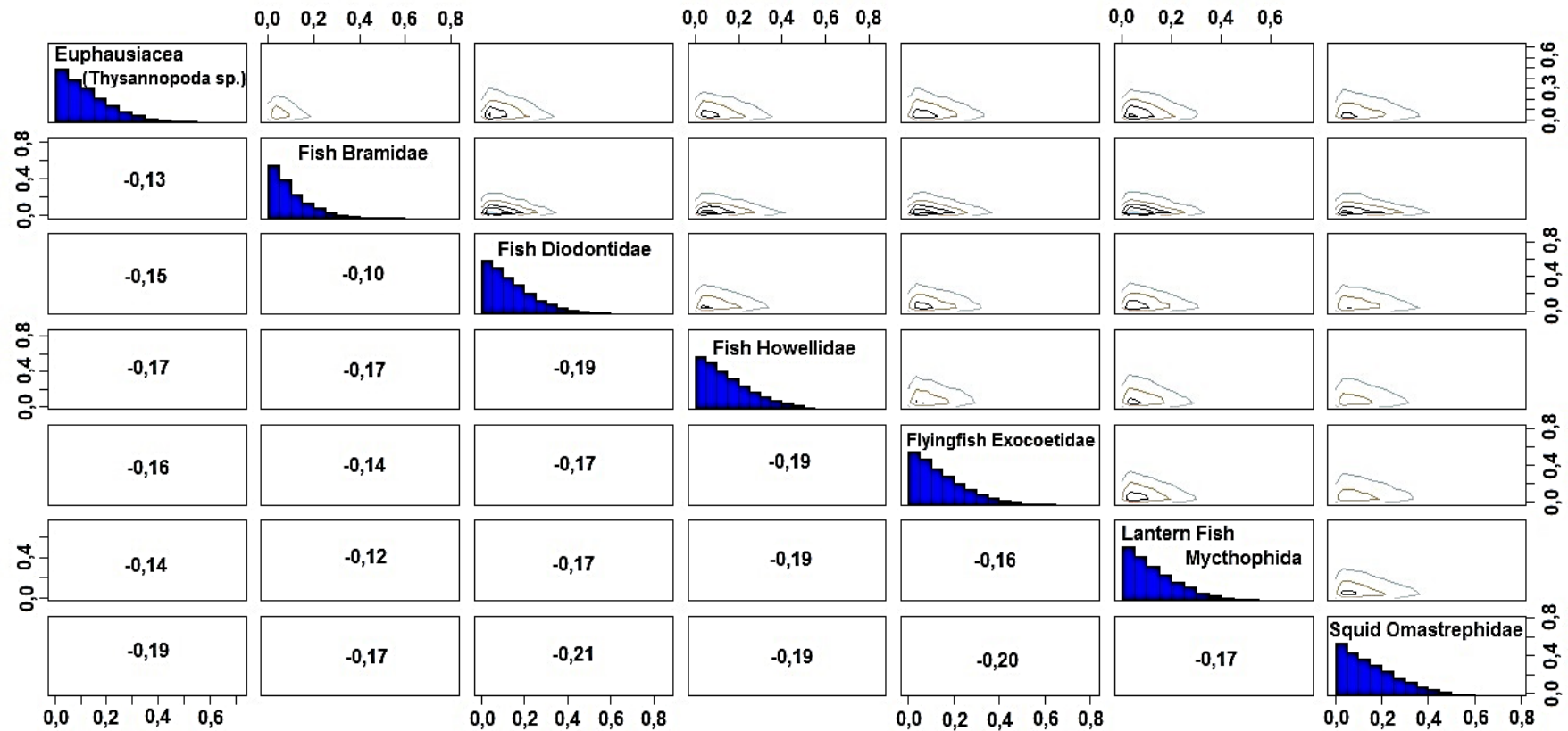
As taxas de consumo dos itens e presas que compõem a dieta de *T. albacares* não diferiram ($P > 0,05$, pelo teste de comparações múltiplas (2-tailed)) em função do comprimento furcal (CF). Três exemplares de *T. albacares* com CF = 36 cm, 132 cm e 143 cm tiveram peixes Diodontidae e Howellidae e lulas Omastrephidae como os itens proeminentes em sua alimentação (Tabela 1A e Figura 2A - Apêndice A). Para *T. obesus* essas taxas também não variaram ($P > 0,05$, pelo teste de comparações múltiplas (2-tailed)) em função do comprimento furcal. Nos dois exemplares de *T. obesus* de CF = 46 cm e 122 cm, por exemplo, o comportamento e padrão alimentar foram similares. Isto porque ambos os exemplares tiveram valores aproximados de taxas de contribuição quanto aos itens e presas consumidos (Tabela 1B e Figura 2B - Apêndice B).



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

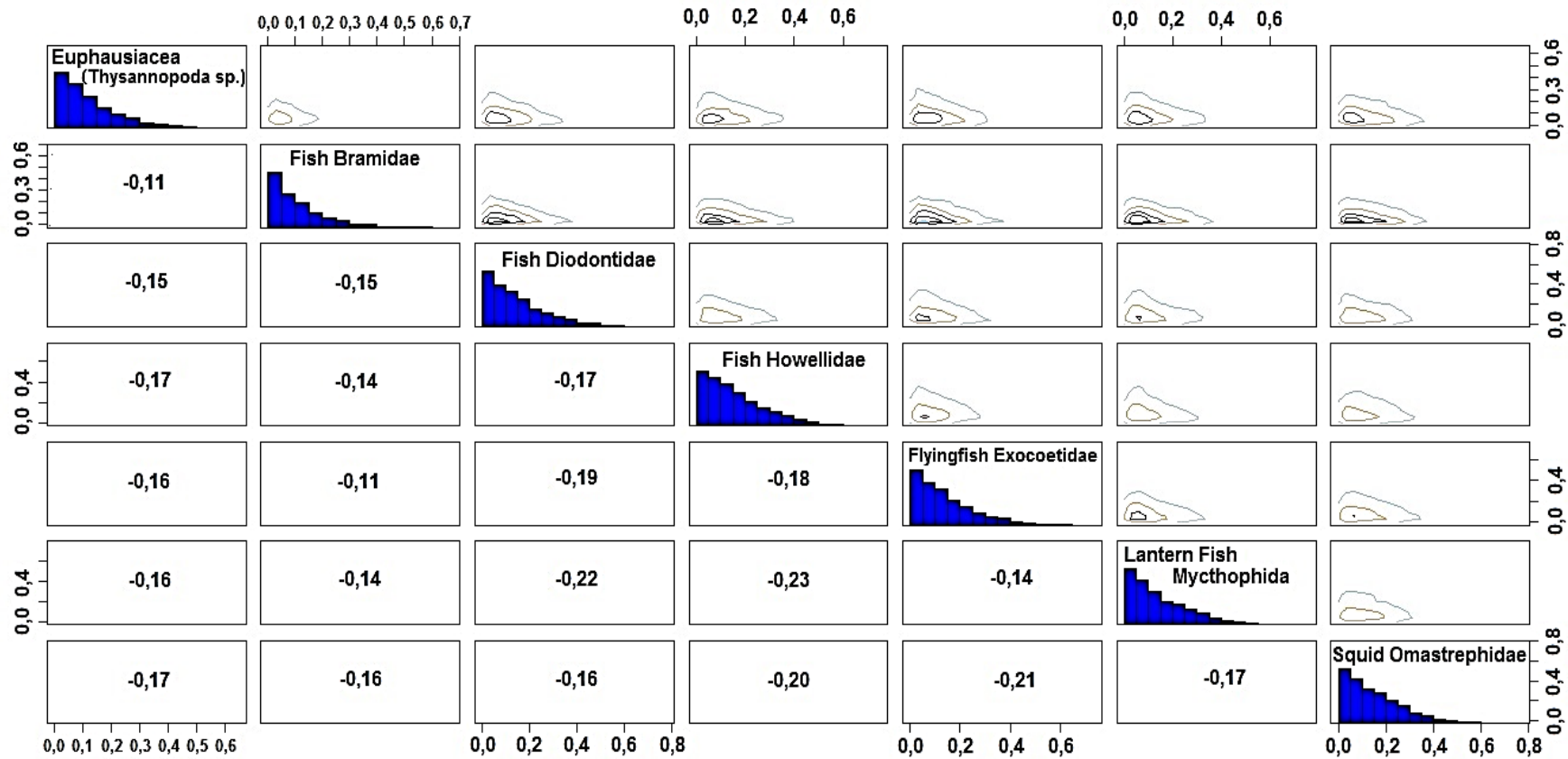
Figura 3 - Taxas de contribuição relativa dos itens alimentares que compõem a dieta de *Thunnus obesus* e *T. albacares* capturados no Atlântico Oeste Equatorial. Letras diferentes mostram diferenças significativas pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney U Test.

As correlações entre os grupos de táxons que compõem a dieta dos atuns não sugerem padrões proporcionais de consumo quanto aos itens predados. Isto porque as correlações não indicaram combinações significativas entre as proporções dos itens alimentares apresentados na matriz de correlação para *T. albacares* (Figura 4) e *T. obesus* (Figura 5).



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 4 - Relação das proporções gerais entre os itens alimentares que compõem as dietas dos exemplares de *Thunnus albacares* obtida no programa MixSIAR. Os gráficos na diagonal superior demonstram contornos relativos às proporções, na diagonal central podem ser observados histogramas, e na diagonal inferior demonstram as correlações entre as diferentes fontes.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 5 - Relação das proporções gerais entre os itens alimentares que compõem as dietas dos exemplares de *T. obesus* obtida no programa MixSIAR. Os gráficos na diagonal superior demonstram contornos relativos às proporções, na diagonal central podem ser observados histogramas, e na diagonal inferior demonstram as correlações entre as diferentes fontes.

6.7.2 Concentrações de Hg nas presas e itens alimentares

Os peixes foram as presas mais consumidas pelos atuns *Thunnus albacares* e *T. obesus*. O item alimentar com maior contaminação por Hg foram os peixes da família Bramidae, porém apresentou as menores taxas de contribuição relativa para as duas espécies de atuns. Os peixes Exocoetidae foram o segundo grupo com concentrações elevadas de Hg total, mas com taxas de contribuição mais acentuada quando comparado aos peixes Bramidae.

Entre os grupos distintos de táxons predados, os peixes Howellidae e as lulas Ommastrephidae foram os itens alimentares e presas que contribuíram majoritariamente, para ambas as espécies de atuns. Esses itens tiveram relativamente elevadas concentrações de Hg. Em destaque, as lulas tiveram concentrações elevadas, muito embora tenham sido analisados apenas três exemplares. Verificamos as menores concentrações desse metal pesado nos 22 exemplares de *D. eydouxii*, para os dois exemplares de peixes da família Myctophidae e para os crustáceos da família Euphausidae (Tabela 5). Os peixes Myctophidae e Diodontidae tiveram contribuições alimentares significativas para as duas espécies de atuns. Apenas as taxas de contribuição de crustáceos Euphausidae e peixes Bramidae foram reduzidas.

Tabela 5 - Concentrações de Hg total ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso úmido) nos itens alimentares e presas de atuns do Oceano Atlântico Oeste Equatorial Brasileiro.

Item Alimentar	n°	Comprimento (cm)	Peso (g)	Hg ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w)	Forma de obtenção
Peixes Exocoetidae	17	20,3 ± 4,3	101,2 ± 42,2	58,4 ± 23,2	17 indivíduos capturados
Peixes Diodontidae	22	8,8 ± 0,6	21,2 ± 4,1	13,4 ± 4,4	21 indivíduos capturados e 1 exemplar oriundo de conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> (I - 84 - 11,1)*
Peixes Howellidae	15	7,1 ± 0,7	4,0 ± 0,6	38,6 ± 12,9	15 exemplares oriundos de conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> (M -122 -38,3)*
Peixes Bramidae	7	19,7 ± 7,9	113,2 ± 90,2	63,0 ± 48,4	1 indivíduo capturado; 2 exemplares oriundos de conteúdo estomacal de <i>T. obesus</i> (F -80-9,51)* e 4 exemplares oriundos de conteúdo estomacal de <i>T. albacares</i> (M-166-73,17)*

Peixes Myctophidae	2	7,0 ± 0,6	3,60 ± 1,0	21,4 ± 14,0	2 exemplares oriundos de conteúdo estomacal de um <i>T. obesus</i> (M -122 -38,3)*
Lulas Ommastrephidae	3	47,2 ± 10,9	287,2 ± 193,4	33,6 ± 20,3	3 indivíduos capturados
Crustáceos Euphausidae	2	-----	-----	32,9 ± 1,9	Cada amostra com 50 exemplares oriundos de conteúdo estomacal de um <i>T. albacares</i> (F-115,0 - 24,91)*

*Informações sobre o conteúdo estomacal do predador: (Sexo – Comprimento Furcal (cm) - Medida de Peso Corporal (kg)). Sexo: I = Indefinido, pois os animais já se encontravam eviscerados; F= sexo feminino; M= sexo masculino. Fonte: Elaborado pela autora (2020).

6.7.3 Determinação do índice de risco (HQ)

Quanto ao coeficiente de risco a exposição diária de populações humanas ao consumo de atum, os valores obtidos foram inferiores ao fator de referência (HQ<1.0). O índice de risco associado à ingestão de *T. albacares* foi de 0,172 (baseado em concentrações que variaram de 48 a 500 ng.g⁻¹). Por sua vez, o índice de risco associado à ingestão de *T. obesus* foi de 0,590 (baseado em concentrações que variaram de 95,4 a 1.748,1 ng.g⁻¹). Esses índices foram calculados com base nas pesquisas realizadas por Goyanna (2016).

6.8 DISCUSSÃO

6.8.1 Concentrações de Hg em presas e itens alimentares

As modelagens utilizando as cadeias de markov para determinar a contribuição relativa dos itens predados por *T. albacares* e *T. obesus*, foram confiáveis. Isto porque o fator de redução de escala determinado para as variáveis na modelagem de cada espécie esteve de acordo com os valores propostos (0 > 1,01; 0 > 1,05; e 0 > 1,1) no teste de convergência de Gelman-Rubin (1992; 2014). Desse modo, as taxas de contribuição relativa estimadas pelo modelo bayesiano puderam ser relacionadas com as concentrações da carga de Hg nos itens predados.

O grupo de presas predominante na alimentação das duas espécies de atuns é o dos peixes. Dentre os peixes que servem de presas para os atuns, os que possuem maior concentração de Hg são os Bramidae, principalmente *Brama brama*. Esta espécie realiza migrações sazonais em pequenos cardumes (AKYOL & ULAS, 2019) e ocorre entre 200

m (MCMILLAN et al., 2011) a 1000 m de profundidade (SMITH, 1986; BIANCHI et al., 1990). Estes peixes são predadores oportunistas de peixes pequenos, cefalópodes, anfípodes e euphausídeos (HAEDRICH, 2016; AKYOL & ULAS, 2019) e sua dieta muda ao longo de sua rota migratória (QUINZÁN et al., 2016). A alimentação predatória e oportunista dessa espécie pode justificar a relativamente elevada concentração de Hg total nesses peixes. Portanto, os peixes *B. brama* se trata de uma potencial fonte de contaminação de Hg total para as espécies de *T. albacares* e *T. obesus*, mesmo contribuindo com as menores taxas de contribuição relativa na dieta destes atuns. Vale destacar também que os peixes *B. brama* também podem ser consumidos por populações humanas diretamente e, desse modo, podem ocasionar riscos de contaminação de Hg. Por exemplo, a concentração de Hg de *B. brama* de uma área potencialmente impactada por esgoto doméstico ao largo da Índia (DESHPANDE et al., 2009) é comparável com a concentração desta espécie na área de estudo, no Atlântico Oeste Equatorial (Tabela 6).

Ainda entre peixes que são presas e itens na dieta de *T. albacares* e *T. obesus*, *H. affinis* também tem relativamente elevada concentração de Hg total. Embora a concentração de Hg desta espécie no Atlântico Oeste Equatorial seja menor em comparação a concentração de Hg na população ao largo de Barbados, no Caribe (DRESCHER et al., 2014) ela ainda é superior a outras espécies de Exocoetidae (Tabela 6). De fato, a concentração de Hg de *H. affinis* no Atlântico Oeste Equatorial é próxima da concentração em *B. brama*. Isto surpreende pelo fato de que *B. brama* é um predador mesopelágico e oportunista, ao passo que o *H. affinis* é um predador pelágico e generalista. A dieta de *H. affinis* inclui zooplâncton, macróplâncton, decápodes larvais, copépodes, moluscos, salpas, sifonóforos (LEWIS et al., 1962; LONGHURST & PAULY, 2007; DANTAS NETO, 2017) larvas de peixes, inclusive pós-larvas do próprio peixe voador (LONGHURST & PAULY, 2007; DANTAS NETO, 2017) e pequenos peixes (e.g., LEWIS et al 1962; GORELOVA & GRUDTSEV, 1987; COLLETTE et al 2015). É provável que *H. affinis* seja uma importante fonte de contaminação por Hg de *T. albacares* e *T. obesus*, levando-se em conta que *H. affinis* tem uma considerável contribuição relativa na dieta destas espécies de atuns.

Uma outra fonte importante de Hg total em *T. albacares* e *T. obesus* do Atlântico Oeste Equatorial são os crustáceos euphausídeos. Por exemplo, as concentrações de Hg total dos euphausídeos foram maiores que as de algumas espécies de peixes da região (e.g., peixes Diodontidae e Mychtophidae). Comparando-se com outras regiões, os crustáceos euphausídeos do Atlântico Oeste Equatorial têm concentrações de Hg total

(amostras em massa - alíquota amostral de 50 exemplares por amostra, oriundos de conteúdo estomacal) maiores do que o Krill Antártico (amostras em massa – alíquota com 15 - 20 exemplares capturados) (SONTAG et al., 2019) e do que as espécies do Oceano Índico (amostras em massa de organismos capturados e de conteúdo estomacal - alíquotas variando de 15 - 90 exemplares) (CIPRO et al., 2018) (Tabela 6). Conhecer as concentrações de Hg total nos crustáceos euphausídeos permite compreender aspectos da transferência deste poluente nas cadeias alimentares. Estes crustáceos são herbívoros (YOUNG et al., 2015) que dominam sistemas com alta contribuição de microfitoplâncton (e.g., BEAUGRAND et al., 2008, 2009; CONVERSI et al., 2009; CONVERSI et al., 2010; YOUNG et al., 2015) e são adaptados para se alimentar de diatomáceas (FORTIER et al., 1994).

Os euphausídeos são componentes-chave das comunidades epipelágica e mesopelágica (YOUNG & BLABER, 1986; ESPINOZA et al., 2009) e, portanto, essa predação se torna uma etapa essencial na conversão da produtividade primária em biomassa predadora (YOUNG et al., 2015). Esse é o caso especialmente pelo fato de a costa equatorial brasileira se tratar de uma área altamente oligotrófica (ONU, 2016). Crustáceos euphausídeos do Atlântico Oeste Equatorial podem, a longo prazo, ser responsáveis por parte da biomagnificação na região. Sabe-se que eles são predados por peixes mictofídeos (YOUNG & BLABER, 1986; ESPINOZA et al., 2009), grupo que inclui presas do *T. albacares* e *T. obesus* no Atlântico Oeste Equatorial (presente estudo). Por exemplo, as concentrações de T-Hg no músculo de oito espécies de mictofídeos da região do Mar da Escócia, no Oceano Antártico, por exemplo, tiveram concentrações de Hg (SECO et al., 2020) semelhante às reportadas para *B. suborbitale* e *M. nitidulum* do Atlântico Oeste Equatorial (Tabela 6).

Um outro item alimentar que tem uma das maiores contribuições gerais na alimentação dos atuns é *H. atlantica*, esse item alimentar também teve concentrações relativamente elevadas de Hg. Esta espécie é da família Howellidae e é mesopelágica (RICHARDS & LARA, 2005). *H. atlantica* atinge comprimento máximo de 11 cm. Juvenis são encontrados em 26 a 300 m em regiões epi e mesopelágicas, com adultos que ocorrem perto do fundo entre 275 a 2.200 m; mas migram para perto da superfície à noite. Provavelmente se alimentam de zooplâncton, principalmente de copépodes (HEEMSTRA, 2016). Possivelmente a concentração elevada de Hg, ocorra em função da alimentação e pelas maiores profundidades de ocorrência que foram reportadas para esta espécie.

Os cefalópodes (lulas) Ommastrephidae também tiveram concentrações relativamente elevadas de Hg na região. Este é o segundo mais importante grupo de organismos em termos de contribuições gerais na alimentação dos atuns na região. Os cefalópodes da família Ommastrephidae habitam as águas da plataforma, da encosta e do oceano aberto, desde a superfície até profundidades de 2.000 m. Além das longas migrações verticais diárias, as lulas da família Ommastrephidae também são caracterizadas por migrações horizontais sazonais ontogenéticas, ambas paralelas à costa, com até 1.000 a 1.500 milhas e migrações perpendiculares (batimétricas) de 10 a 50 milhas e até 150 milhas no mar (ROPER et al., 2010). De um geral, os cefalópodes são uma presa importante para muitos predadores de topo como peixes, tubarões e mamíferos marinhos (YOUNG et al., 2013). A maioria dos cefalópodes apresenta hábito alimentar estritamente carnívoro (VASKE JR & COSTA, 2011). As lulas se alimentam principalmente de peixes-lanterna (PARRY, 2006) e, portanto, desempenham um papel relevante na conversão da enorme biomassa de pequenos peixes do micronécton em presas mais adequadas a uma variedade de predadores de topo (YOUNG et al., 2015). A grande variação espacial explorada por estes animais em suas rotas de migração, somado a um hábito alimentar estritamente carnívoro possibilitam que este grupo tenha acesso a locais contaminados e a uma diversidade de presas com elevadas cargas de Hg. Isso pode ser observado nas concentrações reportadas para *Sthenoteuthis pteropus* (Ommastrephidae) do Atlântico Tropical Oriental (LISCHKA et al., 2018) que apresentaram algumas concentrações similares às reportadas aos exemplares de lulas Ommastrephidae do Atlântico Oeste Equatorial. Estes por sua vez tiveram concentrações maiores para aquelas reportadas para exemplares de *Uroteuthis chinensis* do Mar da China Meridional Ocidental e exemplares do Oceano Índico Oriental (WANG et al., 2018).

Tabela 6 – Médias (\pm Desvio padrão) das concentrações de Hg total em táxons de presas de peixes marinhos, com base na literatura científica.

Família	Espécie	Nome comum	Forma de obtenção e/ou local e região de captura	Hg total (ng.g ⁻¹ w.w.)	Fonte
Euphausedeae	<i>Tysanopoda</i> sp.	Krill	Conteúdo estomacal de atuns capturados no Atlântico Oeste Equatorial	32,97 \pm 1,90 (variação de 30,72 - 34,79)	Presente estudo
Euphausedeae	<i>E. superba</i> (Juvenis)	Antarctic krill	Na plataforma continental a Oeste da ilha de Anvers (Transecção do Norte - Oeste da Península Antártica)	1,88 a 4,66 (7,85 a 19,4 ng. g ⁻¹ dry wt)	Sontag et al., 2019*
Euphausedeae	<i>E. superba</i> (Adultos)	Antarctic krill	Na plataforma continental a Oeste da ilha de Anvers (Transecção do Norte - Oeste da Península Antártica)	0,96 a 3,02 (4,04 a 12,6 ng. g ⁻¹ dry wt)	Sontag et al., 2019*
Euphausedeae	<i>E. superba</i> (Juvenis)	Antarctic krill	Próximo da borda de gelo marinho no Sul (Transecção do Sul - Oeste da Península Antártica)	1,74 e 1,89 (7,25 e 7,88 ng. g ⁻¹ dry wt)	Sontag et al., 2019*
Euphausedeae	<i>E. superba</i> (Adultos)	Antarctic krill	Próximo da borda de gelo marinho no Sul (Transecção do Sul - Oeste da Península Antártica)	0,48 a 2,18 (2,0 a 9,1 ng. g ⁻¹ dry wt)	Sontag et al., 2019*
Euphausedeae	<i>Euphausia frigida</i>	-----	Ilhas de Kerguelen, sul do Oceano Índico	0,005 \pm 0,0 (0,02 \pm 0,00; 0,021–0,025 ng. g ⁻¹ dry wt)	Cipro et al., 2018*
Euphausedeae	<i>Euphausia triacantha</i>	-----	Ilhas de Kerguelen, sul do Oceano Índico	0,008 \pm 0,01	Cipro et al., 2018*

				(0,036 ± 0,006; 0,029 – 0,041 ng. g ⁻¹ dry wt)	
Euphausedae	<i>Euphausia vallentini</i> (small)	-----	Ilhas de Kerguelen, sul do Oceano Índico	0,01 ± 0,00 (0,042 ± 0,003; 0,039 – 0,045 ng. g ⁻¹ dry wt)	Cipro et al., 2018*
Euphausedae	<i>E. vallentini</i> (large)	-----	Ilhas de Kerguelen, sul do Oceano Índico	0,004 ± 0,00 (0,017 ± 0,001; 0,016–0,018 ng. g-1 dry wt)	Cipro et al., 2018*
Euphausedae	<i>Thysanoessa</i> sp.	-----	Ilhas de Kerguelen, sul do Oceano Índico	0,01 ± 0,00 (0,067 ± 0,031; 0,024–0,125 ng. g-1 dry wt)	Cipro et al., 2018*
Diodontidae	<i>Diodon eydouxii</i>	Porcupinefish	22 exemplares capturados (sendo 1 oriundo de conteúdo estomacal) no Atlântico Oeste Equatorial	13,47 ± 4,48 (variação de 7,79 - 21,14)	Presente estudo
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i>	Porcupinefish	Obtidos por análise de conteúdo estomacal de <i>Coryphaena hippurus</i> em dois locais no sudeste do Golfo da Califórnia	20,0 ± 0,0 (0,02 ± 0,00 µg/g w.w)	Bergés-Tiznado et al., 2019*
Exocoetidae	<i>Hirundichthys affinis</i>	Flying fish	17 exemplares capturados no Atlântico Oeste Equatorial	58,43 ± 23,15 (variação de 12 - 83,3)	Presente estudo
Exocoetidae	<i>Hirundichthys affinis</i>	Flying fish	Barbados	110 ± 90 (variação de 40 – 350) (0,11 ± 0,09 µg.g-1 w.w. variação de 0,04 – 0,35 µg.g-1 w.w)**	Drescher et al., 2014
Exocoetidae	<i>Cypselurus heterurus</i>	Flying fish	Bermudas	35 ± 16 (variação de 25–57 ng) (0,035 ± 0,016, variação de 0,025 – 0,057 µg.g ⁻¹ w.w)**	Dewailly et al., 2008
Exocoetidae	<i>Exocoetus volitans</i>	Flying fish	Mar da China Meridional Occidental	8,81 ± 4,12	Wang et al., 2018*

				(36,72 ± 17,18 ng.g ⁻¹ dry.w)	
Exocoetidae	<i>E. volitans</i>	Flying fish	Área marítima do sul de Hainan	18,52 ± 2,49 (77,17 ± 10,36 ng.g ⁻¹ dry.w)	Wang et al., 2018*
Exocoetidae	<i>E. volitans</i>	Flying fish	Oceano Índico Oriental	10,73 ± 4,62 (44,72 ± 19,25 ng.g ⁻¹ dry.w)	Wang et al., 2018*
Myctophidae	<i>Benthoosema suborbitale</i> e <i>Myctophum nitidulum</i>	Lanternfish	2 exemplares oriundos de conteúdo estomacal de atuns capturados no Atlântico Oeste Equatorial	21,41 ± 14,08 (variação de 7,92-33,75)	Presente estudo
Myctophidae	<i>Electrona antarctica</i> <i>Electrona carlsbergi</i> <i>Gymnoscopelus braueri</i> <i>Gymnoscopelus nicholsi</i> <i>Gymnoscopelus opisthopterus</i> <i>Gymnoscopelus fraseri</i> <i>Krefflichthys anderssoni</i> <i>Protomyctophum bolini</i>	Lanternfish	Mictofídeos coletados no Mar da Escócia, no Oceano Antártico	24 ± 9,6 a 79,2 ± 33,6 (valores variaram de 0,10 ± 0,04 a 0,33 ± 0,14 µg g ⁻¹ dry.w)**	Seco et al., 2020*
Howellidae	<i>Howella atlântica</i>	Basslets	15 exemplares oriundos de conteúdo estomacal de atuns capturados no Atlântico Oeste Equatorial	38,67 ± 12,91 (variação de 24,09 - 69,92)	Presente estudo
Omastrephidae	_____	Flying squid	3 exemplares capturados no Atlântico Oeste Equatorial	33,65 ± 20,35 (variação de 13,68 -71,31)	Presente estudo
Omastrephidae	<i>Sthenoteuthis pteropus</i>	Flying squid	As amostras foram obtidas em torno da República de Cabo Verde no Atlântico tropical oriental (ETA) (12–18 °N	36 a 283,2 (As concentrações de Hg variaram entre 0,15 e 1,18 µg g ⁻¹ dry w. entre os três tipos de tecido (glândula digestiva,	Lischka et al., 2018*

			e 20–24 °W) e incluiu sete diferentes estações de amostragem	massa bucal e no tecido do manto)**	
Loliginidae	<i>Uroteuthis chinensis</i>	Mitre squid	Mar da China Meridional Ocidental	18,54 ± 9,23 (77,25 ± 38,44 ng.g ⁻¹ dry.w)	Wang et al., 2018*
Loliginidae	<i>U. chinensis</i>	Mitre squid	Oceano Índico Oriental	27,87 ± 13,56 (116,15 ± 56,52 ng.g ⁻¹ dry.w)	Wang et al., 2018*
Bramidae	<i>Brama brama</i>	Promfet	7 exemplares (sendo 6 oriundos de conteúdo estomacal e 1 capturado) oriundos do Atlântico Oeste Equatorial	63,06 ± 48,43 (variação de 12,16 -132,59)	Presente estudo
Bramidae	<i>B. brama</i>	Promfet	Peixes obtidos em quatro docas na cidade de Mumbai (Índia)	Versova - 240,0 (1,0 µg. g ⁻¹ dry w)** Sassoon - 10,08 (0,042 µg. g ⁻¹ dry w)** Navi Mumbai - 9,36 (0,039 µg. g ⁻¹ dry w)** Mazgaon - 20,4 (0,085 µg. g ⁻¹ dry w)**	Deshpande et al., 2009*

Fonte: Elaborado pela autora com base na literatura mencionada (2020). Legenda: *Concentrações originalmente analisadas em peso seco, foram convertidas com cálculo ($\times 0,24$) para base de peso úmido (w.w.) para melhor direcionar as comparações com os resultados do presente estudo;** Concentrações originalmente analisadas em µg. g⁻¹ w.w, foram convertidas com cálculo para unidade de ng.g⁻¹ w.w (1µg = 1000 ng)) para melhor direcionar as comparações com os resultados do presente estudo.

6.8.2 Índice de risco (HQ): Contaminação de Hg nos atuns

O presente estudo evidenciou sobre as concentrações de Hg nas presas e nos itens alimentares dos atuns. As concentrações de Hg nos atuns *T. albacares* e *T. obesus* do Atlântico Oeste Equatorial foram inferiores ao limite estabelecido pela legislação Brasileira para o consumo humano (GOYANNA, 2016; LACERDA et al., 2016; 2017). Determinamos o índice de risco (HQ) para as concentrações reportadas para estas espécies. O índice de risco (HQ) calculado no presente estudo (com base em LACERDA et al., 2017) apresentou índices de 0,172 para *T. albacares* e de 0,590 para *T. obesus*, ambos inferiores ao fator de referência ($HQ < 1$) e sugerem que, o consumo de ambas as espécies não causa efeitos adversos para populações humanas. Independente do grau de risco sugerido pelos índices de riscos determinados, cabe destacar que *T. obesus* traz um risco de consumo três vezes maior do que *T. albacares*. Isto possivelmente se deve a diferenças entre estas espécies devido a sua biologia e ecologia, especialmente quanto ao comportamento e hábito alimentar de cada espécie.

T. albacares se trata de uma espécie migratória, sazonal em movimento, que forrageia em águas superficiais (e.g., VASKE Jr et al., 2003; LACERDA et al., 2017) e é descrita como mais suscetível a associar-se aos dispositivos atratores de peixes à deriva (BROCK, 1985; HOLLAND et al., 2003; JAQUEMET et al., 2011; SILVA et al., 2019a; 2019b). Já *T. obesus* se trata de uma espécie fortemente migratória e que explora regiões mais profundas para alimentação (GRAHAM & DICKSON, 2001, 2004; SCHAEFER & FULLER, 2002; CHOY et al., 2009; SCHAEFER & FULLER, 2010; LACERDA et al., 2017; SILVA et al., 2019a; 2019b; AOKI et al., 2020). *T. obesus* também realiza movimentos verticais com padrão de “U sucessivo”, permanecendo em águas profundas durante o dia e próximo à superfície à noite, como parte de sua estratégia fisiológica ou biótica (BRILL et al., 2005; VASKE JR et al., 2012). Desse modo, como a migração geralmente é impulsionada por necessidades biológicas, como a reprodução e alimentação (QUINZAN et al., 2016) a capacidade de espelhar os movimentos de uma presa que migra verticalmente confere vantagens seletivas para *T. obesus* (BRILL et al., 1999, 2005) e justifica a possibilidade de integrar em sua alimentação um número elevado de presas de maiores profundidades, especialmente peixes mesopelágicos.

Percebemos, que as diferenças observadas no comportamento, ocorrência e profundidade de forrageio estão, de fato, associadas às variações nas concentrações de Hg entre as duas espécies de atuns (*T. albacares* e *T. obesus*) do Atlântico Oeste Equatorial (e.g., LACERDA et al., 2017). O que justifica as concentrações mais elevadas de mercúrio acumuladas pelo processo de biomagnificação para a espécie *T. obesus* quando comparada a *T. albacares* (e.g., PETERSON et al 1973; BOUSH & THIELEKE, 1983; FERRISS &

ESSINGTON, 2011; GOYANNA, 2016; LACERDA et al., 2016, 2017). Tais concentrações de mercúrio na biota respondem a mudanças nas entradas de mercúrio no oceano, pois em mar aberto, o mercúrio da deposição atmosférica pode ser transformado na camada mista da superfície e na pycnoclina para metilmercúrio, que se bioacumula nas redes alimentares (DREVNICK & BROOKS, 2017). À medida que o MeHg biomagnifica ao longo das cadeias alimentares, as espécies predadoras de vida longa estão sob alto risco de toxicidade. Desse modo, os predadores que se alimentam de presas mesopelágicas estão provavelmente em maior risco do que os que se alimentam de epipelágicos (SECO et al., 2020).

Um estudo sobre a influência da profundidade nos níveis de mercúrio em peixes pelágicos e suas presas realizado na região central do Oceano Pacífico Norte mostrou uma maior contribuição relativa de presas com habitats mais profundos e com maiores concentrações de mercúrio em predadores que exploravam maiores profundidades em comparação aos que forrageavam em profundidades rasas. Desse modo, as diferenças verticais nos comportamentos de forrageamento ao longo da vida de um predador pelágico são diretamente responsáveis pelas cargas de mercúrio (CHOY et al., 2009). De acordo com estes autores, consequentemente, a principal fonte de metilmercúrio em mar aberto é proveniente da coluna de águas profundas e não é exportada de regiões costeiras ou da zona eufótica.

As distinções no comportamento vertical da alimentação, devido à diferença na profundidade da termoclina, poderiam explicar diferenças inter e intraespecíficas na dieta dos atuns em distâncias relativamente curtas (OLSON et al., 2010; WILLIAMS et al., 2015). Assim como estimativas mais elevadas da posição trófica dos atuns em profundidades maiores da termoclina (HOUSSARD et al., 2017; 2019). No oceano Pacífico Central e Ocidental, por exemplo, o habitat vertical do *T. obesus* foi mais profundo nas latitudes do sul do que no equador. Desse modo, a profundidade da termoclina é relevante na influência da dieta dos atuns tropicais, o que afeta sua vulnerabilidade à pesca e pode ser alterado pelas mudanças climáticas (HOUSSARD et al., 2017). Ao se aplicar um modelo de distribuição de mercúrio em atuns do Oceano Pacífico Central e Ocidental, foi observado que as concentrações de mercúrio são enriquecidas nas latitudes ao sul (10°S - 20°S) em relação ao equador (0° - 10°S) para cada espécie de atum estudado (para *T. albacares*, *T. obesus* e *Thunnus alalunga*) com o *T. obesus* exibindo os gradientes espaciais mais fortes (HOUSSARD et al., 2019).

6.9 CONCLUSÕES

Sobre as taxas de contribuição relativa e cargas de Hg total nos itens alimentares de atuns *Thunnus albacares* e *Thunnus obesus* da região oceânica do Atlântico Oeste Equatorial, pode-se concluir que:

I - Os itens alimentares com maior contribuição relativa na dieta dos atuns são também os itens com maiores concentrações de Hg total (e.g., peixes Exocoetidae e Howellidae e lulas Omastrephidae).

II - O consumo de atuns do Atlântico Oeste Equatorial por parte de populações humanas não traz risco de efeitos adversos.

REFERÊNCIAS

ADAIR, M. B.; COBB, G. P. Improved preparation of small biological samples for mercury analysis using cold vapor atomic absorption spectroscopy. **Chemosphere**, v.38, p.2951-2958, 1999.

AKYOL, O.; ULAŞ A. Occurrence of the Atlantic pomfret, *Brama brama* (Bonnaterre, 1788) (Perciformes: Bramidae) in the Aegean Sea (Sığacık Bay, Turkey). **Aquatic Research**, 2(1), 32-35. 2019. doi: <https://doi.org/10.3153/AR19004>.

AOKI, Y.; AOKI, A.; OHTA, I.; KITAGAWA, T. Physiological and behavioural thermoregulation of juvenile yellowfin tuna *Thunnus albacares* in subtropical waters. **Marine Biology** (2020) 167:71. doi: <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03679-w>.

BERGÉS-TIZNADO, M. E.; MÁRQUEZ-FARÍAS, J. F.; OSUNA-MARTÍNEZ, C. C.; TORRES-ROJAS, Y. E.; GALVÁN-MAGAÑA, F.; PÁEZ-OSUNA, F. Patterns of mercury and selenium in tissues and stomach contents of the dolphinfish *Coryphaena hippurus* from the SE Gulf of California, Mexico: Concentrations, biomagnification and dietary intake. **Marine Pollution Bulletin**. 138. 84–92. 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.023>.

BCS. **Human health risk assessment of mercury in fish and health benefits of fish consumption**. Bureau of Chemical Safety, Food Directorate, Health Products and Food Branch, 76p. Ontario, 2007. https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/fn-an/alt_formats/hpfb-dgpsa/pdf/nutrition/merc_fish_poisson-eng.pdf. Assessed: 26 December, 2018.

BEAUGRAND, G.; EDWARDS, M.; BRANDER, K.; LUCZAK, C.; IBANEZ, F. Causes and projections of abrupt climate-driven ecosystem shifts in the North Atlantic. **Ecol. Lett.** 11,1157. 2008.

BEAUGRAND, G., LUCZAK, C., EDWARDS, M. Rapid biogeographical plankton shifts in the North Atlantic Ocean. **Global Change Biol.** 15,1790–1803. 2009.

BEZERRA, M.F.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E.; FRANCO, M.A.L.; ALMEIDA, M.G.; MACÊDO, G.R.; PIRES, T.T.; ROSTÁN, G.; LOPEZ, G.G. Food preferences and Hg distribution in *Chelonia mydas* assessed by stable isotopes. **Environmental Pollution**. v.206, p.236-246, 2015.

- BIANCHI, G.; CARPENTER, K. E.; ROUX, J. P.; MOLLOY, F. J.; BOYER, D.; BOYER, H. J. **FAO species identification guide for fishery purposes**. Field guide to the living marine resources of Namibia. FAO, Rome. 265 p. 1999.
- BODEN, B. P.; BRINTON, E. The euphausiid crustaceans *Thysanopoda aequalis* Hansen and *Thysanopoda subaequalis* Boden, their taxonomy and distribution in the Pacific. **Limnol. Oceanogr.**, 2: 337-341. 1957.
- BOECKLEN, W. J.; YARNES, C. T.; COOK, B. A.; JAMES, A. C. On the use of stable isotopes of trophic ecology. **Annual Review of Ecology and Evolution and Systematics**, 42:411-440. 2011.
- BOUSH, G. M.; THIELEKE, JR. Total Mercury Content in Yellowfin and Bigeye Tuna. **Bull Environ Contam Toxicol.** 30: 291-297. 1983.
- BRILL, R. W.; BLOCK, B. A.; BOGGS, C. H.; BIGELOW, K. A.; FREUND, E. V.; MARCINEK, D. J. Horizontal movements and depth distribution of large adult yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) near the Hawaiian Islands, recorded using ultrasonic telemetry: implications for the physiological ecology of pelagic fishes. **Mar. Biol.**, v.133: p. 395-408, 1999.
- BRILL, R. W.; BIGELOW, K. A.; MUSYL, M. K. FRITSCHES, K. A.; WARRANT, E. J. Bigeye tuna (*Thunnus obesus*), behaviour and physiology and their relevance to the stock, assessment and fishery biology. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT** v. 57, n. 2, p.142-161, 2005.
- BRINTON, E. *Thysanopoda spinicaudata*, a new bathypelagic giant euphausiids crustacean, with comparative notes on *T. cornuta* and *T. egregia*. **J. Wash. Acad. Sci.**, 43: 408-412. 1953.
- BROCK, R. E. Preliminary study of the feeding habits of pelagic Fish around Hawaiian fish aggregation devices or can fish aggregation devices enhance local fisheries productivity? **Bulletin of Marine Science**, 37(1): 40-49, 1985.
- CALDARA, F. R.; DUCATTI, C.; BERTO, D. A.; DENADAI, J. C.; GARCIA, R. G.; FERREIRA, V. M. O. S. Glutamina e turnover do carbono da mucosa intestinal de leitões desmamados. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.39, n.12, p.2664-2669. 2010.
- CAUT, S.; ANGULO, E. & COURCHAMP, F. Variation in discrimination factors ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. **Journal of Applied Ecology**. 46, 443–453. 2009.
- CARVALHO-FILHO, A.; MARCOVALDI, G.; SAMPAIO, C. L. S.; PAIVA, M. I. G.; DUARTE, L. A. G. First report of rare pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian waters, with a key to Western Atlantic species. **Zootaxa**, v. 2290, n. 1, p. 1-26, 2009.
- CIPRO, C. V. Z.; CHEREL, Y.; BOCHER, P.; CAURANT, F.; MIRAMAND, P.; BUSTAMANTE, P. Trace elements in invertebrates and fish from Kerguelen waters, southern Indian Ocean. **Polar Biol.** 41:175–191. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00300-017-2180-6>. 2018.
- CHOY, C. A.; POPP, B. N.; KANEKOC, J. J.; DRAZENA, J. C. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. **Proc Natl Acad Sci.** 106:13865–13869. 2009.
- CHOUVELON, T.; CAURANT, F.; CHEREL, Y.; SIMON-BOUHET, B.; SPITZ, J.; BUSTAMANTE, P. Species- and size-related patterns in stable isotopes and mercury concentrations in fish help refine marine ecosystem indicators and provide evidence for distinct management units for hake in the Northeast Atlantic. **Journal of Marine Science Advance**

Access, ICES Journal of Marine Science, Volume 71, Issue 5. Pages 1073-1087. August 2014. doi: 10.1093/icesjms/fst199.

COLLETTE, B.; SINGH-RENTON, S.; PINA AMARGOS, F.; MARECHAL, J.; DOOLEY, J.; AIKEN, K. A.; KISHORE, R.; OXENFORD, H.; ROBERTSON, R. *Hirundichthys affinis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**: e.T13487740A15603395. 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T13487740A15603395.en>.

CONVERSI, A.; PELUSO, T.; FONDA-UMANI, S. Gulf of Trieste: A changing ecosystem. **J.Geophys.Res.** 114,C03S90. 2009.

CONVERSI, A.; FONDAUMANI, S.; PELUSO, T.; MOLINERO, J. C.; SANTOJANNI, A.; EDWARDS, M. The Mediterranean Sea regime shift at the end of the 1980s, and intriguing parallelisms with other European basins. **PLoS ONE** 5, e10633. 2010.

CRADDOCK, J. E. Myctophidae. Lanternfishes. *In*: CARPENTER, K. E. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. **Rome: FAO**. 2pp. 601-1374. 2002. ISSN 1020-6868.

DANTAS NETO, A. B. Alimentação do peixe-voador *Hirundichthys affinis* (Gunther, 1866), no Atlântico Sudoeste Tropical. **Dissertação** (Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal Rural do Semi-árido. 41 f. 2017.

DESHPANDE, A.; BHENDIGERI, S.; SHIRSEKAR, T.; DHAWARE, D.; KHANDEKAR, R. N. Analysis of heavy metals in marine fish from Mumbai Docks. **Environ Monit Assess.** 159:493–500. doi: 10.1007/s10661-008-0645-3. 2009.

DEWAILLY, E.; ROUJA, P.; DALLAIRE, R.; PEREG, D.; TUCKER, T.; WARD, J.; WEBER, J. P.; MAGUIRE, J. S.; JULIEN, P. Balancing the risks and the benefits of local fish consumption in Bermuda. **Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess.** 25:1328–38. 2008.

DOMI, N.; BOUQUEGNEAU, J. M.; DAS, K.; Feeding ecology of five commercial shark species of the Celtic Sea through stable isotope and trace metal analysis. **Marine Environmental Research.** 60(5), p.551–569. 2005.

DRESCHER, O.; DEWAILLY, E.; SANDY, L.; FORDE, M. Mercury Levels in Barbadian Fisher Folk and Commonly Caught Fish Species. **Human and Ecological Risk Assessment**, 20: 995–1007, 2014. ISSN: 1080-7039print/1549-7860 online. doi: 10.1080/10807039.2013.798146.

DREVNICK, P. E.; LAMBORG, C. H.; HORGAN, M. J. Increase in mercury in pacific yellowfin tuna. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 34, No. 4, pp. 931–934, 2015.

DREVNICK, P. E.; BROOK, B. A. Mercury in tunas and blue marlin in the North Pacific Ocean. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 9999, No. 9999, pp. 1–10, 2017.

DUCATTI, C. Aplicação dos isótopos estáveis em aquicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.36, suplemento especial, p.01-10, 2007.

ESPINOZA, P.; BERTRAND, A.; VANDERLINGEN, C. D.; GARRIDO, S.; DEMENDIOLA, B. R. Diet of sardine (*Sardinops sagax*) in the northern Humboldt Current

system and comparison with the diets of clupeoids in this and other eastern boundary upwelling systems. **Prog.Oceanogr.**83,242–250. 2009.

FERREIRA, M. S.; MÁRSICO, E. T.; JUNIOR, A. N. M.; MANO, S. B.; CLEMENTE, S. C. S.; JUNIOR, C. A. C. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência Veterinária.** v. 19, n. 1, p. 50-58, jan./abr. 2012.

FERRISS, B. E.; ESSINGTON, T. E. Regional patterns in mercury and selenium concentrations of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean. **Can J Fish Aquat Sci.** 68: 2046-2056. 2011.

FORRESTER, C. R.; KETCHEN, K. S. Mercury content of spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the Strait of Georgia, British Columbia. **Journal of Fisheries Research Board of Canada,** 29, 1487– 1490. 1972.

FORTIER, L.; LEFÈVRE, J.; LEGENDRE, L. Export of biogenic carbon to fish and to the deep ocean: the role of large planktonic microphages. **J. PlanktonRes.**16,809–839. 1994.

FRANCO, M. A. L.; CARVALHO, M. C.; REZENDE, C. E. Revisão sobre o uso de ferramentas múltiplas em estudos tróficos de comunidade de peixes. **Neotropical Biology and Conservation.** 9(3):172-185, september-december. 2014.

GELMAN, A.; RUBIN, D. B. A single series from the Gibbs sampler provides a false sense of security. **In:** Bernardo, J.M., Berger, J.O., Dawid, A.P., Smith, A.F.M. (Eds.), Bayesian Statistics, Vol. 4. Oxford University Press, Oxford, pp. 625-631. 1992.

GELMAN, A.; CARLIN, J. B.; STERN, H. S.; DUNSON, D. B.; VEHTARI, A.; RUBIN, D. B. **Texts in Statistical Science Series. Bayesian Data Analysis.** Chapman & Hall/CRC editora. 3ª ed. 656 p. ISBN-13: 978-1-4398-9820-8 (eBook - PDF). 2014.

GUERRA, A.; GONZALEZ, A. F.; ROELEVELD, M.; JEREB, P. Cephalopods Ommastrephidae. Flying squids and arrow squids. **In:** Carpenter, K.E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 1: Introduction, crustaceans, chitons, and cephalopods. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, **Rome: FAO.** pp. 1–663. 2014. ISBN 978-92-5-106477-1 (print). E-ISBN 978-92-5-107847-1 (PDF).

GORELOVA, T. A.; GRUDTSEV M. E. Feeding of flying fish in the Atlantic Ocean. **Oceanology.** 27(3): 480-483. (In Russian, with English abstract). 1987.

GOYANNA, F. A. de A. Distribuição de Mercúrio em atuns (*Thunnus obesus* e *Thunnus albacares*) capturados no Oceânico Atlântico Oeste Equatorial. **Dissertação** (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais. Universidade Federal do Ceará – UFC. Instituto de Ciências do Mar -Labomar. 58 f. 2016.

GRAHAM, J. B.; DICKSON, K. A. Anatomical and physiological specializations for endothermy. **In:** Fish Physiology Vol. IXX, Academic Press, San Diego, 167-225. 2001.

GRAHAM, J. B.; DICKSON, K. A. Commentary. Tuna comparative physiology. **The Journal of Experimental Biology.** 207, 4015-4024. 2004. doi:10.1242/jeb.01267.

GUGLIELMO, L.; GRANATA, A.; GUGLIELMO, R. Class Malacostraca. Order Euphausiacea. Manual. **Revista IDE@ - SEA,** nº 86B (30-05-2015): 1–20. ISSN 2386-71831. Ibero Diversidad Entomológica @ccesible www.sea-entomologia.org/IDE@.

HAEDRICH, R. L. Perciformes: Percoidae: Bramidae. Pomfrets. *In*: Carpenter, K.E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 4: Bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and Sea turtles. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 2343–3124. ISSN 1020-6868. 2016.

HEEMSTRA, P. C. Howellidae. Pricklefishes. *In*: CARPENTER, K. E.; DE ANGELIS, N. The living marine resources of the eastern Central Atlantic volume 4 bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and sea turtles. **Rome: FAO**, 2016. ISSN 1020-6868.

HOLLAND, K.; GRUBBS, D.; GRAHAM, B.; ITANO, D.; DAGORN, L. The biology of FAD-associated tuna: temporal dynamics of association and feeding ecology. **16th Meeting of the Standing Committee on Tuna and Billfishes**. Yellowfin Research Group – SCTB 16, Queensland, Australia. 2003. Retrieved from: <http://www.spc.int/DigitalLibrary/Doc/FAME/Meetings/SCTB/16/YFT7.html>.

HOUSSARD, P.; LORRAIN, A.; TREMBLAY-BOYER, L.; ALLAIN, V.; GRAHAM, B. S.; MENKES, C. E.; PETHYBRIDGE, H.; COUTURIER, L. I. E.; POINT, D.; LEROY, B.; RECEVEUR, A.; HUNT, B. P.V.; VOUREY, E.; BONNET, S.; RODIER, M.; RAIMBAULT, P.; FEUNTEUN, E.; KUHNERT, P. M.; MUNARON, J.-M.; LEBRETON, B.; OTAKE, T.; LETOURNEUR, Y. Trophic position increases with thermocline depth in yellowfin and bigeye tuna across the Western and Central Pacific Ocean. **Progress in Oceanography**. 154. 49–63. 2017.

HOUSSARD, P.; POINT, D.; TREMBLAY-BOYER, L.; ALLAIN, V.; PETHYBRIDGE, H.; MASBOU, J.; FERRISS, B. E.; BAYA, P. A.; LAGANE, C.; MENKES, C. E.; LETOURNEUR, Y.; LORRAIN, A. A Model of Mercury Distribution in Tuna from the Western and Central Pacific Ocean: Influence of Physiology, Ecology and Environmental Factors. **Environmental Science & Technology**. 53, 3, 1422–1431. 2019. doi: 10.1021/acs.est.8b06058.

HULLEY, P. A.; PAXTON, J. R. Myctophidae. Lanternfishes. *In*: Carpenter, K. E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 1 (Elopiformes to Scorpaeniformes). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 1511–2342. 2016. ISSN 1020-6868.

HUXLEY, J. S.; TESSIER, G. Terminology of relative growth. **Nature**. 137, 780-781. 1936.

JAQUEMET, S.; POTIER, M.; MÉNARD, F. Do drifting and anchored Fish Aggregating Devices (FADs) similarly influence tuna feeding habits? A case study from the western Indian Ocean. **Fisheries Research**. Vol 107, Issues 1–3, 283-290. 2011.

LACERDA, L. D. de; BEZERRA, M. F.; COSTA, B. G. B.; BRAGA, T. M.; F. A. de A. GOYANNA, T. M. Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe market, Fortaleza, Ceará State, Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 49(1): 50 – 54. 2016.

LACERDA, L. D.; GOYANNA, F.; BEZERRA, M. F.; SILVA, G. B. Mercury Concentrations in Tuna (*Thunnus albacares* and *Thunnus obesus*) from the Brazilian Equatorial Atlantic Ocean. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 98:149–155. 2017. doi: 10.1007/s00128-016-2007-0.

LAST, P. R.; MOTOKI, M. Bramidae. **FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific**, v. 5, p. 2824-2836, 2001.

- LEAL, J. C. M.; DUBOIS, S.; ORVAIN, F.; GALOIS, R. M.; BLIN, J.-L.; ROPERT, M.; BATAILLÉ, M.-P.; OURRY, A.; LEFEBVRE, S. Stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) and modelling as tools to estimate the trophic ecology of cultivated oysters in two contrasting environments. **Marine Biology**. Vol. 153, Number 4: Pages 673- 688. 2008. doi: 10.1007/s00227-007-0841-7.
- LEAH, R.; EVANS, S.; JOHNSON, M. Mercury in muscle tissue of lesser-spotted dogfish (*Scyliorhinus caniculus* L.) from the north-east Irish Sea. **Science of the Total Environment**, 108(3), 215–224. 1991.
- LEIS, J. M. Systematics and zoogeography of the porcupine-fishes (Diodon, Diodontidae, Tetraodontiformes) with comments on egg and larval development. **Fishery Bulletin**, 76(3): 535-567. 1978.
- LEIS, J. M. Diodontidae. In The living marine resources of the western central Atlantic. Volume 3, edited by K.E. Carpenter. Rome, FAO, pp. 2007–2013. 2003.
- LEIS, J. M. Diodontidae. Porcupine fishes (burrfishes, spiny puffers). **In:** Carpenter, K. E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 4: Bony fishes part 2 (Perciformes to Tetraodontiformes) and Sea turtles. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 2343–3124. 2016. ISBN 978-92-5-109267-5. ISSN 1020-6868.
- LEWIS, J. B.; BRUNDRITT, J. K.; FISH, A. G. The biology of the flyingfish *Hirundichthys affinis* (Gunther). **Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean**. 12(1). pp.73-94. 1962.
- LISCHKA, A.; POOK, C. J.; PANNELL, J. L.; BRAID, H. E.; GAW, S.; BOLSTAD, K. S. R. Distribution of trace elements in the tissues of arrow squid (*Nototodarus sloanii*) from the Chatham Rise, New Zealand: Human health implications. **Fisheries Research** 221: 105383. 2020.
- LONGHURST, A. R.; PAULY, D. **Ecologia dos oceanos tropicais**. EDUSP, p.424, 2007.
- MACKENZIE, K. M.; ROBERTSON, D. R.; ADAMS, J. N.; ALTIERI, A. H.; TURNER, B. L. Structure and nutrient transfer in a tropical pelagic upwelling food web: From isoscapes to the whole ecosystem. **Progress in Oceanography**. 178. 2019. 102145. doi: <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.102145>.
- MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERRAZ, S. E.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, B. P.; MOREIRA, M. Z. **Desvendando Questões Ambientais com Isótopos Estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos. 144 p. 2009.
- MCMILLAN, P. J.; FRANCIS, M. P.; JAMES, G. D.; PAUL, L. J.; MARRIOTT, P. J.; MACKAY, E.; WOOD, B. A.; GRIGGS, L. H.; SUI, H.; WEI, F. **New Zealand fishes. Volume 1: A field guide to common species caught by bottom and midwater fishing**. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 68, 329 p. 2011.
- MOORE, J. W.; SEMMENS, B. X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. **Ecology Letters**, 11: 470–480. 2008.
- MORAES, C. R. F. de; HENRY-SILVA, G. G. Mixing models and stable isotopes as tools for research on feeding aquatic organisms. **Ciência Rural**, v. 48, p. 1-14, 2018. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20160101>.

NEWMAN, M.C. & UNGER, M.A. **Fundamentals of ecotoxicology**. Lewis Publishers, 376 p., Boca Raton, 2002.

OLSON, R. J.; POPP, B. N.; GRAHAM, B. S.; LÓPEZ-IBARRA, G. A.; GALVÁN-MAGAÑA, F.; LENNERT-CODY, C. E.; BOCANEGRA-CASTILLO, N.; WALLSGROVE, N. J.; GIER, E.; ALATORRE-RAMÍREZ, V.; BALLANCE, L. T.; FRY, B. Food-web inferences of stable isotope spatial patterns in copepods and yellowfin tuna in the pelagic eastern Pacific Ocean. **Prog. Oceanogr.** 86, 124–138. 2010. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2010.04.026>.

ONU. The First Global Integrated Marine Assessment. United Nations, http://www.un.org/depts/los/global_reporting/WOA_RPROC/Chapter_36B.pdf. 2016

PARNELL, A. **User Manual Stable Isotope Mixing Model (Package ‘simmr’, June 11, 2020)**. Version 0.4.2. Date 2020-06-11. Disponível em: <https://github.com/andrewcparnell/simmr>. Acesso em: 03/11/2020.

PARIN, N.V. Exocoetidae. Flyingfishes. *In*: CARPENTER, K. E. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. **Rome: FAO**. 2pp. 601-1374. 2002. ISSN 1020-6868.

PARIN, N.V.; SHAKHOVSKOY, I. B. Beloniformes: Exocoetidae. Flyingfishes. *In*: Carpenter, K. E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 4: Bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and Sea turtles. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 2343–3124. 2016. ISSN 1020-6868.

PARRY, M. Feeding behavior of two ommastrephid squids *Ommastrephes bartramii* and *Sthenoteuthis oualaniensis* off Hawaii. **Mar.Ecol.Prog.Ser.** 318, 229–235. 2006.

PETERSON, C. L.; KLAWE, W. L.; SHARP, G. D. Mercury in tunas: a review. **Fish Bull.** 71: 603-613. 1973.

PHILIPPSEN, J. S., BENEDITO, E. Fator de Discriminação na Ecologia Trófica de Peixes: Uma Revisão Sobre as Fontes de Variação e os Métodos de Obtenção. 2013. **Oecologia Australis**. Junho. 17(2): 15-26. doi: <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.03>.

POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. **Ecology**, 83(3), pp. 703-718. 2002.

QUINZAN, M.; CASTRO, J.; MARIN, M.; COSTAS, G.; MONSERRAT, S.; AMORES, A.; MASSUTI, E.; HIDALGO, M. Unveiling the influence of the environment on the migration pattern of the Atlantic pomfret (*Brama brama*) in North-eastern Atlantic waters. **Fish. Oceanogr.** 25:6, 610–623. 2016.

RICHARDS, J.; LARA, M. Howellidae: Pelagic basslets. Chapter 118. *In*: Early Stages of Atlantic Fishes An Identification Guide for the Western Central North Atlantic. CRC Press Taylor & Francis Group. International Standard Book Number-13: 978-0-203-50021-7 (eBook - PDF). 2666p. 2005. <https://doi.org/10.1201/9780203500217>.

ROPER, C. F. E.; YOUNG, R. E. Vertical distribution of pelagic cephalopods. **Smithson. Contrib. Zool.**, 209: 1-51. 1975.

- SANTOS, A. P. dos; FIGUEIREDO, J. L. de. **Guia de identificação dos peixes da família Myctophidae do Brasil**. Zoologia Editora Edusp. 1ª Ed. 176 p. 2008. ISBN-139788531410611.
- SARTORI, A. G. O.; AMANCIO, R. D. Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. **Segurança Alimentar & Nutrição**, v.19, p.83-93, 2012.
- SECO, J.; XAVIER, J. C.; COELHO, J. P.; PEREIRA, B.; TARLING, G.; PARDAL, M. A.; BUSTAMANTE, P.; STOWASSER, G.; BRIERLEY, A. S.; PEREIRA, M. E. Spatial variability in total and organic mercury levels in Antarctic krill *Euphausia superba* across the Scotia Sea. **Environmental Pollution**. 247. 332e339. 2019.
- SCHAEFER, K. M.; FULLER, D. W. Movements, behavior, and habitat selection of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern equatorial Pacific, ascertained through archival tags. **Fish Bull.** 100:765–788. 2002.
- SCHAEFER, K. M.; FULLER, D. W. Vertical movements, behavior, and habitat of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained from archival tag data. **Mar Biol.** 157:2625–2642. 2010. doi: 10.1007/s00227-010-1524-3.
- SILVA, G. B. da; CHAVES, D. C. B.; FONTELES-FILHO, A. A. Aspectos econômicos da pesca de atuns e afins associada a uma boia oceânica no Atlântico Oeste Equatorial. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 39(1): 85 – 91, 2013.
- SILVA, G. B. da; HAZIN, H. G.; MOURATO, B. L.; HAZIN, F. H. V.; FONTELES-FILHO, A. A. Composição das capturas na pesca de atuns e afins em cardumes associados no Atlântico Oeste Equatorial. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 42(4): 866-877, 2016. Doi: 10.20950/1678-2305.2016v42n4p866.
- SILVA, G. B. da; HAZIN, H. G.; HAZIN, F. H. V.; VASKE-JR, T. Diet composition of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) caught on aggregated schools in the western equatorial Atlantic Ocean. **Journal of Applied Ichthyology**. 00:1–8. 2019a. doi: 10.1111/jai.13949.
- SILVA, G. B. da; HAZIN, H. G.; HAZIN, F. H. V.; TRAVASSOS, P. The tuna fisheries on ‘associated school’ in Brazil: description and trends. **Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, 75(7): 1924-1934. 2019b.
- SMITH, M. M. Bramidae. **In:** Smith, M. M., Heemstra, P.C. (Eds.), *Smiths' sea fishes*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 633-636. 1986.
- SONTAG, P. T.; STEINBERG, D. K.; REINFELDER, J. R. Patterns of total mercury and methylmercury bioaccumulation in Antarctic krill (*Euphausia superba*) along the West Antarctic Peninsula. **Science of the Total Environment**. 688, 174–183. 2019.
- STOCK, B. C.; SEMMENS, B. X. **MixSIAR GUI User Manual**. Version 3.1. <https://github.com/brianstock/MixSIAR/>. 2016. doi:10.5281/zenodo.47719.
- STORELLI, M. M.; GIACOMINELLI-STUFFLER, R.; MARCOTRIGIANO, G. O. Total mercury and methylmercury in tuna fish and sharks from the south Adriatic Sea. **Italian Journal of Food Science**, 1(13), 101–106. 2001.
- TENUTA FILHO, A.; NASCIMENTO, E. de S. Revisão: Mercúrio em Cação. Ocorrência e Possibilidade de Remoção. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 10, n. 2, p. 78-85, abr./jun. 2007.

THOMPSON, B. A. Perciformes: Percoidei: Bramidae. Pomfrets. *In*: Carpenter, K.E. (ed.) The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. **Rome: FAO.** 2002. pp. 1375-2127.

VASKE Jr, T.; VOOREN, C. M.; LESSA, R. P. Feeding strategy of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), and wahoo (*Acanthocybium solandri*) in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 29(1): 173 - 181, 2003.

VASKE Jr, T.; CASTELLO, J. P. Conteúdo estomacal da Albacora-Laje, *Thunnus albacares*, durante o inverno e primavera no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. vol.58, n.4, pp.639-647. 1998. ISSN 0034-7108. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081998000400011>.

VASKE Jr, T.; COSTA, F. A. P. **Lulas e polvos da costa brasileira**. Fortaleza, UFC/LABOMAR/NAVE. (Coleção Habitat no 5) 184p. il. 2011.

VASKE Jr, T.; TRAVASSOS, P. E.; HAZIN, F. H. V.; TOLOTTI, M. T.; BARBOSA, T. M. Forage fauna in the diet of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Western Tropical Atlantic Ocean. **Brazilian Journal of Oceanography**, 60(1):89-97, 2012.

WANG, X.; WU, L.; SUN, J.; WEI, Y.; ZHOU, Y.; RAO, Z.; YUAN, L.; LIU, X. Mercury Concentrations and Se:Hg Molar Ratios in Flyingfish (*Exocoetus volitans*) and Squid (*Uroteuthis chinensis*). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. (2018) 101:42–48. doi: <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2369-6>.

WENG, J.-S.; LEE, M.-A.; LIU, K.-M.; HSU, M.-S.; HUNG, M.-K.; WU, L.-J. Feeding Ecology of Juvenile Yellowfin Tuna from Waters Southwest of Taiwan Inferred from Stomach Contents and Stable Isotope Analysis. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science**. 7:537–548, 2015. ISSN: 1942-5120 online. doi: 10.1080/19425120.2015.1094157.

WILLIAMS, A. J.; ALLAIN, V.; NICOL, S. J.; EVANS, K. J.; HOYLE, S. D.; DUPOUX, C.; VOUREY, E.; DUBOSC, J. Vertical behavior and diet of albacore tuna (*Thunnus alalunga*) vary with latitude in the South Pacific Ocean. 2015. **Deep Sea Res. II Top. Stud. Oceanogr.** 113, 154–169. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.03.010>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Methylmercury**. Geneva: WHO. 143 p. (Environmental Healthy Criteria, 101). 1990.

YOUNG, J. W.; BLABER, S. J. M. Feeding ecology of three species of midwater fishes associated with the continental slope of Eastern Tasmania, Australia. **Mar. Biol.** 93, 147–156. 1986.

YOUNG, J. W.; OLSON, R. J.; RODHOUSE, P. G. The role of squids in pelagic ecosystems: an overview. **Deep – Sea Res. Part II: Top. Stud. Oceanogr.** 95,3–6. 2013.

YOUNG, J. W.; HUNT, B. P.V.; COOK, T. R.; LLOPIZ, J. K.; HAZEN, E. L.; PETHYBRIDGE, H. R.; CECCARELLI, D.; LORRAIN, A.; OLSON, R. J.; ALLAIN, V.; MENKES, C.; PATTERSON, T.; NICOL, S.; LEHODEY, P.; KLOSER, R. J.; ARRIZABALAGA, H.; CHOY, C. A. The trophodynamics of marine top predators: Current knowledge, recent advances and challenges. **Deep-Sea Research II**. 113. 170–187. 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.05.015>.

ZHANG, Y.; LU, Y.; WANG, P.; SHI, Y. Biomagnification of Hexabromocyclododecane (HBCD) in a coastal ecosystem near a large producer in China: Human exposure implication through food web transfer. **Science of the Total Environment**. 624. 1213–1220. 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.153>.

ZODAPE, G. V.; DHAWAN, V. L.; WAGH, R. R.; SAWANT, A. S. Contamination of heavy metals in seafood marketed from Vile Parle and Dadar markets of suburban areas of Mumbai (west coast of) India. **International Journal of Environmental Sciences**. Volume 1, No 6, 2011.

7. CAPÍTULO III – RELAÇÃO ENTRE O COMPRIMENTO TOTAL DE PEIXES EPIPELÁGICOS E MESOPELÁGICOS DO OCEANO ATLÂNTICO OESTE EQUATORIAL COM A CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO (Hg)

RESUMO

Neste trabalho, determinamos as relações de comprimento total x mercúrio (Hg) em duas espécies de peixes pelágicos, *Diodon eydouxii* e *Hirundichthys affinis* e uma espécie de peixe mesopelágico, *Howella atlantica* do Atlântico Oeste Equatorial Brasileiro. Estas espécies são itens majoritários na dieta de grandes peixes pelágicos e de relevante importância econômica do Atlântico Oeste Equatorial, os atuns *T. albacares* e *T. obesus*. A concentração de Hg variou de acordo com a fase de desenvolvimento em pelo menos duas das três espécies estudadas, *H. affinis* e *H. atlantica*.

Palavras-chave: Diodontidae. Exocoetidae. Howellidae. Metal Pesado.

ABSTRACT

In this work, we determined the relationship of total length x Hg in two species of pelagic fish, *Diodon eydouxii* and *Hirundichthys affinis* and species of mesopelagic fish, *Howella atlantica* from the Brazilian Equatorial West Atlantic. These species are major items in the diet of large pelagic fish and of important economic importance in the Equatorial West Atlantic, the tuna *T. albacares* and *T. obesus*. The concentration of Hg varied according to the stage of development in at least two of the three species studied, *H. affinis* and *H. atlantica*.

Keywords: Diodontidae. Exocoetidae. Howellidae. Heavy metal.

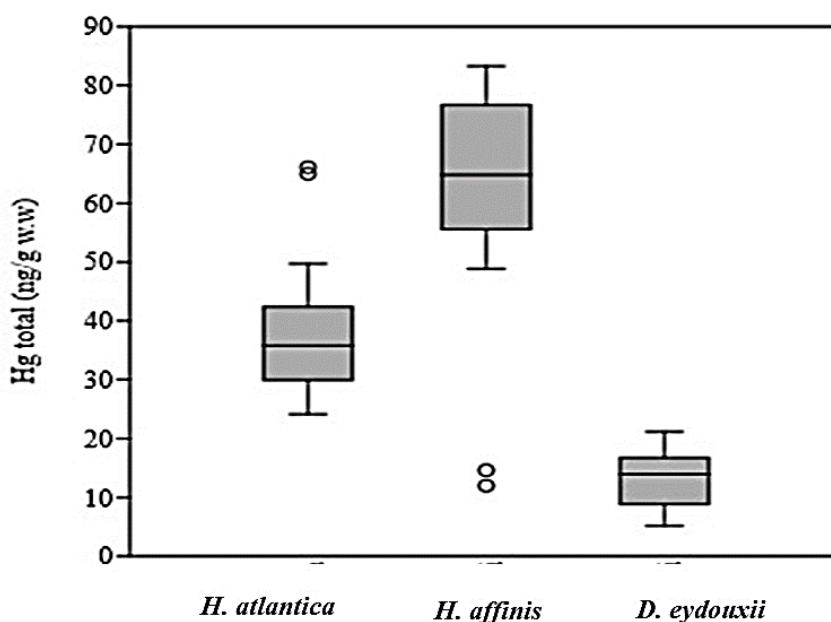
7.1 INTRODUÇÃO

As regiões costeiras dos mares e oceanos são vulneráveis à contaminação antropogênica por mercúrio (Hg) devido aos contaminantes lançados nos rios que desaguam diretamente nos oceanos, assim como pela troca de Hg na interface entre a superfície do oceano e a atmosfera (GWOREK et al., 2016). Com isso, os ecossistemas marinhos acabam se tornando o receptáculo final de contaminantes, especialmente as áreas costeiras que estão mais próximas às descargas de águas residuais (PENICAUD et al., 2017). Essa situação justifica a busca por uma compreensão abrangente dos fatores ambientais e ecológicos relacionadas à biomagnificação de Hg em peixes pelágicos, pois este conhecimento pode ser útil para fins de gerenciamento de recursos ambientais (CHOY et al., 2009) e também servir como subsídio para gestão pública de saúde. De fato, diversos estudos têm abordado a concentração de Hg em peixes pelágicos de importância para consumo (KANEKO & RALSTON, 2007; VIEIRA et al., 2011; LACERDA et al., 2016, 2017), incluindo os atuns (LACERDA et al., 2016; 2017) e suas principais presas e itens alimentares (e.g., CHOY et al., 2009; YOUNG et al., 2015; HOUSSARD et al., 2019).

Indo além da determinação de concentração de Hg, correlacionar esta concentração ao comprimento dos peixes marinhos pode ajudar a elucidar aspectos do impacto deste poluente nas diferentes fases de vida destes organismos (e.g., BRAUNE, 1987; SELLANES et al., 2002; SACKETT et al., 2013; JINADASA et al., 2014; AZAD et al., 2019). Isto se faz particularmente importante para o estudo das espécies exploradas, dado o papel central que o comprimento do peixe desempenha na dinâmica dos contaminantes (SACKETT et al., 2013) especialmente em função de bioacumulação de Hg e MeHg a longo prazo, pois o comprimento do peixe é uma covariável bem estabelecida da concentração de Hg (AZAD et al., 2019). Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi determinar as relações entre comprimento total e Hg em duas espécies de peixes epipelágicos e uma espécie de peixe mesopelágico do Atlântico Oeste Equatorial que, conforme exposto no Capítulo II da presente tese, contribuem de forma relevante na alimentação dos atuns *Thunnus albacares* e *T. obesus*.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo incluiu dois grupos de espécies que ocorrem no Atlântico Oeste Equatorial e são presas dos atuns *Thunnus albacares* e *T. obesus* (Capítulo II). Um grupo consistiu de espécies epipelágicas: *Diodon eydouxii* (n = 22) e *Hirundichthys affinis* (n = 17). O outro grupo estudado incluiu a espécie mesopelágica *Howella atlantica* (n = 15). A estratégia da pesquisa envolveu três etapas principais. Primeiro, foram compilados dados de concentração de Hg dos exemplares destas três espécies (Capítulo II; Figura 6 do presente capítulo). Em seguida, foram compilados dados de comprimento total (CT) de cada exemplar (Capítulo II). A última etapa foi a de determinar a correlação linear entre o comprimento total de cada indivíduo e sua respectiva concentração de Hg, bem como estimar o grau de maturação sexual de cada indivíduo.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

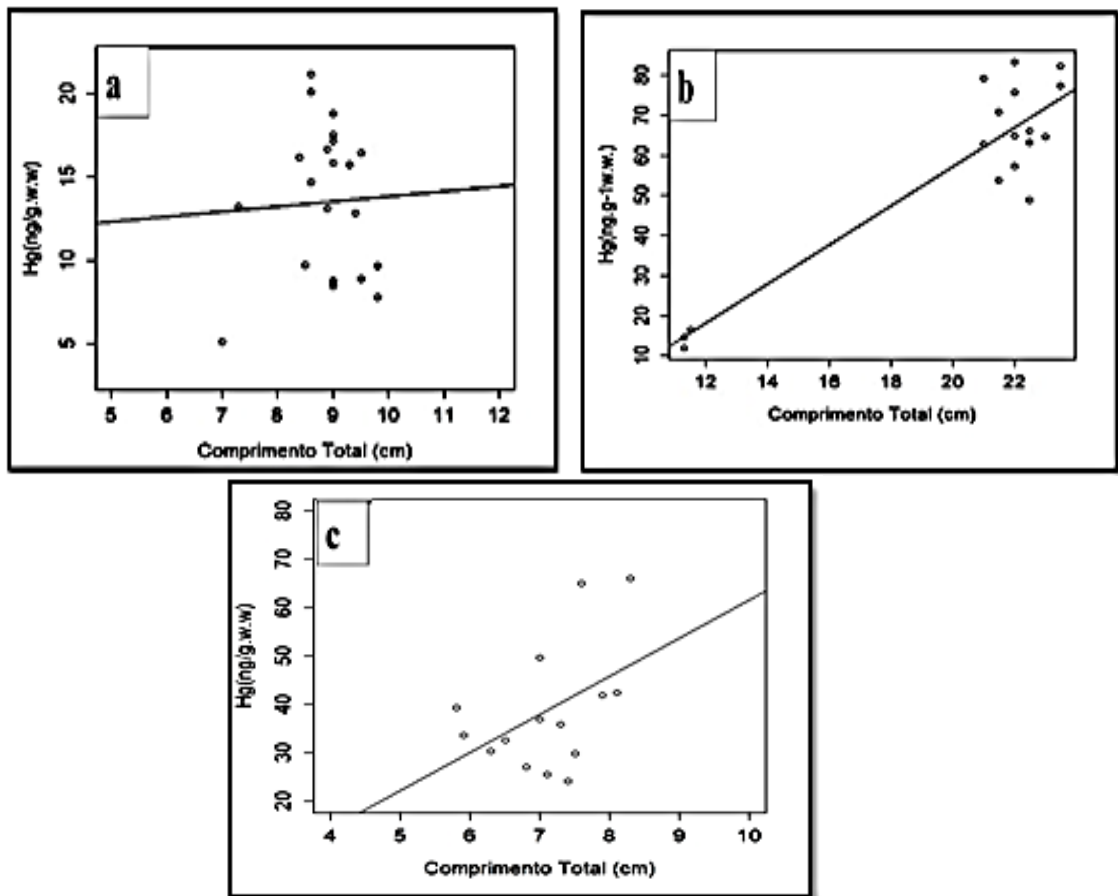
Figura 6 – Concentração média de Hg do peixe mesopelágico *Howella atlantica* (How; n = 15) e dos peixes epipelágicos, *Hirundichthys affinis* (Exo; n = 17) e *Diodon eydouxii* (Dio; n = 22) capturados no Atlântico Oeste Equatorial (os dados brutos utilizados na confecção de *box plot* foram obtidos do Capítulo II da presente tese). A análise de *box plot* foi realizada utilizando-se o software R (versão 3.6.3). A linha horizontal dentro de cada caixa representa a mediana da amostra. O início e fim de cada caixa se trata do primeiro (q1) e o terceiro quartil (q3), respectivamente. Whiskers (barras com limites) se tratam do intervalo interquartil (IQR = q3 - q1).

Para a determinação da correlação entre comprimento total e concentração de Hg, o dataset obtido foi primeiramente testado para normalidade e homocedasticidade. Foi então constatado que os dados não possuíam distribuição normal e eram heterocedásticos. Nessas condições, o indicado é determinar a correlação a partir do ρ de Spearman, ao invés do r de Pearson (VOLPATO & BARRETO, 2011). Por isso, a análise de correlação foi então realizada por meio do teste de correlação de postos ρ de Spearman. A correlação obtida para cada espécie foi visualizada por meio de diagramas de dispersão. As análises foram realizadas utilizando-se o software R (versão 3.6.3).

Para determinação do grau de maturação dos exemplares (jovem, subadulto e adulto) foram levados em consideração os valores estimados do tamanho de primeira maturação de cada espécie ou outro valor relativo disponível (i.e., CT máximo). A referência de estágio de maturação para *D. eydouxii* foi o comprimento total máximo (CT máx.) estabelecido como sendo entre 25 e 27 cm (LEIS, 2016; OLIVEIRA et al., 2015), visto que não há CT de primeira maturidade estabelecido para esta espécie. Quanto a *H. affinis*, essa espécie atinge maturidade sexual com CT = 19 cm (NÓBREGA et al., 2015). Para *Howella atlantica*, sabe-se apenas que esta espécie pode atingir CT máx = 11 cm (HEEMSTRA, 2016)

7.3 RESULTADOS

Quanto à correlação entre comprimento total e concentração de Hg, foram obtidos os seguintes tipos de correlação: (a) *Diodon eydouxii* – ausência de correlação (Fig. 7a; $a = 10,75$, $b = 0,30$, $R^2 = 0,002$ e $\rho = 0,046$); (b) *Hirundichthys affinis* – correlação positiva (Fig. 7b; $a = -40,48$, $b = 4,88$, $R^2 = 0,821$ e $\rho = 0,908$) e (c) *Howella atlantica* – correlação positiva (Fig. 7c $a = -17.32$, $b = 7.88$, $R^2 = 0.148$ e $\rho = 0.457$).



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 7 – Regressões lineares aplicadas aos peixes epipelágicos: (a) *Diodon eydouxii* (Dio; n = 22), (b) *Hirundichthys affinis* (Exo; n = 17) e ao peixe mesopelágico (c) *Howella atlantica* (How; n = 15) capturados no Atlântico Oeste Equatorial.

Quanto à maturação sexual, todos os exemplares de *D. eydouxii* foram considerados jovens (CT mín. = 7 cm, CT máx. = 9,8 cm, CT médio = $8,8 \pm 0,6$ cm). Quanto a *H. affinis*, 14 exemplares foram considerados adultos, ao passo que três foram considerados jovens (CT mín. = 11,3 cm, CT máx. = 23,5 cm, CT médio = $20,3 \pm 4,3$ cm). Quanto a *H. atlantica*, todos os exemplares foram considerados subadultos (juvenis em fase de transição para adultos) (CT mín. = 5,8 cm, CT máx. = 8,3 cm, CT médio = $7,1 \pm 0,7$ cm).

7.4 DISCUSSÃO

Quanto à espécie epipelágica *Diodon eydouxii*, não houve correlação entre comprimento total e concentrações de Hg em indivíduos jovens entre 7 e 10 cm. Esta espécie pode alcançar comprimento máximo (CT máx.) de 27 cm (OLIVEIRA et al., 2015). No entanto, não há informação disponível sobre concentrações de Hg para indivíduos subadultos e/ou adultos desta espécie. De um modo geral, esta espécie se alimenta de zooplâncton e larvas de peixes (OLIVEIRA et al., 2015) e peixes (LEIS, 1978). Não é conhecido se, ou o quanto, esta espécie muda sua dieta com o crescimento.

Para *Hirundichthys affinis* houve correlação positiva entre crescimento e concentração de Hg. Esta espécie possui um amplo espectro alimentar, com uma dieta generalista, sendo caracterizado por não apresentar preferência altamente desenvolvida por uma fonte alimentar específica (e.g., GERKING, 1994). Desse modo, esta espécie inclui em sua dieta desde zooplâncton, larvas de peixes, crustáceos e peixes pequenos, inclusive espécies do próprio grupo (e.g., LEWIS et al 1962; GORELOVA & GRUDTSEV, 1987; LONGHURST & PAULY, 2007; COLLETTE et al 2015; DANTAS NETO, 2017).

Para os subadultos da espécie mesopelágica, *Howella atlantica*, ocorreu uma correlação positiva entre o crescimento e a concentração de Hg. Não se sabe sobre a concentração de Hg em jovens ou em adultos desta espécie. Adultos se distribuem verticalmente na coluna d'água entre 275 e 2.200 m, se alimentando provavelmente de zooplâncton, incluindo copépodes (HEEMSTRA, 2016).

Desse modo, a concentração de Hg variou de acordo com a fase de desenvolvimento em pelo menos duas das três espécies estudadas, *Hirundichthys affinis* (epipelágica) e *Howella atlantica* (mesopelágica). Assim, estas duas espécies passam a compor um amplo grupo de peixes marinhos em que a concentração de Hg aumenta com o seu crescimento (e.g., AZAD et al., 2019).

REFERÊNCIAS

- AZAD, A. M.; FRANTZEN, S.; BANK, M. S.; NILSEN, B. M.; DUINKER, A.; MADSEN, L.; MAAGE, A. Effects of geography and species variation on selenium and mercury molar ratios in Northeast Atlantic marine fish communities. **Science of the Total Environment**. 652: 1482 -1496. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.405>.
- BRAUNE, B. M. Mercury Accumulation in relation to size and age of Atlantic Herring (*Clupea harengus harengus*) from the southwestern Bay of Fundy, Canada. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.** 16: 311-320. 1987.
- CHOY, C. A.; POPP, B. N.; KANEKOC, J. J.; DRAZENA, J. C. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. **Proc. Natl Acad. Sci.** 106:13865–13869. 2009.
- COLLETTE, B.; SINGH-RENTON, S.; PINA AMARGOS, F.; MARECHAL, J.; DOOLEY, J.; AIKEN, K. A.; KISHORE, R.; OXENFORD, H.; ROBERTSON, R. *Hirundichthys affinis*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2015**: e.T13487740A15603395. 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T13487740A15603395.en>.
- DANTAS NETO, A. B. Alimentação do peixe-voador *Hirundichthys affinis* (Gunther, 1866), no Atlântico Sudoeste Tropical. **Dissertação** (Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal Rural do Semi-árido. 41 f. 2017.
- GERKING, S. D. **Feeding ecology of fish**. Califórnia: Academic Press, 416 p. 1994. ISBN: 0-12-280780-4.
- GORELOVA, T. A.; GRUDTSEV M. E. Feeding of flying fish in the Atlantic Ocean. **Oceanology**. 27(3): 480-483. (In Russian, with English abstract). 1987.
- GWOREK, B.; BEMOWSKA-KALABUN, O.; KIJEŃSKA, M.; WRZOSEK-JAKUBOWSKA, J. Mercury in Marine and Oceanic Waters—a Review. **Water Air Soil Pollut.** 227: 371. 2016. doi: 10.1007/s11270-016-3060-3.
- HEEMSTRA, P. C. Howellidae. Pricklefishes. **In**: CARPENTER, K. E.; DE ANGELIS, N. The living marine resources of the eastern Central Atlantic volume 4 bony fishes part 2 (Perciformes to Tetradontiformes) and sea turtles. **Rome: FAO**, 2016. ISSN 1020-6868.
- HOUSSARD, P.; POINT, D.; TREMBLAY-BOYER, L.; ALLAIN, V.; PETHYBRIDGE, H.; MASBOU, J.; FERRISS, B. E.; BAYA, P. A.; LAGANE, C.; MENKES, C. E.; LETOURNEUR, Y.; LORRAIN, A. A Model of Mercury Distribution in Tuna from the Western and Central Pacific Ocean: Influence of Physiology, Ecology and Environmental Factors. **Environmental Science & Technology**. 53, 3, 1422–1431. 2019. doi: 10.1021/acs.est.8b06058.
- JINADASA, B. K. K. K.; EDIRISINGHE, E. M. R. K. B; WICKRAMASINGHE, I. Total mercury content, weight and length relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) in Sri Lanka. **Food Additives & Contaminants: Part B**, Vol. 6, No. 4, 244–248, 2013. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/19393210.2013.807521>.
- KANEKO, J. J.; RALSTON, N. V. C. Selenium and mercury in pelagic fish in the central north Pacific Near Hawaii. **Biol Trace Elem Res**. 119:242–254. 2007. doi: 10.1007/s12011-007-8004-8.

- LACERDA, L. D. de; BEZERRA, M. F.; COSTA, B. G. B.; BRAGA, T. M.; F. A. de A. GOYANNA, T. M. Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe market, Fortaleza, Ceará State, Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, 49(1): 50 – 54. 2016.
- LACERDA, L. D.; GOYANNA, F.; BEZERRA, M. F.; SILVA, G. B. Mercury Concentrations in Tuna (*Thunnus albacares* and *Thunnus obesus*) from the Brazilian Equatorial Atlantic Ocean. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 98:149–155. 2017. doi: 10.1007/s00128-016-2007-0.
- LEIS, J. M. Systematics and zoogeography of the porcupinefishes (Diodon, Diodontidae, Tetraodontiformes), with comments on egg and larval development. **Fishery Bulletin**: Vol. 76. N°1. 1978.
- LEIS, J. M. Diodontidae. Porcupine fishes (burrfishes, spiny puffers). **In**: Carpenter, K. E. & De Angelis, N., eds. The living marine resources of the Eastern Central Atlantic. Volume 4: Bony fishes part 2 (Perciformes to Tetraodontiformes) and Sea turtles. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, Rome, FAO. pp. 2343–3124. 2016. ISBN 978-92-5-109267-5. ISSN 1020-6868.
- LEWIS, J. B.; BRUNDRITT, J. K.; FISH, A. G. The biology of the flyingfish *Hirundichthys affinis* (Gunther). **Bulletin of Marine Science of the Gulf and Caribbean**. 12(1). pp.73-94. 1962.
- LONGHURST, A. R.; PAULY, D. **Ecologia dos oceanos tropicais**. EDUSP, p.424, 2007.
- NÓBREGA, M. F. de; JÚNIOR, J. G.; OLIVEIRA, J. E. L. **Biodiversidade marinha da Bacia Potiguar/RN: Peixes da Pesca Artesanal/** Marcelo Francisco Nóbrega ... [et al.]. – Rio de Janeiro: Museu Nacional, 293 p. 27,7 cm. – (Série Livros; 53). 2015. ISBN 978-85-7427-050-0.
- OLIVEIRA, J. E. L.; NÓBREGA, M. F.; JÚNIOR, J. G.; SAMPAIO, C. L. S.; DARIO, F. D.; FISCHER, L. G.; MINCARONE, M. M. **Biodiversidade marinha da Bacia Potiguar/RN: Peixes do Talude Continental**. Jorge Eduardo Lins Oliveira ... [et al.]. – Rio de Janeiro: Museu Nacional, 218 p.; 27,7 cm. – (Série Livros ; 55). 2015. ISBN 978-85-7427-052-4.
- PENICAUD, V.; LACOUÉ - LABARTHE, T.; BUSTAMANTE, P. Metal bioaccumulation and detoxification processes in cephalopods: A review. **Environmental Research**. Vol. 155: 123-133. 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.02.003>.
- RODRÍGUEZ, A. V. Sobre la biología y pesca de la castañeta (*Brama brama*). **Inv. Pesq.** 44 (2): 241 – 252. 1980.
- SACKETT, D. K.; COPE, W. G.; RICE, J. A.; ADAY, D. D. The influence of fish length on tissue mercury dynamics: implications for natural resource management and human health risk. **Int. J. Environ. Res. Public Health**. 10: 638 – 659. 2013. doi:10.3390/ijerph10020638.
- SELLANES, A. G.; MÁRSICO, E. T.; SANTOS, N. N.; CLEMENTE, S. C. de S.; OLIVEIRA, G. A. de; MONTEIRO, A. B. S. Mércurio em peixes marinhos. **Acta Scientia Veterinariae**. 30 (2): 107 – 112. 2002. ISBN: 1678 – 0345.
- VIEIRA, C.; MORAIS, S.; RAMOS, S.; DELERUE-MATOS, C.; OLIVEIRA, M. B. P. P. Mercury, cadmium, lead and arsenic levels in three pelagic fish species from the Atlantic Ocean: Intra- and inter-specific variability and human health risks for consumption. **Food and Chemical Toxicology**. 49, 923–932. 2011. doi: 10.1016/j.fct.2010.12.016.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os atuns são peixes marinhos pelágicos de elevada importância comercial e são predadores de topo vulneráveis à contaminação ambiental, especialmente devido aos impactos antropogênicos. Para as populações humanas que exploram esses peixes como alimento, faz-se necessário equilibrar os riscos e benefícios quanto ao seu consumo, inclusive quanto ao risco à contaminação por poluentes, como o Hg. As informações apresentadas neste trabalho, possibilitam uma melhor compreensão sobre a contaminação de Hg com base na ecologia e hábito alimentar de duas espécies de atuns (*T. albacares* e *T. obesus*) que ocorrem nas regiões oceânicas no Atlântico Oeste Equatorial. Os itens alimentares e presas desses predadores que tiveram as maiores taxas de contribuição relativa na nutrição dos atuns *T. obesus* e *T. albacares*, também tiveram as maiores concentrações de Hg em sua carga corporal. Portanto, são fontes potenciais de contaminação para os atuns.

As pescarias artesanais de pequena escala de atuns e afins, especialmente nos estados do Ceará e Rio Grande do Norte, passaram a ser fomentadas nos últimos anos (adaptação de frota, incentivos à captura, comércio e consumo) e o conseqüente incremento produtivo, se reflete especialmente no aumento do consumo desses tipos de pescado. Apesar do índice de risco (HQ) ter indicado que é improvável que a exposição pela ingestão destas duas espécies cause efeitos adversos aos consumidores, ainda assim o consumo de *T. obesus* pode expor um risco três vezes mais elevado para populações humanas com relação ao consumo por *T. albacares*. Desse modo, é imprescindível que os índices de risco sejam divulgados e adotados pelos consumidores como medida preventiva quanto ao consumo de peixes de elevado nível trófico como os atuns.

Assim, podem ser propostas as seguintes recomendações: (I) promover um monitoramento contínuo da amostragem de Hg em pescado e seus produtos oriundos de feiras, mercados e frigoríficos que comercializam pescado marinho; (II) realizar a elaboração de manuais e divulgar informativos sobre contaminação de Hg via ingestão do pescado, especialmente direcionado às populações de regiões ribeirinhas e comunidades litorâneas que exploram os recursos pesqueiros como fontes de alimento e renda e (III) Capacitar os profissionais dos setores público e privado sobre a detecção de Hg no pescado, especialmente considerando as informações relevantes (e.g., variações no comprimento e peso, sexo, área de captura, estação do ano e distinções nas fases de vida) das espécies de interesse comercial.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Material da modelagem bayesiana apresentando as taxas de contribuição relativa individuais de cada exemplar de *T. albacares*.

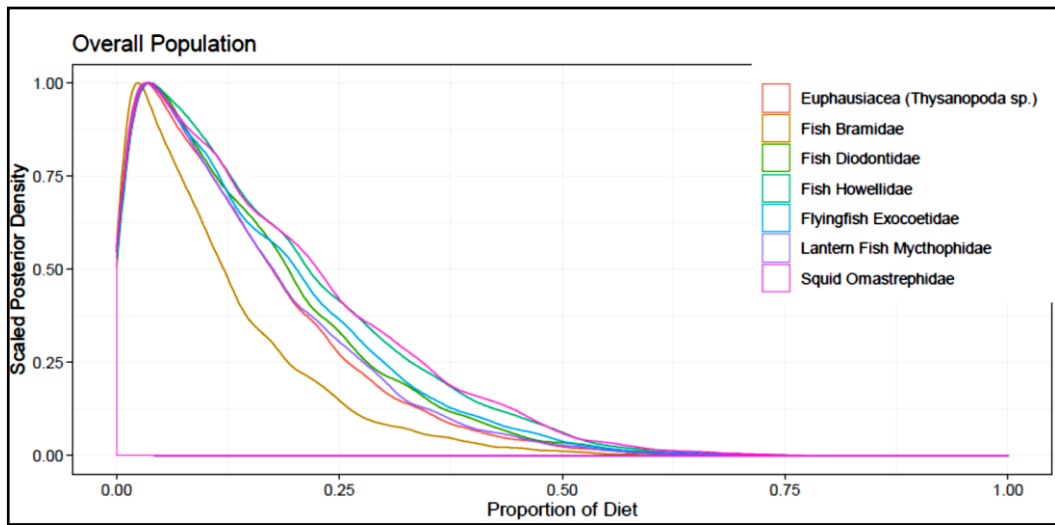
Tabela 1A - Contribuição relativa individual das dietas disponíveis para exemplares de *T. albacares* determinado pelo modelo MixSIAR.

Peixes	S	CF	Peso	Período	Exocoe.	Diodo.	Bram.	Howel.	Mytho.	Omastre.	Eufaus.
1	I	36	1.95	Abril	13.20	17.40	13.80	15.70	11.70	14.70	13.50
2	M	47	1.09	Abril	15.00	16.40	12.00	14.40	13.10	14.60	14.40
3	I	56	3.85	Abril	14.00	16.90	10.60	18.90	13.30	13.40	12.90
4	I	68	7.73	Abril	14.60	15.00	8.80	16.70	13.50	18.80	12.60
5	I	68	5.84	Abril	13.80	18.00	14.70	14.30	12.50	12.40	14.30
6	M	76	8.950	Abril	14.80	13.00	8.60	19.40	13.40	18.80	12.00
7	I	84	11.10	Abril	15.90	10.50	10.20	16.50	14.90	17.00	15.00
8	M	132	36.80	Abril	13.80	16.90	10.90	16.50	12.30	16.40	13.20
9	M	143	46.60	Abril	13.60	17.00	12.70	16.40	12.20	14.80	13.30
10	M	46	2.18	Maiο	17.00	11.10	11.90	10.80	15.90	16.20	16.90
11	M	54	2.45	Maiο	14.90	14.60	8.60	16.90	13.20	19.90	11.80
12	M	70	6.27	Maiο	16.30	13.80	9.60	12.60	15.20	18.60	13.90
13	M	46	2.30	Junho	17.40	11.10	10.30	10.80	17.60	16.80	15.90
14	M	46	2.60	Junho	13.40	19.40	13.10	16.10	12.70	11.60	13.70
15	M	48	2.41	Junho	14.50	14.10	8.80	20.50	13.40	15.90	12.80
16	M	57	4.61	Junho	15.00	12.80	9.30	19.60	14.80	15.50	13.00
17	F	58	3.88	Junho	15.50	14.40	8.80	16.20	13.50	18.70	12.80
18	M	61	5.03	Junho	15.20	11.50	9.40	18.30	14.00	18.50	13.30
19	M	60	4.81	Junho	14.70	15.00	8.80	17.40	13.20	19.30	11.70
20	M	65	6.47	Junho	15.50	15.20	9.50	13.70	14.60	18.60	13.10

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

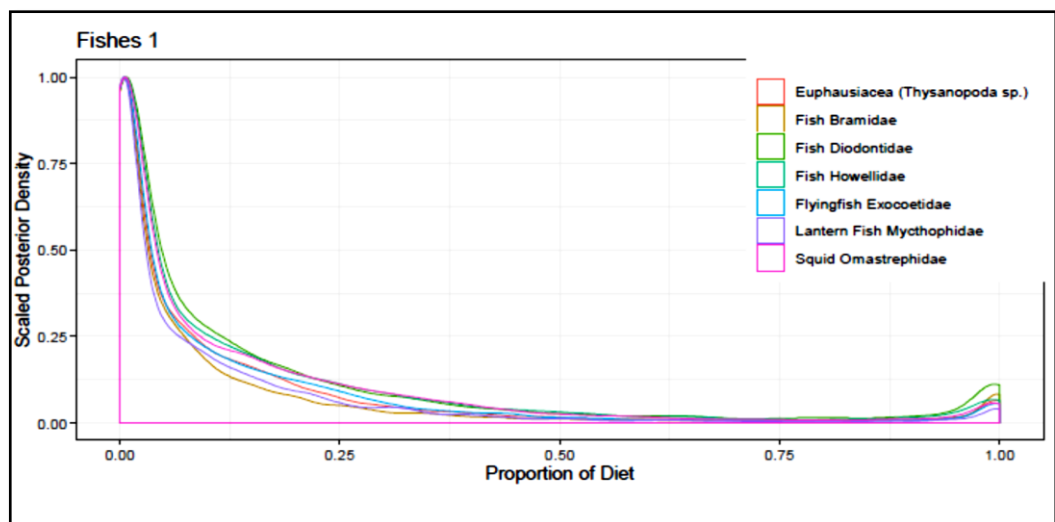
*Informações: S = Sexo - I = Indefinido, pois os animais já se encontravam eviscerados; F= fêmeas; M= machos. CF= Comprimento Furcal (cm); Peso= Medida de Peso Corporal (Kg). Itens alimentares: Exocoe. =Exocoetidae; Diodo.= Diodontidae; Bram.=Bramidae; Howel.= Howellidae; Mytho.= Mychtophidae; Omastre.= Omatrephidae; Eufaus.= Euphausidae.

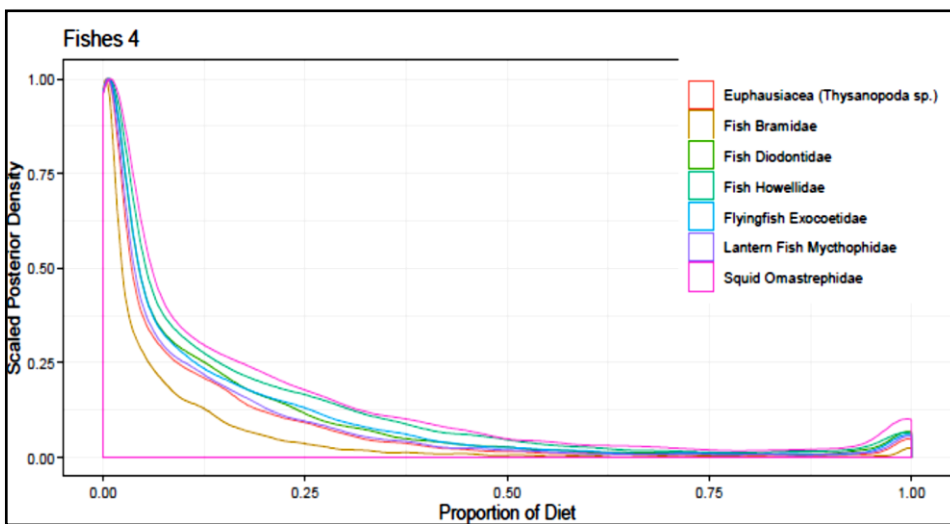
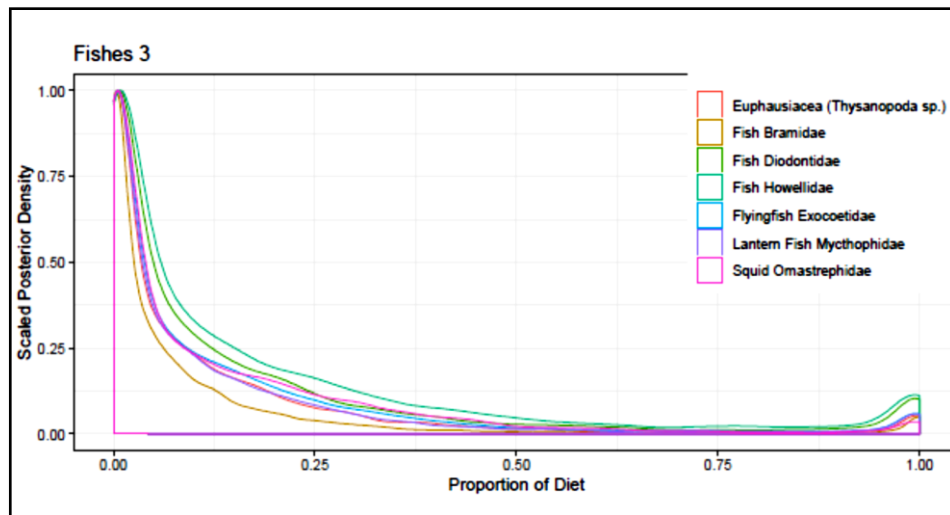
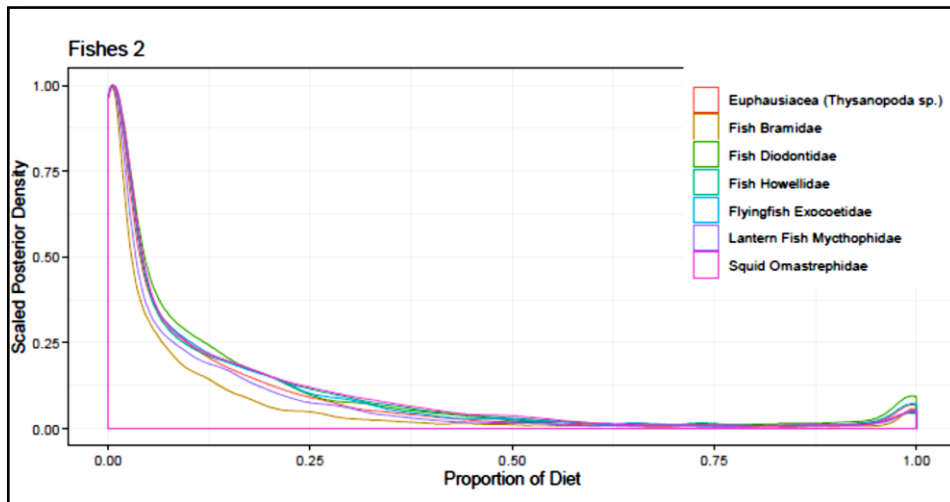
Figura 1A - Contribuição geral das dietas disponíveis considerando todo o conjunto de exemplares de *T. albacares* analisados em todo o período de amostragem.

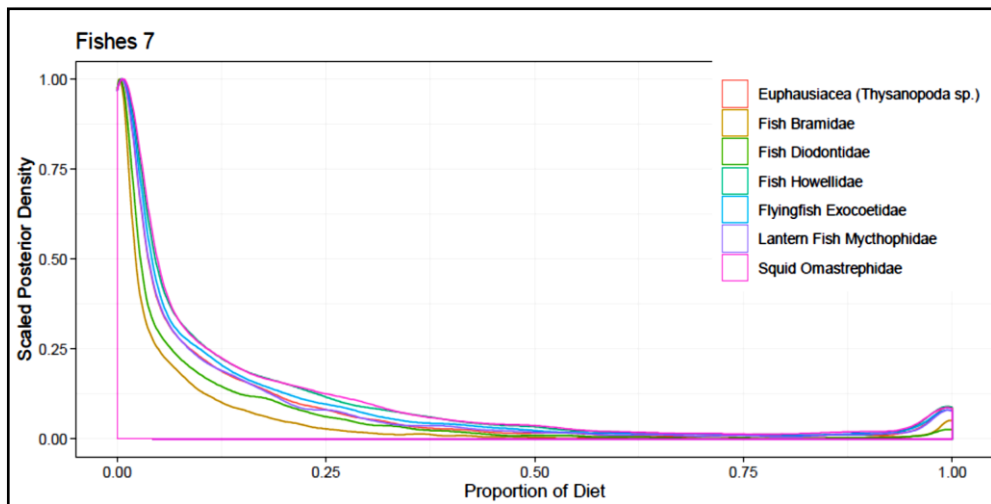
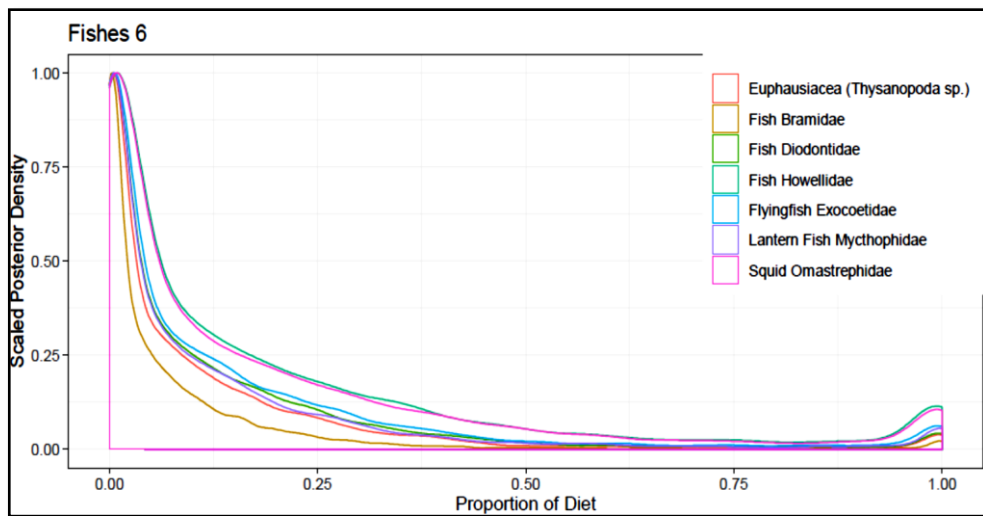
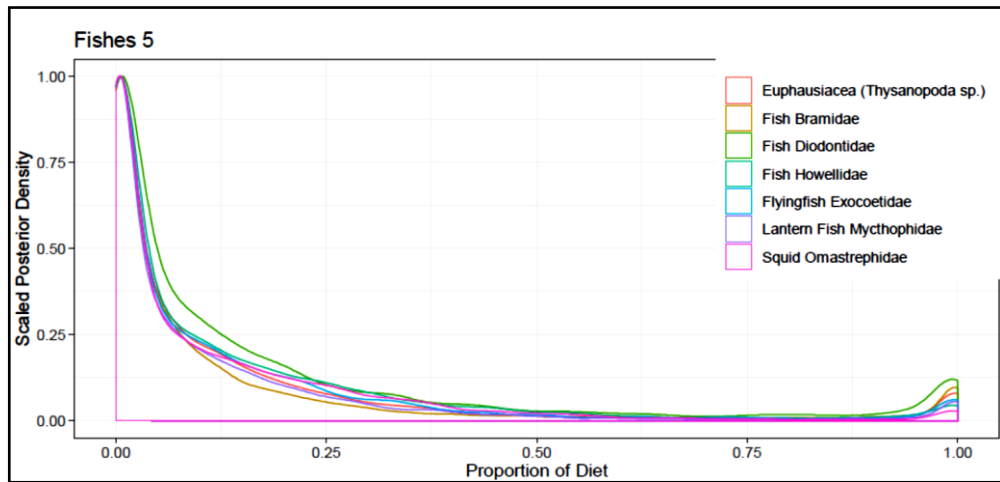


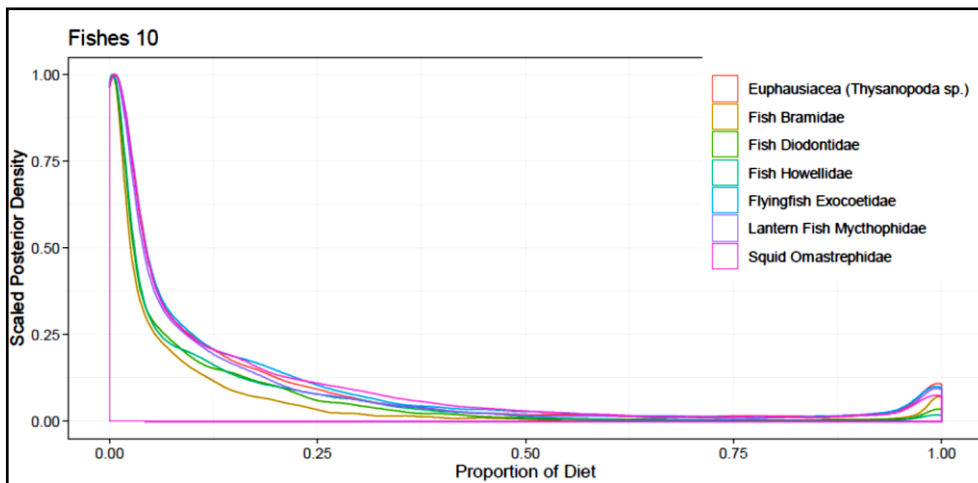
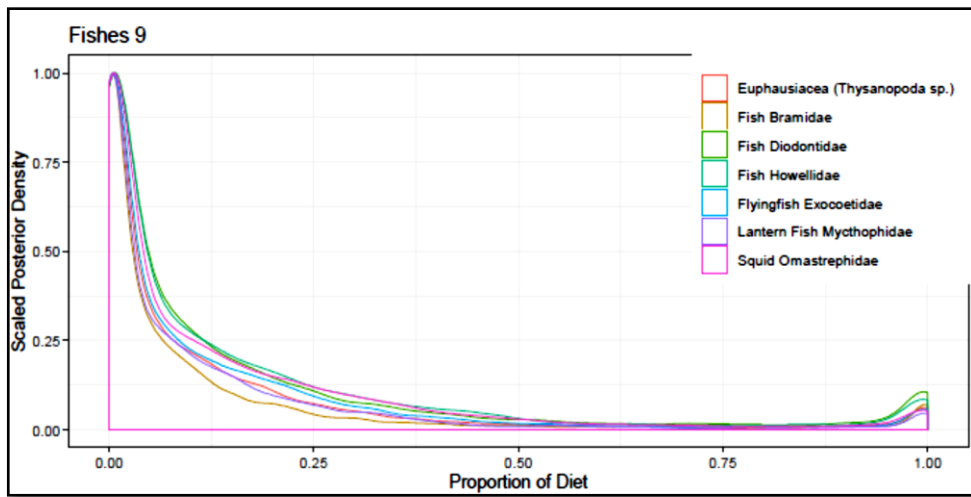
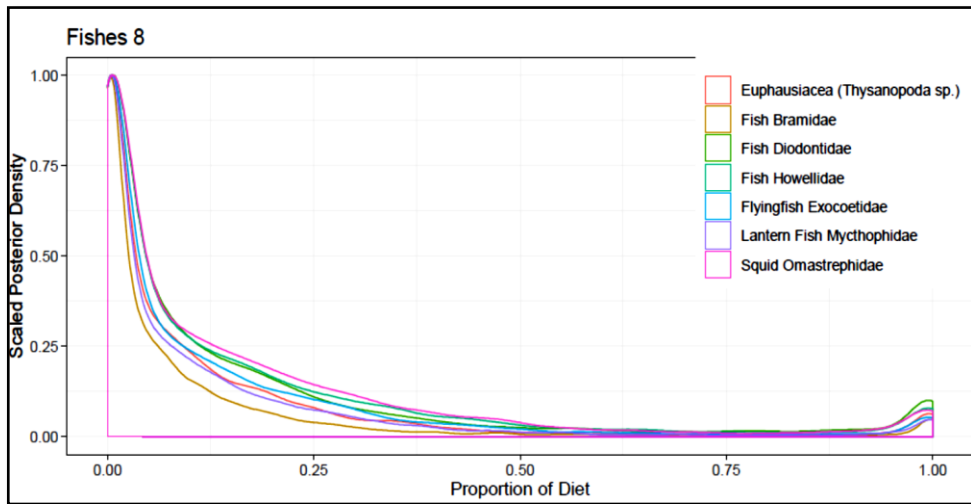
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

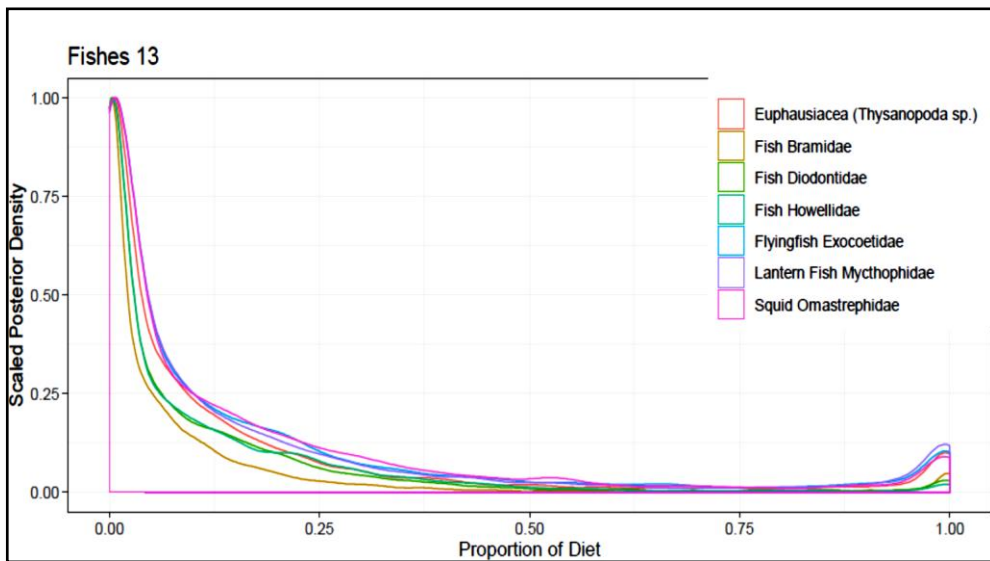
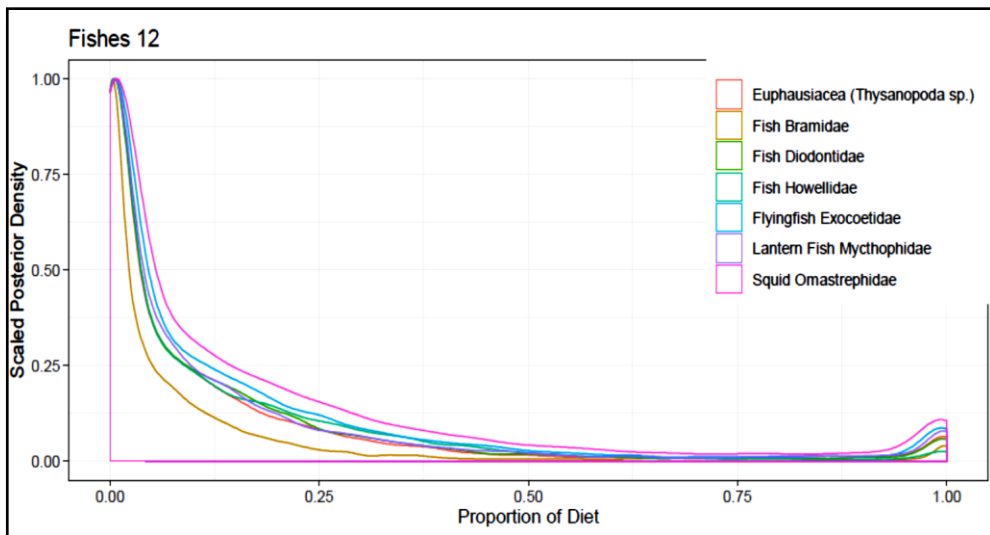
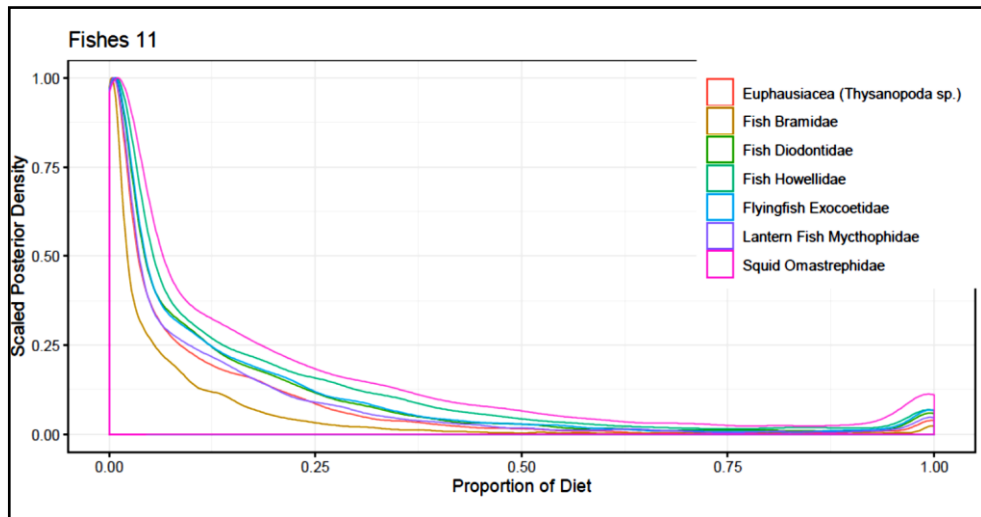
Figura 2A - Conjunto de 20 gráficos quanto à contribuição relativa individual das dietas disponíveis para exemplares de *T. albacares* determinado pelo modelo MixSIAR. Fonte: Elaborado pela autora (2020).

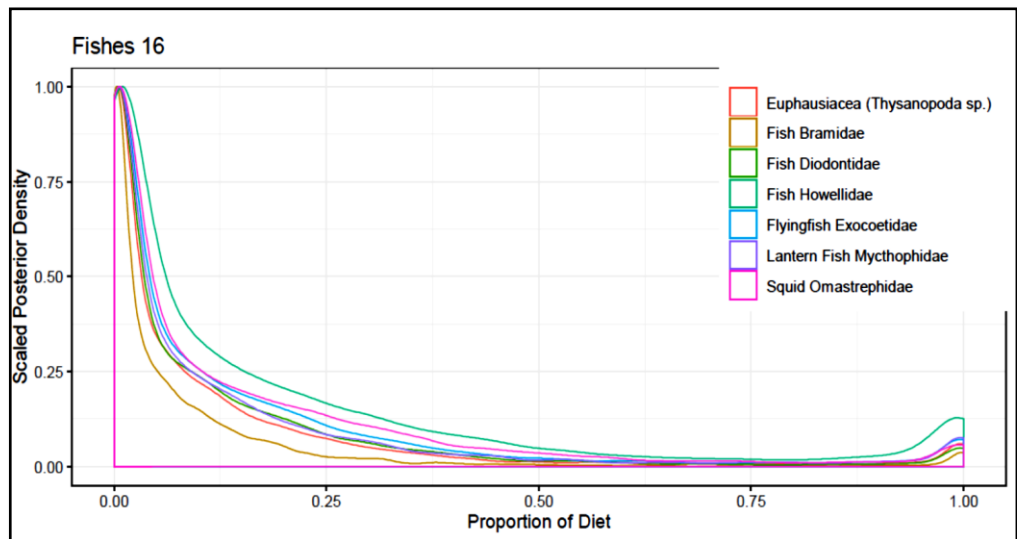
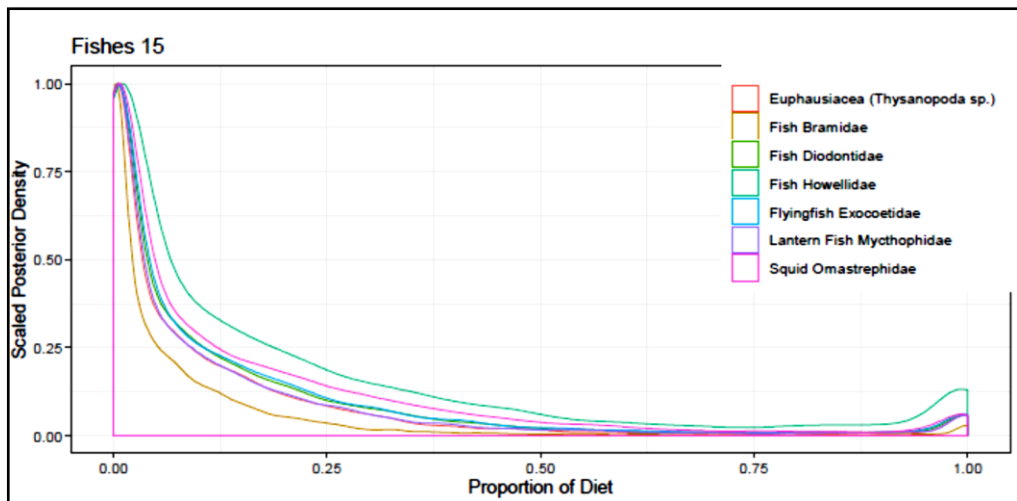
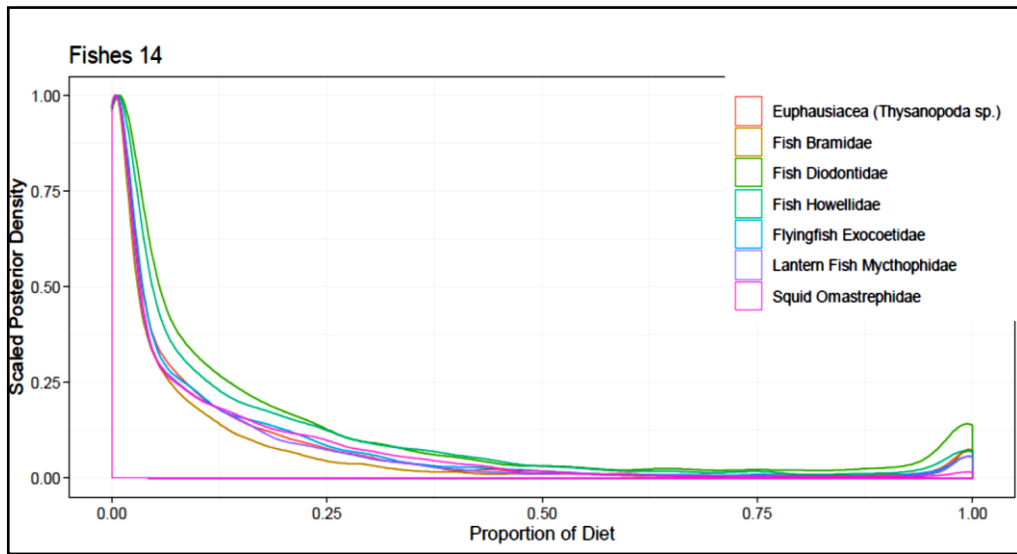


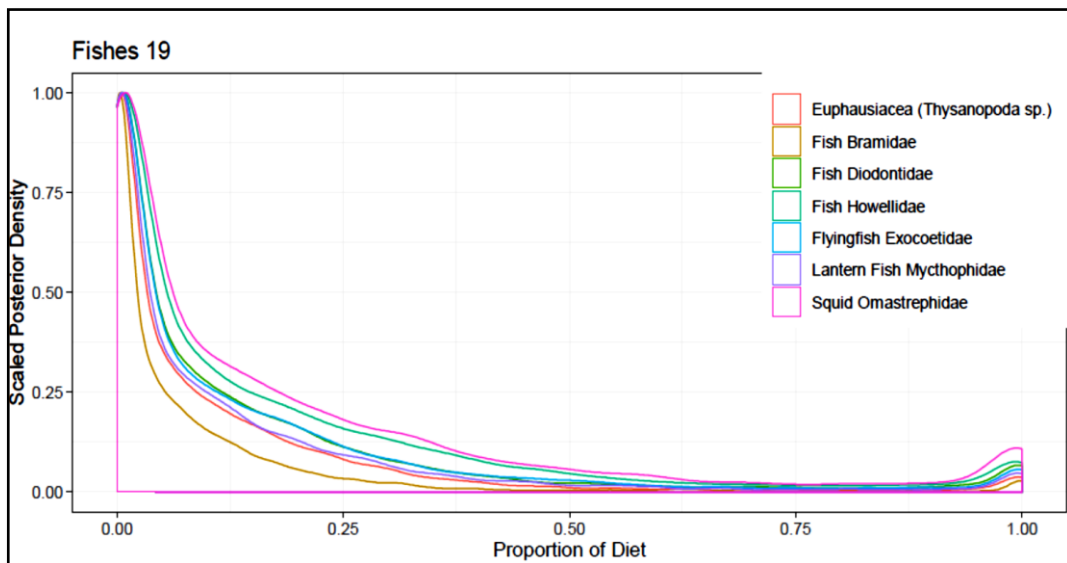
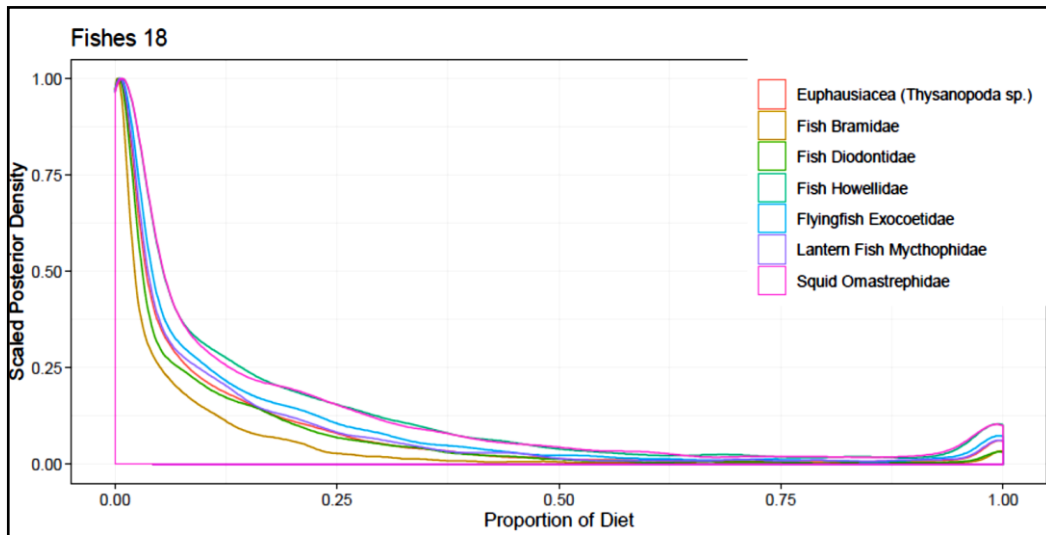
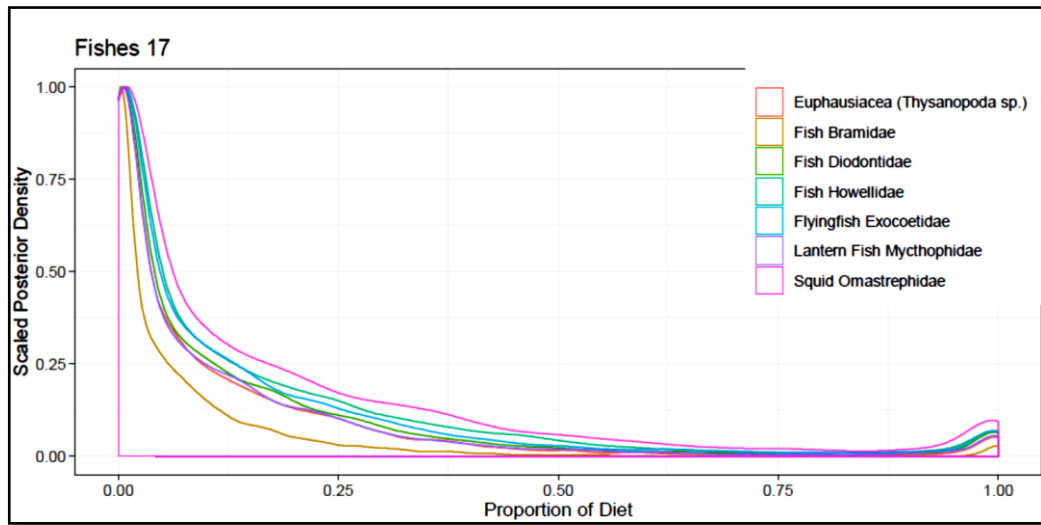












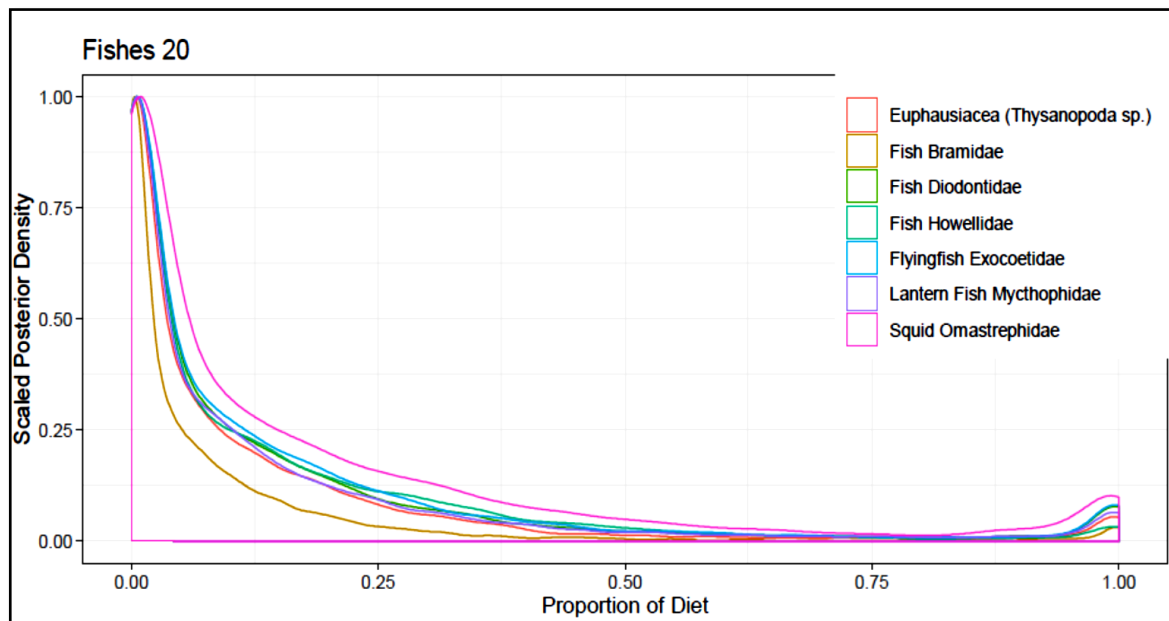
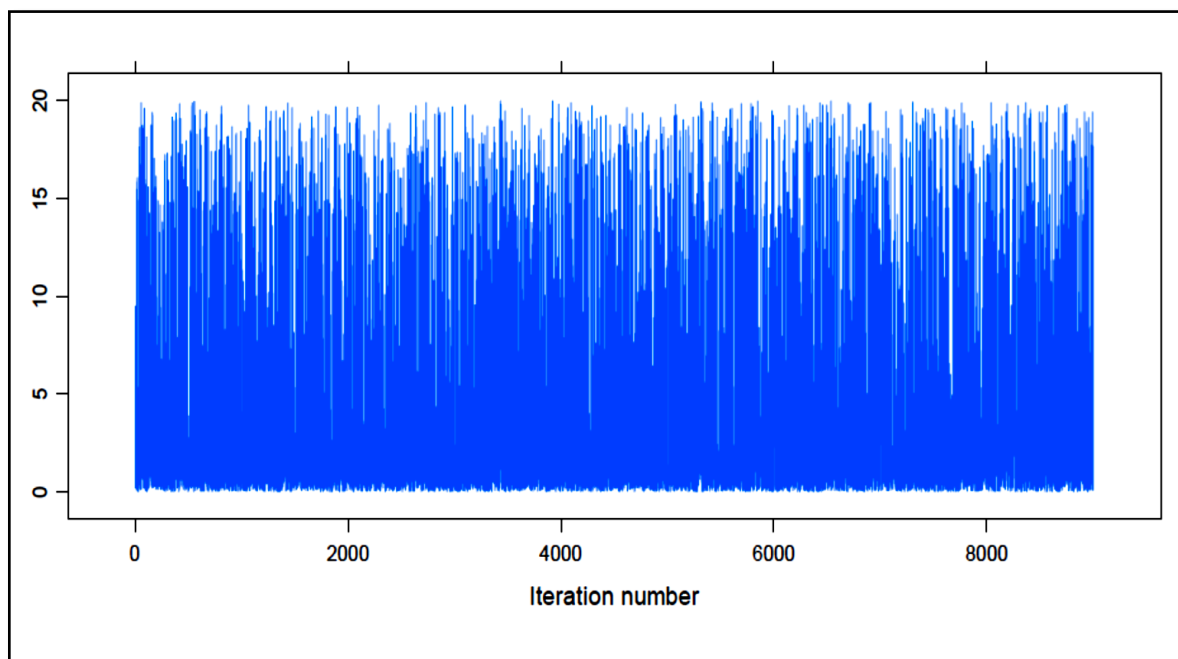


Figura 3A - Análise de convergência do fator individual utilizado.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 4A - Diagnóstico Gelman-Rubin com 291 variáveis estimadas para *T. albacares* e testadas no MixSIAR, no software R - versão 3.2.2. Point est = fator de redução de escala potencial - PRSF; IC superior = nível de confiança padrão de 95% para o limite de confiança superior.

```
#####
# Gelman-Rubin Diagnostic
#####

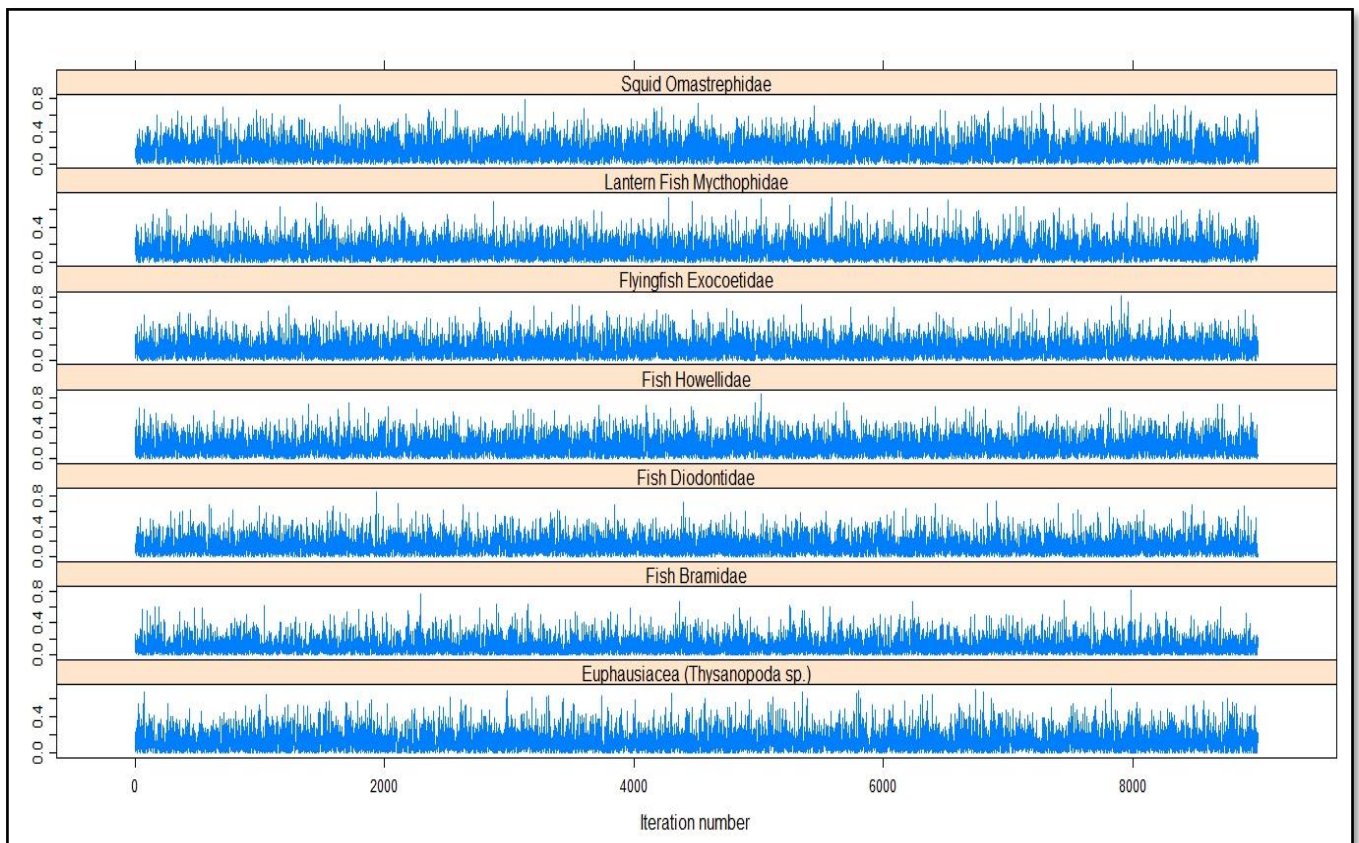
Generally the Gelman diagnostic should be < 1.05

Out of 291 variables: 0 > 1.01
                    0 > 1.05
                    0 > 1.1

The worst variables are:
      Point est. Upper C.I.
ilr.fac1[19,6]  1.006623  1.011638
ilr.fac1[19,2]  1.006458  1.006553
ilr.fac1[15,4]  1.005577  1.005663
ilr.fac1[19,3]  1.005490  1.007605
ilr.fac1[10,5]  1.005483  1.005728
ilr.fac1[2,6]   1.005306  1.005883
ilr.fac1[8,6]   1.005242  1.007614
ilr.fac1[18,5]  1.005107  1.005474
ilr.fac1[9,4]   1.004607  1.005988
ilr.fac1[9,5]   1.004584  1.005455
#####
```

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 5A- Análise de convergência para os itens alimentares analisados para a espécie *T. albacares*.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

APÊNDICE B – Material da modelagem bayesiana apresentando as taxas de contribuição relativa individuais de cada exemplar de *T. obesus*.

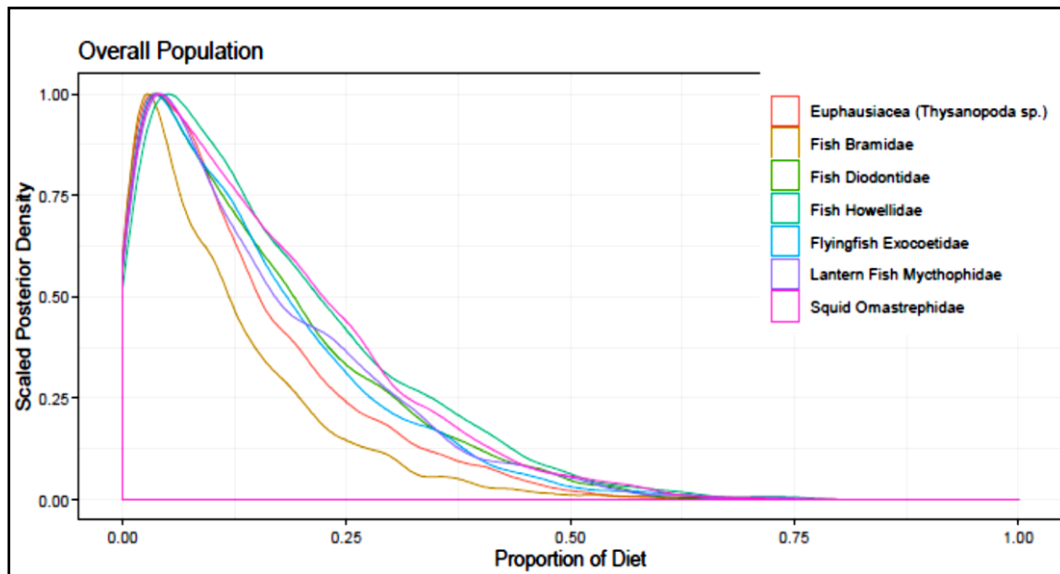
Tabela 1B - Contribuição relativa individual das dietas disponíveis para exemplares de *T. obesus* determinado pelo modelo MixSIAR.

Peixes	S	CF	Peso	Período	Exocoe.	Diodo.	Bram.	Howel.	Myctho.	Omastre.	Eufaus.
1	M	46	2.18	Abril	14.40	13.20	6.50	20.00	14.50	21.20	10.20
2	F	47	2.25	Abril	13.70	14.00	7.10	20.90	13.80	19.90	10.60
3	I	48	2.26	Abril	14.50	15.90	9.60	18.90	16.20	12.50	12.50
4	I	56	4.43	Abril	15.60	15.90	10.50	14.50	20.60	9.40	13.40
5	M	75	8.97	Abril	12.00	26.40	11.40	12.80	16.70	8.20	12.50
6	M	122	38.3	Abril	14.90	13.70	6.80	20.00	13.50	21.10	9.90
7	M	51	2.46	Abril	14.90	13.20	13.50	14.60	19.30	9.00	15.50
8	M	54	3.35	Maio	14.50	16.70	7.00	17.40	13.80	19.20	11.40
9	M	58	4.34	Maio	13.60	13.40	7.10	20.90	13.00	20.30	11.60
10	F	65	5.41	Maio	13.80	20.70	9.50	14.70	19.70	9.00	12.70
11	M	65	5.10	Maio	18.20	9.10	9.20	13.10	15.80	17.20	17.40
12	M	66	5.34	Maio	14.70	13.60	6.00	19.80	13.40	21.40	11.10
20	M	70	7.740	Maio	15.10	13.10	6.70	18.80	13.30	21.90	11.10
13	F	73	7.48	Maio	13.70	19.20	7.30	16.80	15.70	15.80	11.40
14	M	75	7.84	Maio	14.80	14.20	11.90	14.80	13.10	17.50	13.70
15	F	80	9.51	Maio	12.80	24.10	9.10	14.70	16.80	10.20	12.10
16	M	49	2.74	Junho	14.70	13.90	6.40	20.50	13.20	20.30	11.00
17	M	52	3.02	Junho	7.90	9.80	43.80	7.00	6.90	6.80	17.90
18	M	55	3.8	Junho	15.30	12.90	6.30	19.80	14.00	20.30	11.30
19	M	63	5.44	Junho	14.90	14.10	7.60	17.60	14.70	19.00	12.10

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

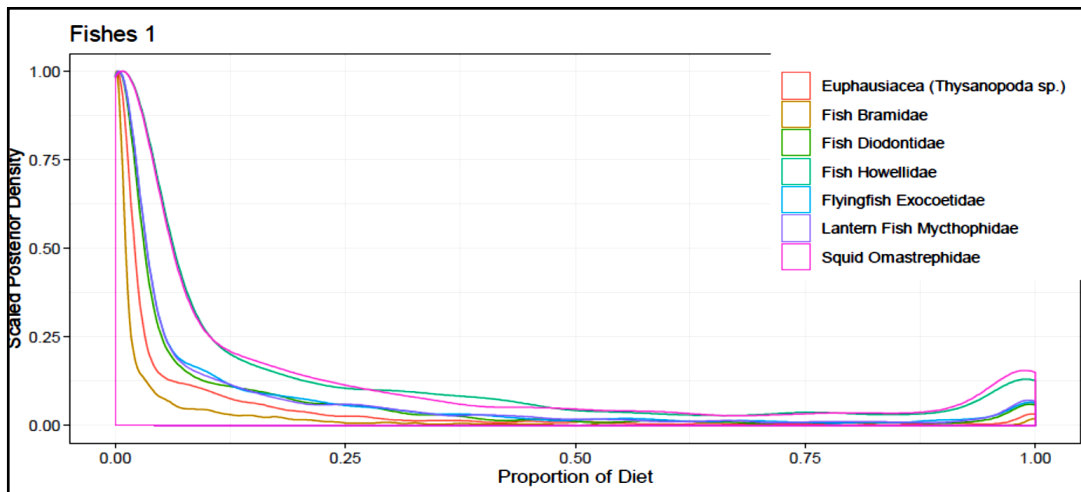
*Informações: S = Sexo - I = Indefinido, pois os animais já se encontravam eviscerados; F = fêmeas; M = machos. CF= Comprimento Furcal (cm); Peso= Medida de Peso Corporal (Kg). Itens alimentares: Exocoe. =Exocoetidae; Diodo.= Diodontidae; Bram.=Bramidae; Howel.= Howellidae; Myctho.= Myctophidae; Omastre.= Omatrephidae; Eufaus.= Euphausidae.

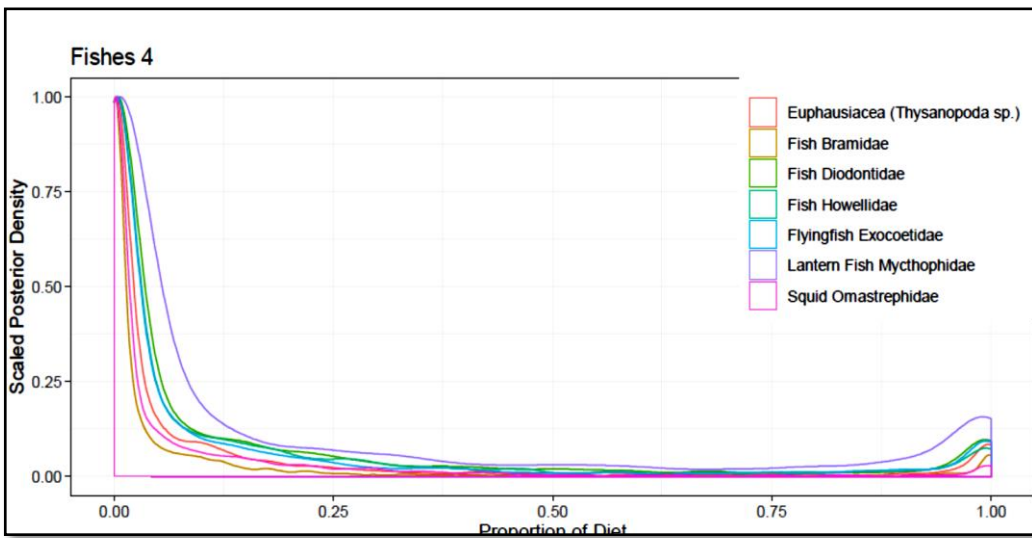
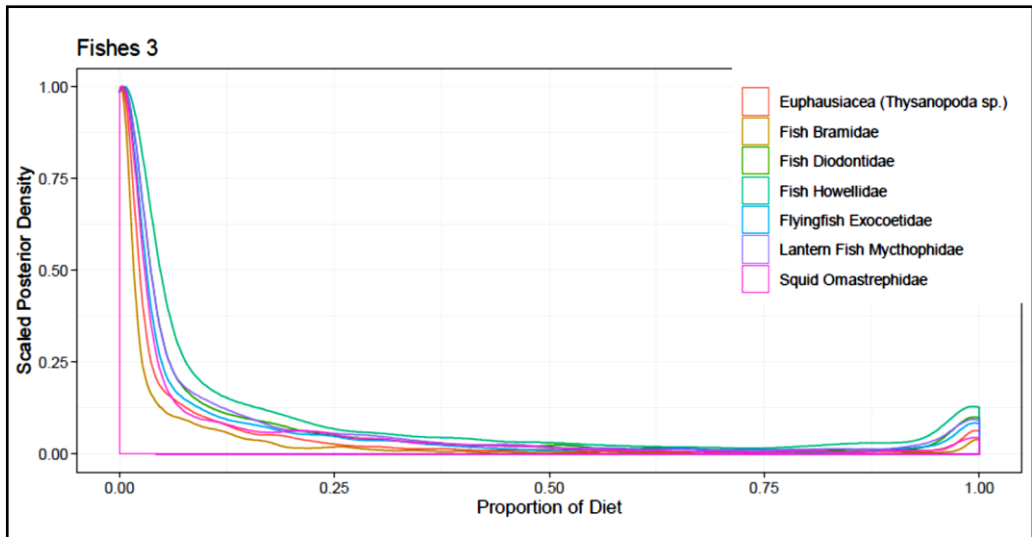
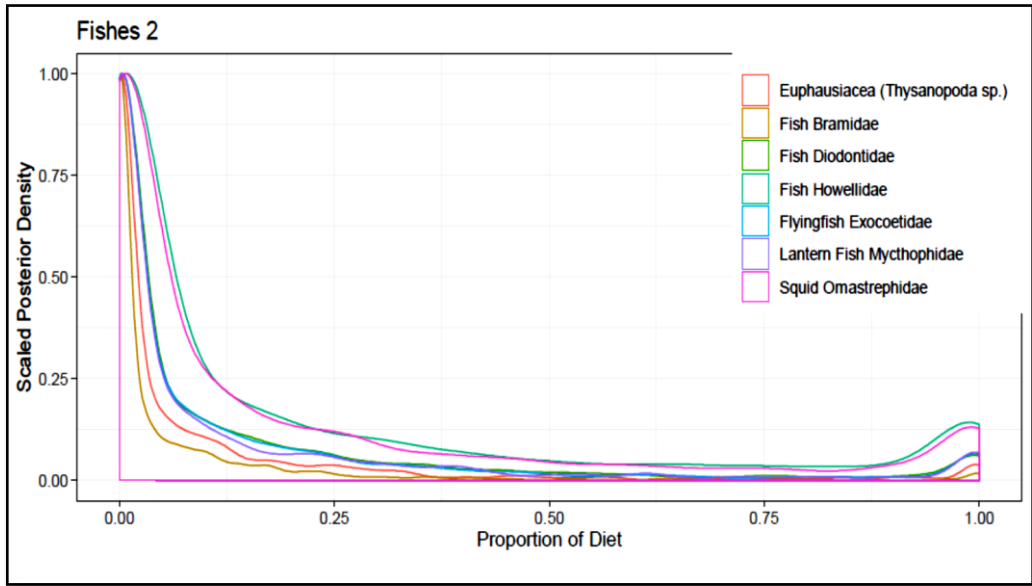
Figura 1B - Contribuição geral das dietas disponíveis considerando todo o conjunto de exemplares de *T. obesus* analisados em todo o período de amostragem.

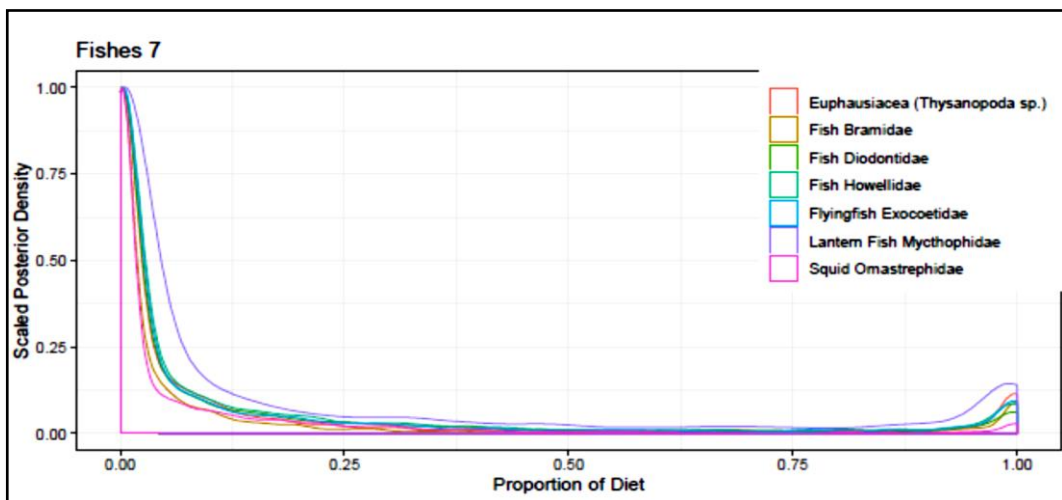
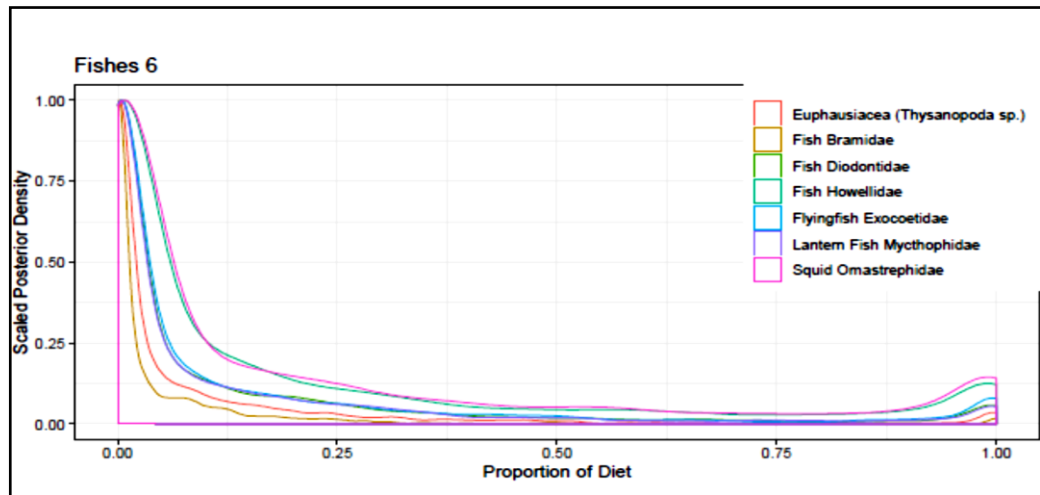
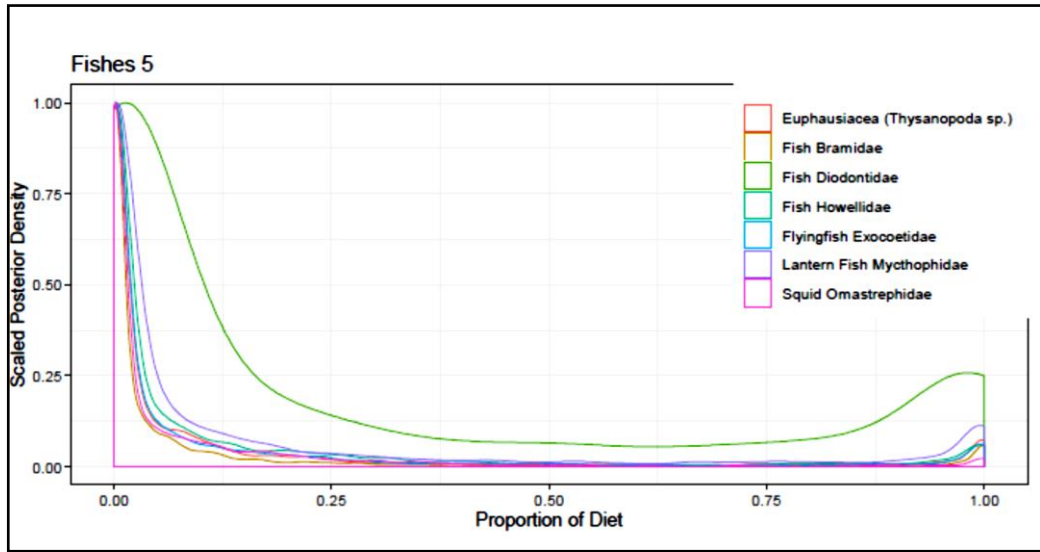


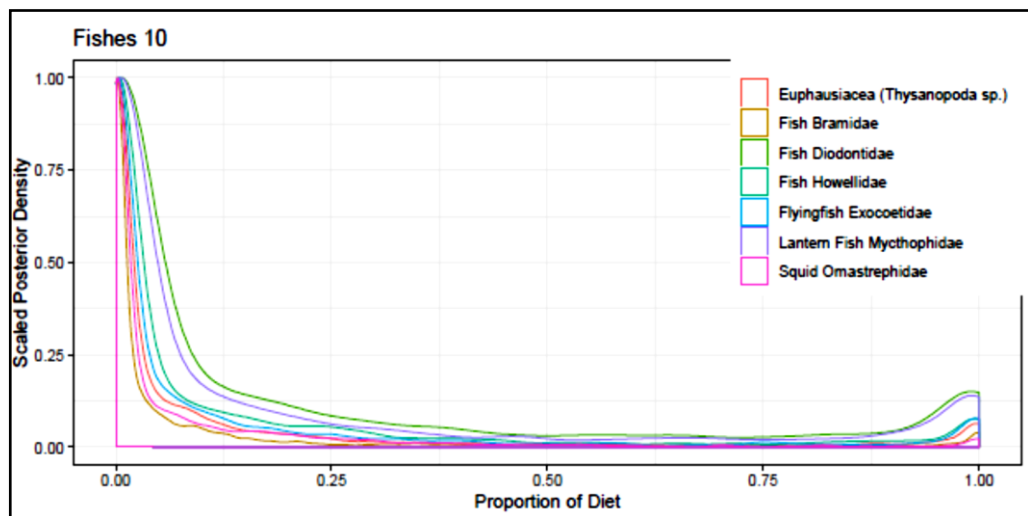
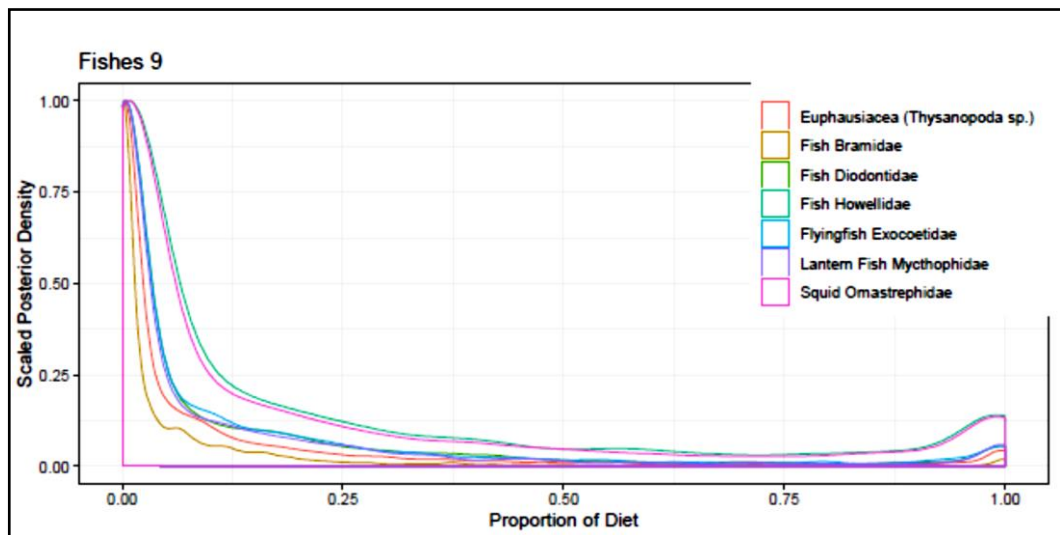
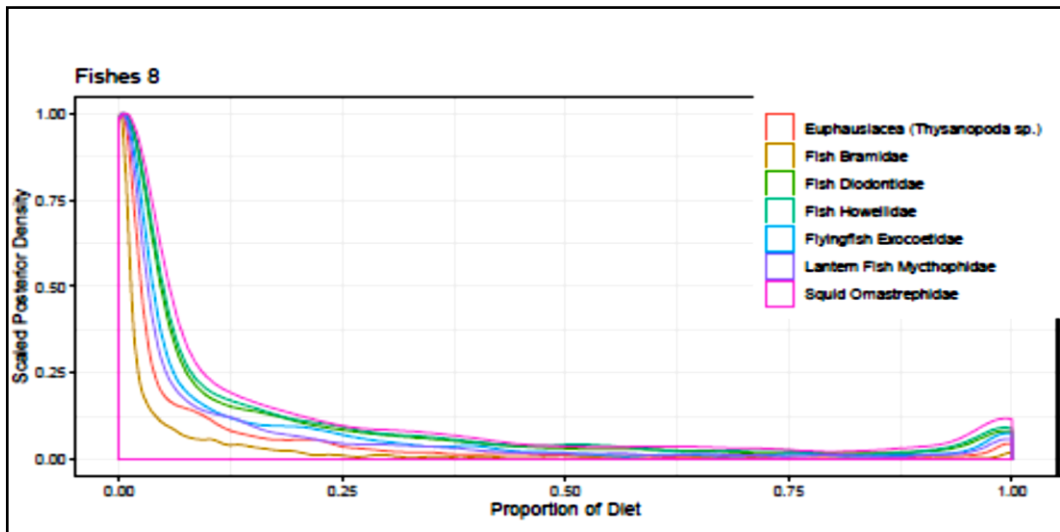
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

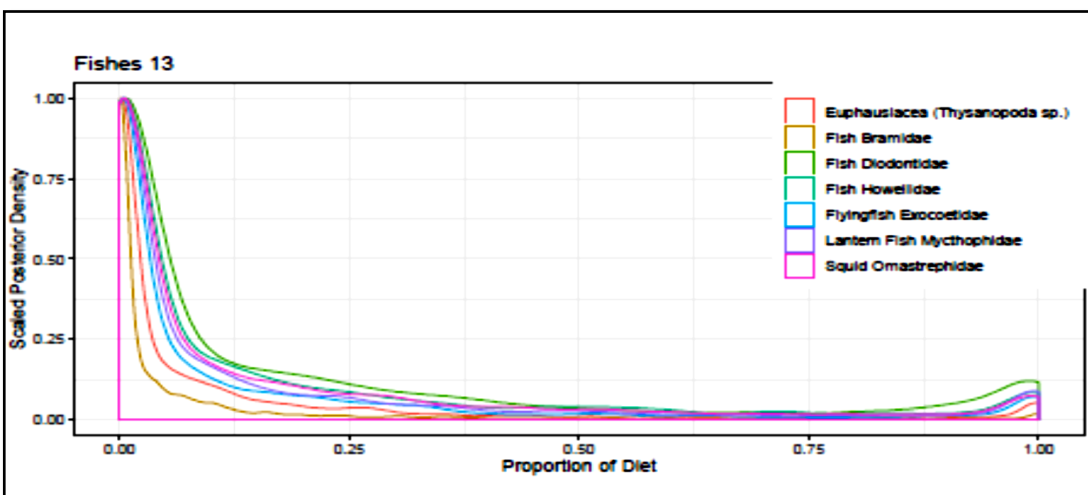
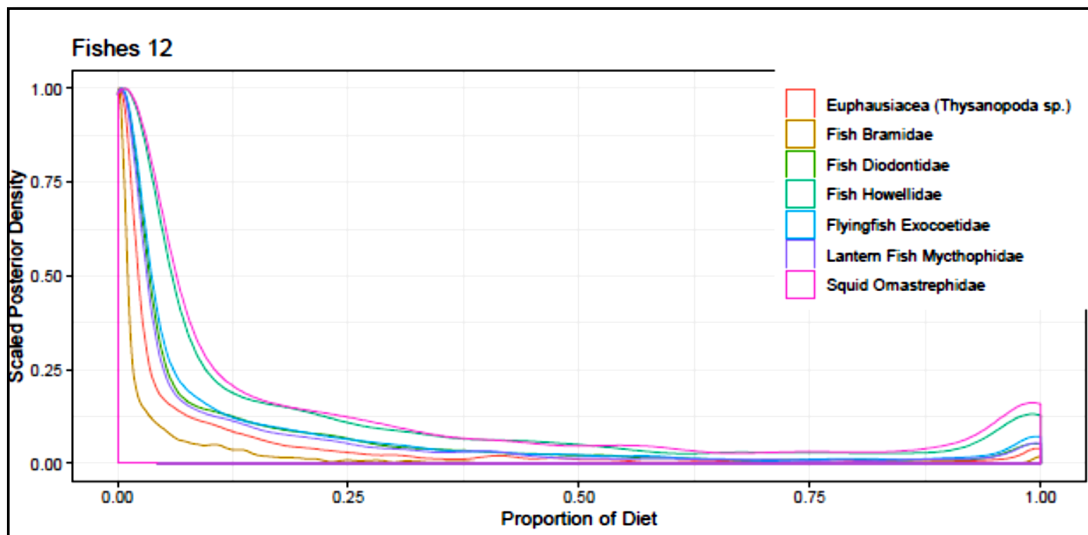
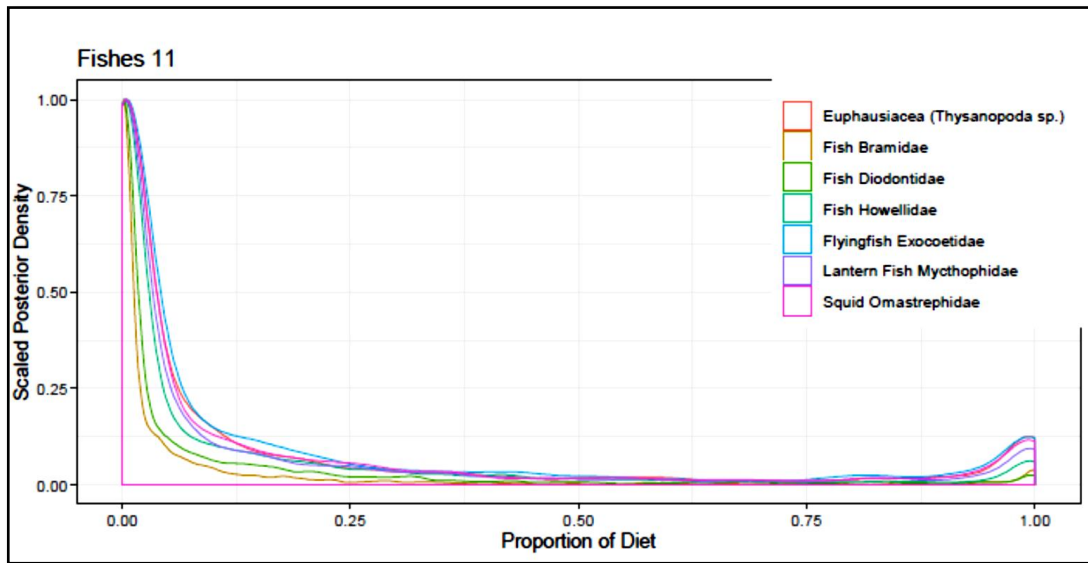
Figura 2B - Conjunto de 20 gráficos quanto à contribuição relativa individual das dietas disponíveis para exemplares de *T. obesus* determinado pelo modelo MixSIAR. Fonte: Elaborado pela autora (2020).

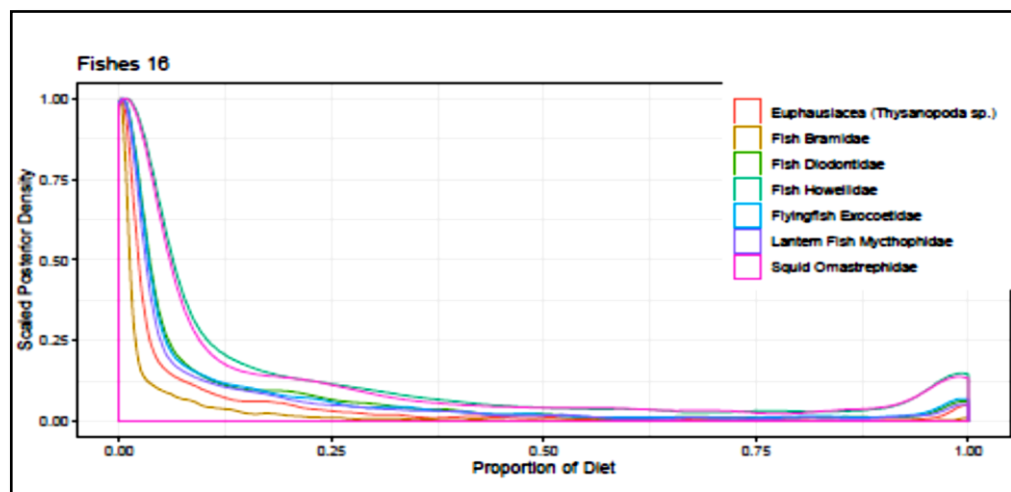
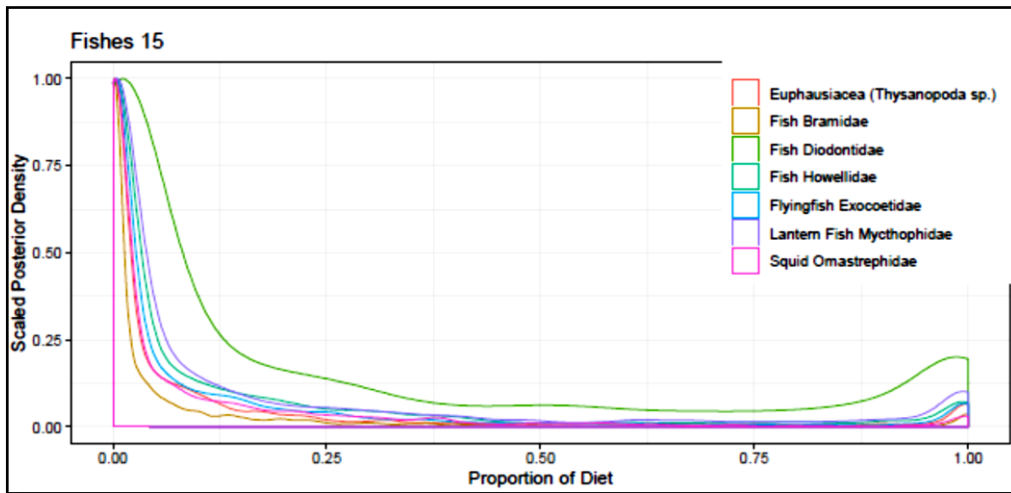
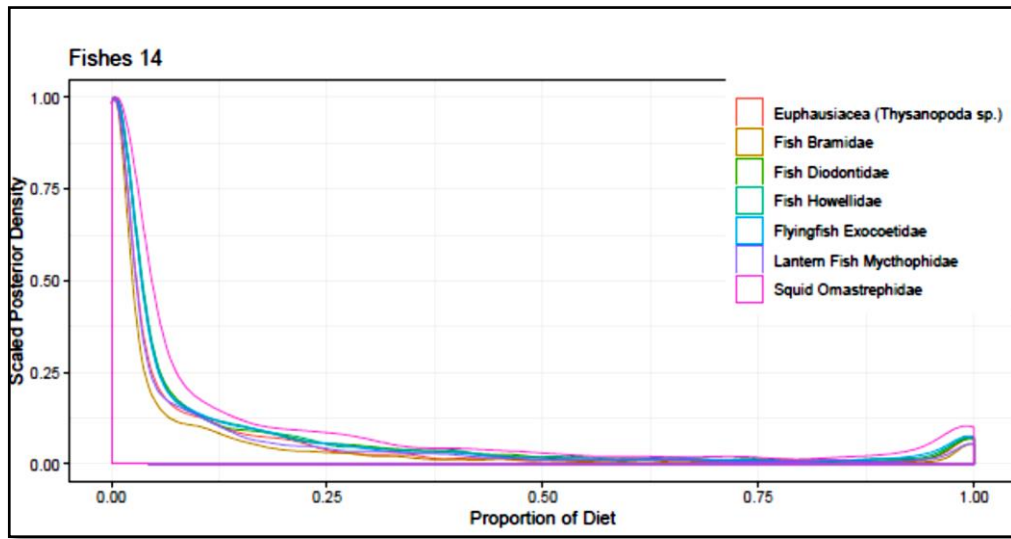


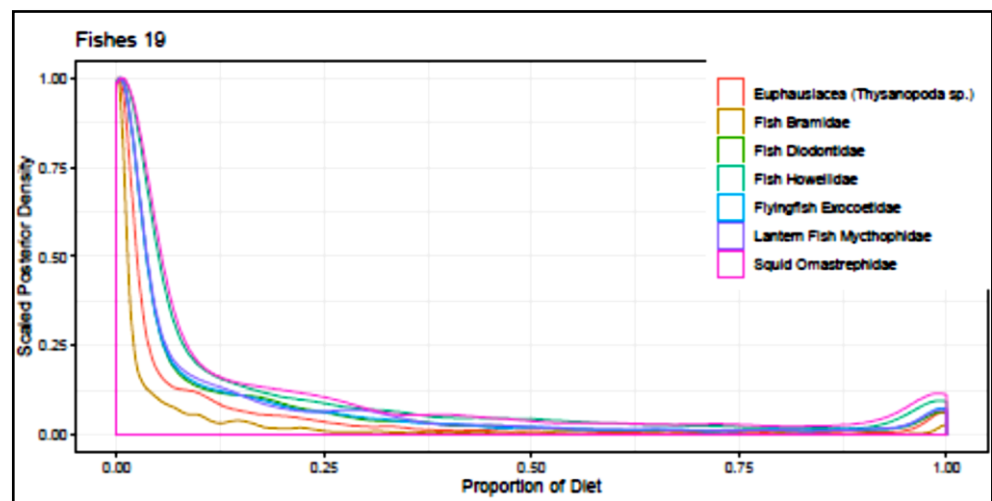
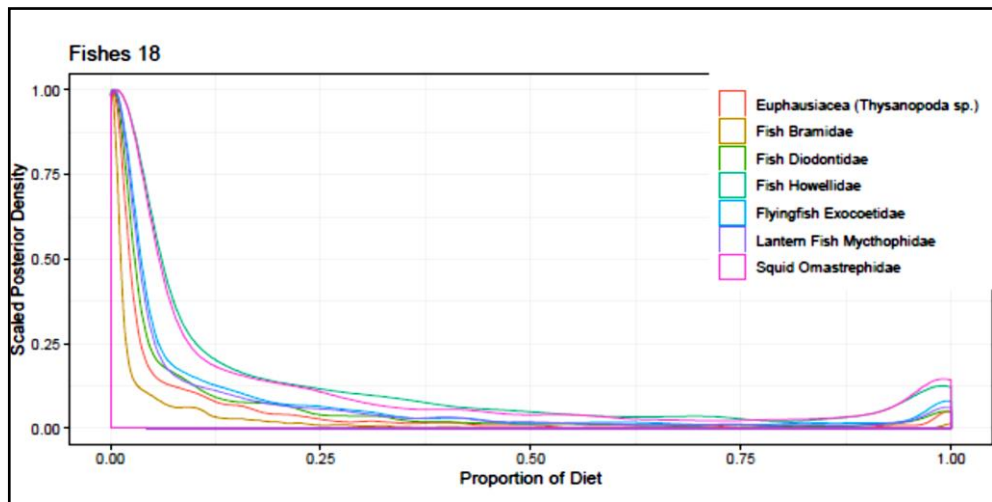
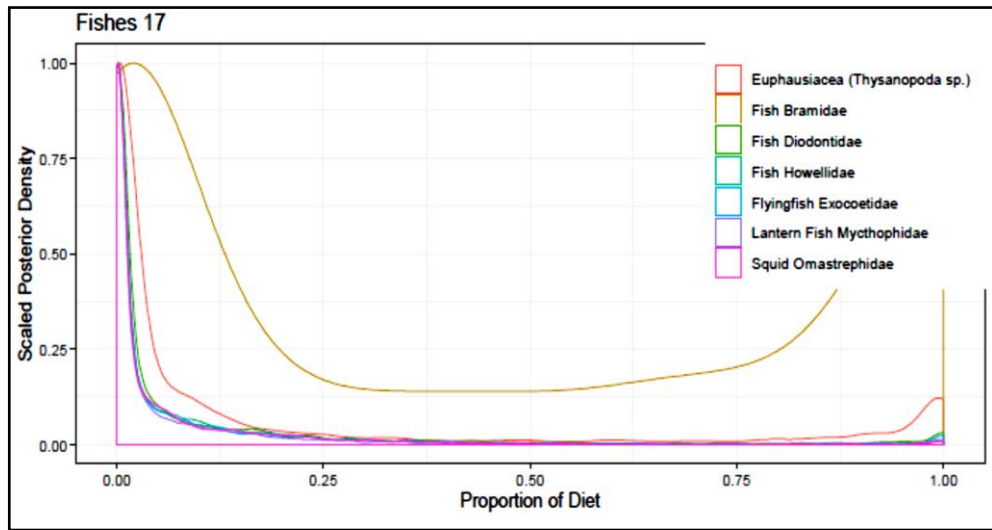












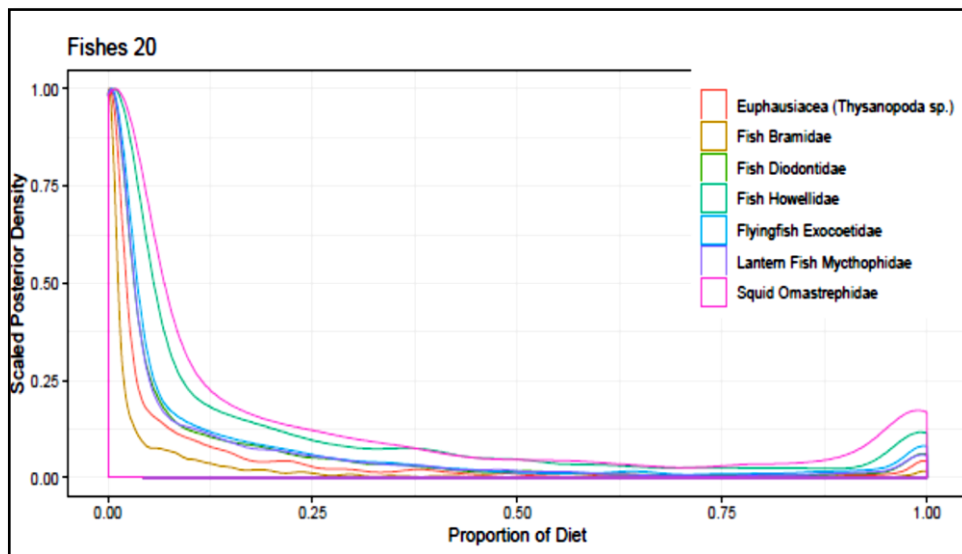
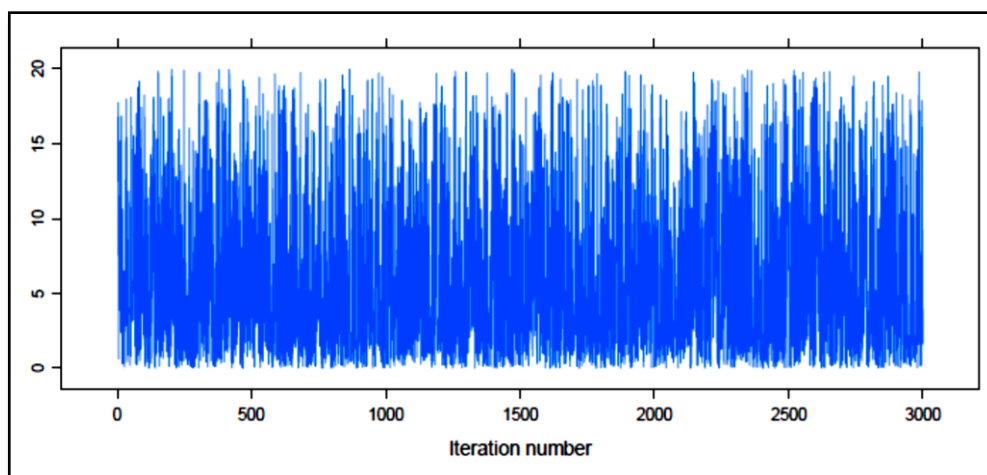


Figura 3B - Análise de convergência do fator individual utilizado.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 4B - Diagnóstico Gelman-Rubin com 291 variáveis estimadas para *T. obesus* e testadas no MixSIAR, no software R - versão 3.2.2. Point est = fator de redução de escala potencial - PRSF; IC superior = nível de confiança padrão de 95% para o limite de confiança superior.

```
#####
# Gelman-Rubin Diagnostic
#####

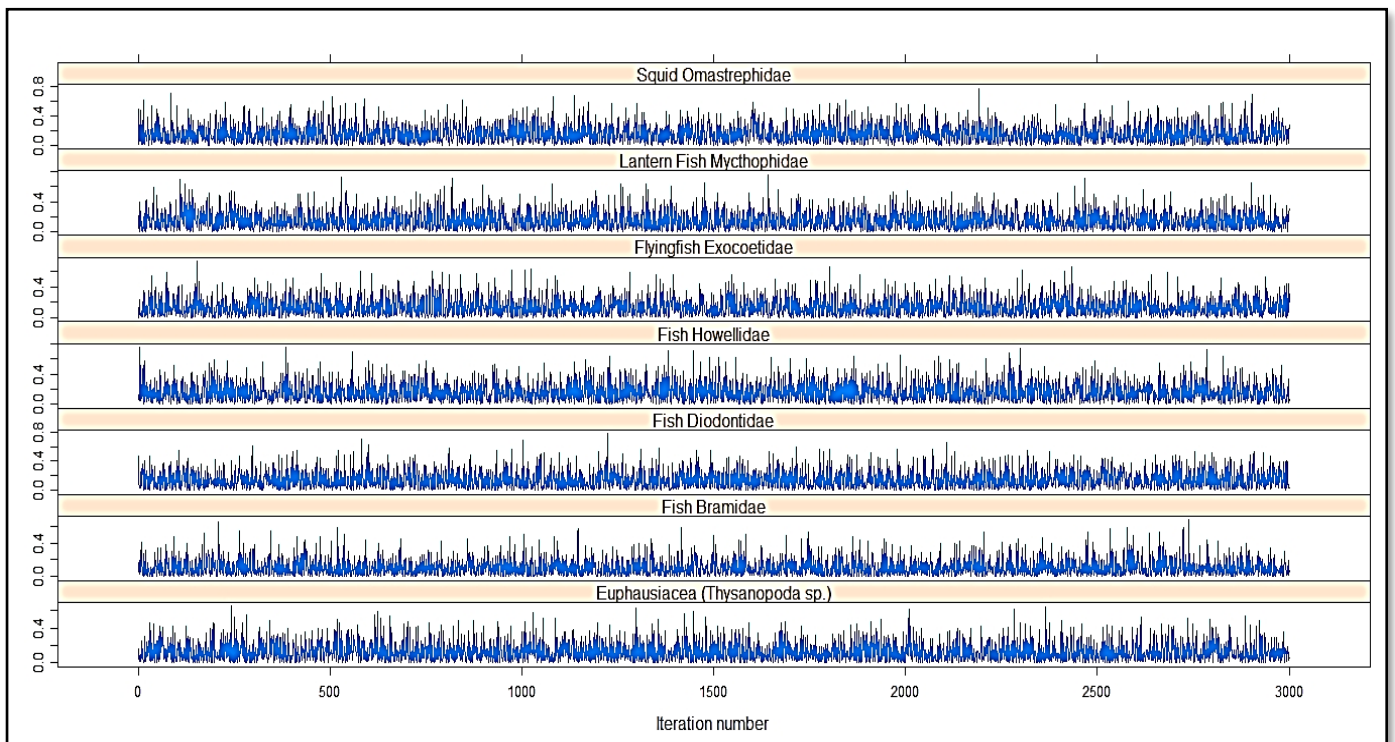
Generally the Gelman diagnostic should be < 1.05

Out of 291 variables: 1 > 1.01
                   0 > 1.05
                   0 > 1.1

The worst variables are:
      Point est. Upper C.I.
p. fac1[17,4]  1.015266  1.026718
ilr. fac1[4,5]  1.008905  1.016063
ilr. fac1[16,2] 1.008534  1.010652
p. fac1[13,7]  1.008089  1.014244
p. fac1[3,5]   1.008051  1.016528
p. fac1[20,2]  1.007774  1.012758
ilr. fac1[9,4]  1.007741  1.007917
ilr. fac1[11,5] 1.007469  1.013240
p. fac1[16,3]  1.006767  1.011388
ilr. fac1[4,6]  1.006415  1.008889
#####
```

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

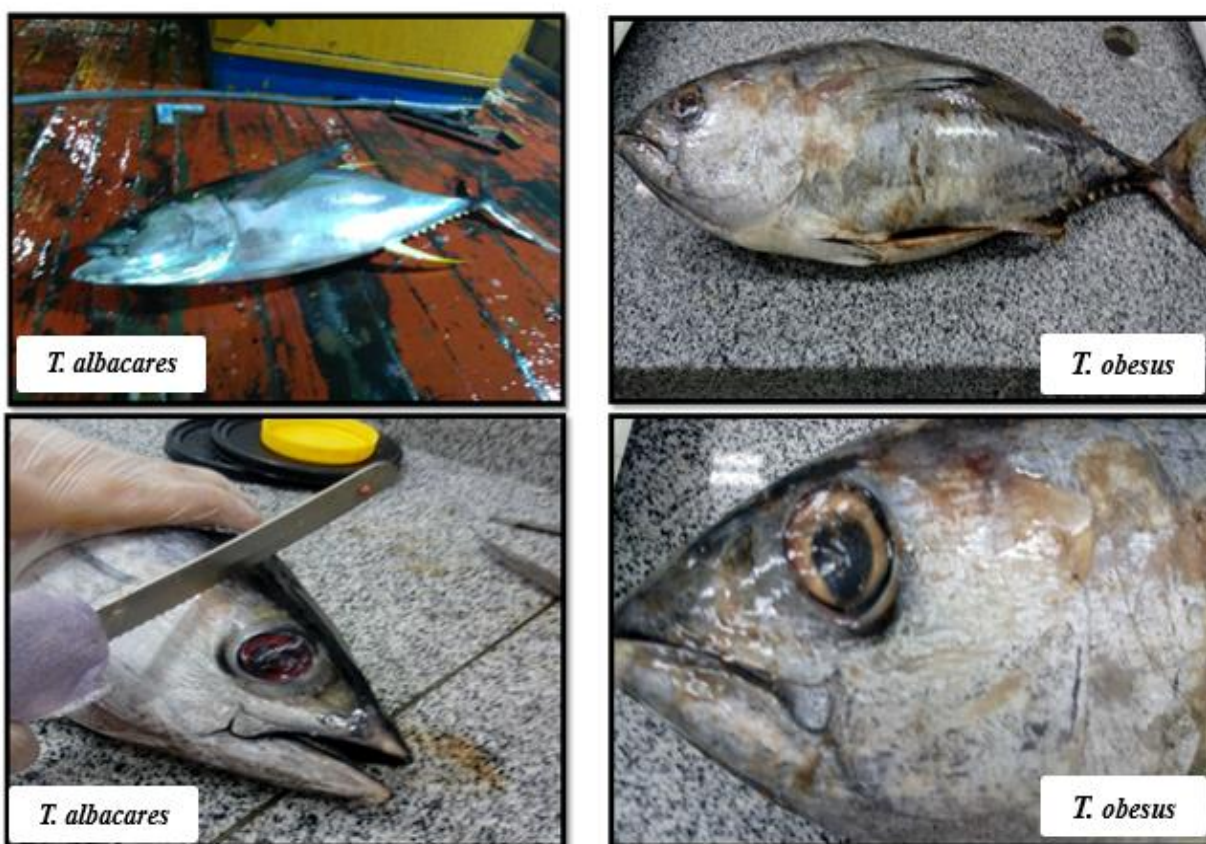
Figura 5B- Análise de convergência para os itens alimentares analisados para a espécie *T. obesus*.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

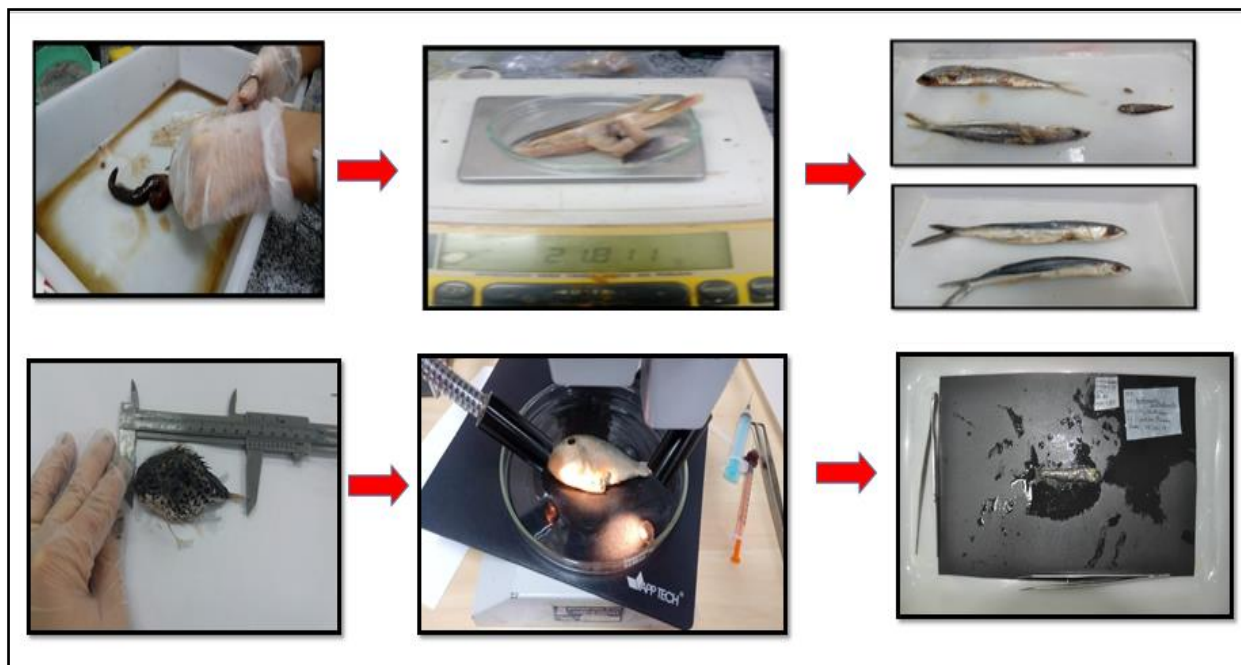
APÊNDICE C – Informações e imagens dos procedimentos metodológicos realizados na captura e preparo de amostras para análises de Hg total e da composição isotópica de C e N.

Figura 1C – Captura de amostras de atuns em regiões oceânicas do Atlântico Oeste Equatorial e transporte de amostras para o Laboratório de Tecnologia e Oceanografia Pesqueira – LABTOP, no departamento de Ciência Animal, da Universidade Federal Rural do Semiárido - UFRSA.



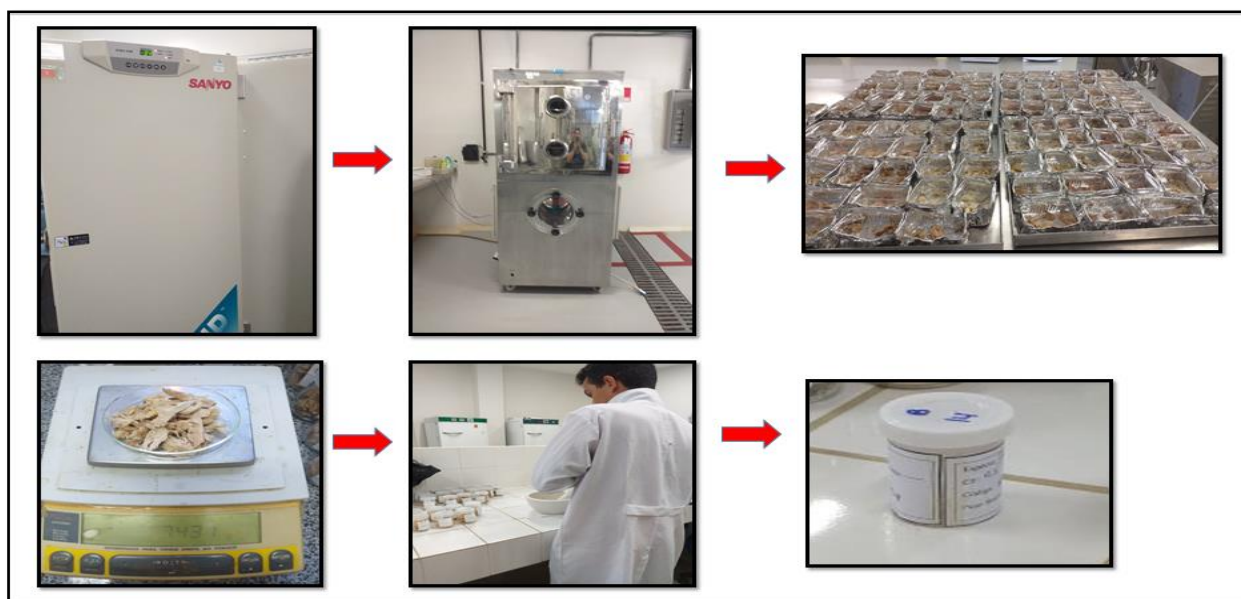
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 2C – Análise de conteúdo estomacal e identificação de itens alimentares no laboratório de Evolução e Conservação de Vertebrados Marinhos – Evolve, localizado no departamento de Biologia na Universidade Federal do Ceará – UFC.



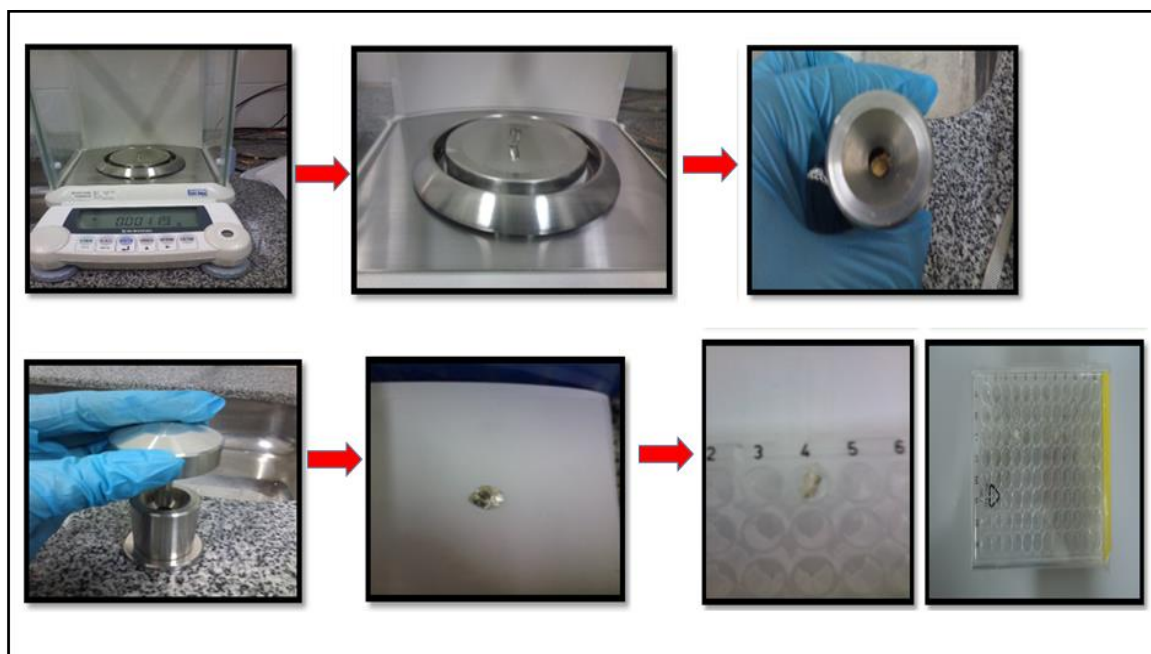
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 3C – Preparo, liofilização e pesagem das amostras para análises químicas.



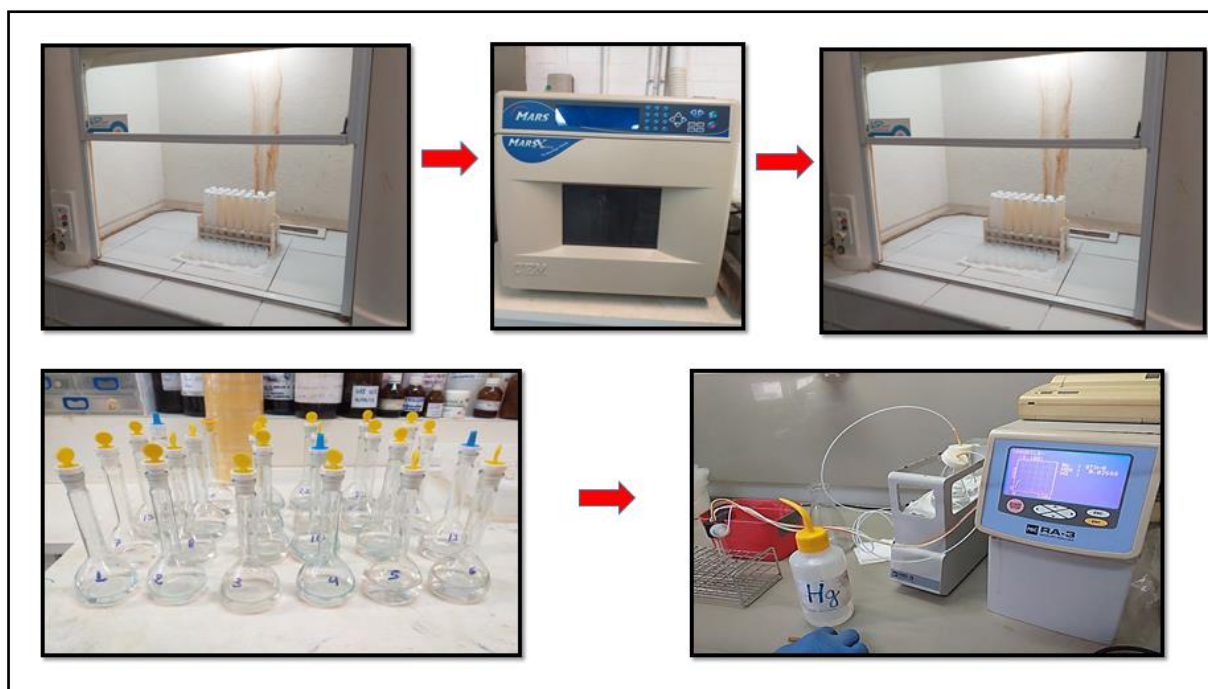
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 4C – Pesagem das amostras em cápsulas de estanho, encapsulamento e armazenamento em placa de 96 poços.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 5C - Realização das análises de Hg total nas amostras de itens alimentares no Laboratório de Biogeoquímica Costeira, localizado no Instituto de Ciência do Mar – LABOMAR, da Universidade Federal do Ceará - UFC.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).