

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS

ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM PESCADOS E
AVALIAÇÃO DO RISCO DO CONSUMO HUMANO

GISELE DE AQUINO PRADO DUARTE

VILA VELHA
FEVEREIRO/ 2024

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS

**ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM PESCADOS E
AVALIAÇÃO DO RISCO DO CONSUMO HUMANO**

Tese apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ciências Farmacêuticas, para a obtenção título de Doutor(a) em Ciências Farmacêuticas.

GISELE DE AQUINO PRADO DUARTE

VILA VELHA
FEVEREIRO/ 2024

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

D812a

Duarte, Gisele de Aquino Prado.

Análise da concentração de metais em pescados e avaliação do risco do consumo humano / Gisele de Aquino Prado Duarte – 2024.

91 f. : il.

Orientador: Alessandro Coutinho Ramos.

Tese (Doutorado em Ciências Farmacêuticas) – Universidade Vila Velha, 2024.

Inclui bibliografias.

1. Farmacologia e terapêutica. 2. Metais - Análise. 3. Consumo.
I. Ramos, Alessandro Coutinho. II. Universidade Vila Velha.
III. Título.

CDD 615

GISELE DE AQUINO PRADO DUARTE

ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM PESCADOS E AVALIAÇÃO DO RISCO DO CONSUMO HUMANO

Tese apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ciências Farmacêuticas, para a obtenção do grau de Doutora em Ciências Farmacêuticas.

Aprovada em 26 de fevereiro de 2024,

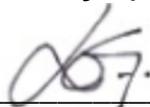
Banca Examinadora:



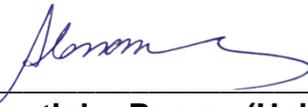
Dra Andréa Mendonça de Tassis Gomide (Universidade Vila Velha)



Dr. Luiz Fernando Loureiro Lourenço (Universidade Federal do Espírito Santo)



Dr. Levy de Carvalho Gomes (Miami Dade College)



**Dr. Alessandro Coutinho Ramos (Universidade Vila Velha)
Orientador**

AGRADECIMENTOS

Sou grata a Deus por ter me dado a chance de estudar e me dedicar a este projeto. Agradeço imensamente ao Dr. Levy de Carvalho Gomes, meu orientador, por sua amizade, apoio, incentivo e orientação constante em todos os momentos, além dos conselhos valiosos que me ajudaram a crescer e compreender os desafios da pesquisa e do doutorado. Também sou grata ao professor Dr. Alessandro Coutinho Ramos, que assumiu a responsabilidade de me orientar no meio do caminho e sempre me incentivou a buscar mais conhecimento.

Aos meus familiares, que estiveram ao meu lado e me apoiaram, especialmente durante as coletas. Vocês são minha base e minha referência. Amo vocês! Agradeço ao meu esposo Hebert, meu amigo e companheiro, por sempre acreditar em mim, me dando coragem e estando presente nas coletas sempre que possível. Ao meu filho Luiz Henrique, que muitas vezes, junto com Gabriel Possé, Érika e Lavínia, foram excelentes estagiários. A minha filha Lívia que teve que compartilhar parte de sua infância com uma rotina de mãe pesquisadora.

À Alexandra Caroline Veronez, minha parceira de laboratório, que sempre me ouviu com carinho nos momentos de desespero, fez parte de todo o trabalho, sempre disposta a ajudar, que sempre me esperava chegar das coletas com o laboratório organizado. Agradeço imensamente ao Abel, Adailton e Arnoilton (*in memoriam*), pescadores e agora amigos de Regência que me ajudaram e ensinaram muito, sobre a região, os costumes, indicando os locais para coleta, de acomodação e para além do trabalho compartilhando histórias.

Agradeço também à Dandara Cabral, que foi minha parceira que me apresentou a professora Dra. Maria Thereza, do LabPetro – UFES, uma pessoa maravilhosa, que foi até a UVV repassar os protocolos, que interrompeu suas férias e me ajudou com as análises de metais de forma rápida e eficaz, além de me explicar os resultados e apresentar soluções. Agradeço a equipe de técnicas do LabPetro – UFES: Suelen, Larissa e Bruna, que pacientemente me explicaram cada análise.

Agradeço também à professora Christiane Mileib, do curso de Nutrição da UVV, pelas orientações e possibilidades de análises estatísticas. Aos amigos do Laboratório de Ictiologia Aplicada – Lab Peixe, Gabriel, Gustavo e Kaique, que contribuíram com este trabalho. Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Farmacêuticas, que contribuíram para minha formação acadêmica e o desenvolvimento do trabalho. Por fim, minha gratidão à Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pelo financiamento da pesquisa, e à CAPES/PROSUP pela concessão da bolsa e a Universidade Vila Velha pela oportunidade de crescimento profissional.

“Amanheceu, nada pesquei
Parecia ser apenas mais um dia
Como qualquer um
Estava cansada
Sem forças, desanimada...
Deus conhece tua estrutura
Sabe o que está fazendo
Mesmo que seja difícil
Não pares, Ele está vendo
Colheu todas tuas lágrimas
E mandou a ti falar
Pegue o que Ele te entregou
E volte para o mar que é o teu lugar”
Não pare, Midian Lima

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
2.3.1 Metais essenciais	19
2.3.2 Metais não essenciais	21
2.4 Risco à saúde humana pelo consumo de pescado contaminado com metais	27
2.5 Legislação	29
3 OBJETIVOS	32
3.1 Objetivo geral	33
3.2 Objetivos específicos	33
4 HIPÓTESES	34
5 JUSTIFICATIVA	35
6 REFERÊNCIAS	36
CAPÍTULO 1:	43
1 INTRODUÇÃO	44
2 OBJETIVOS	47
2.1 Objetivo geral	47
2.2 Objetivos específicos	47
3 MATERIAL E MÉTODOS	48
3.1 Área de estudo	48
3.2 Aquisição dos indivíduos	48
3.3 Análise metais em tecidos	48
3.4 Cálculo do peso úmido das amostras	49
3.5 Cálculo do risco à saúde humana	50
3.6 Ingestão Diária Estimada	51
3.7 Quociente de risco	52
3.8 Cálculo do Quantidade Máxima de Consumo Seguro	53
3.9 Cálculo da Margem de Exposição para Chumbo	53
3.10 Análise estatística	54
4 RESULTADOS	55
4.1 Biometria	55
4.2 Cálculo do peso úmido das amostras	55
4.3 Análise metais em tecidos	55
4.4 Cálculo do risco à saúde humana	56
4.4.1 Ingestão Diária Estimada, quociente de risco e PTWI	56
4.4.2 Cenários para cálculo do Quantidade Máxima de Consumo Seguro	57
4.5 Cálculo da Margem de Exposição para Chumbo	57
5 DISCUSSÃO	59
5.1 Biometria	59
5.2 Análise metais em tecidos	59
5.3 Cálculo do risco à saúde humana	59
5.3.1 Ingestão Diária Estimada, quociente de risco e PTWI	59
5.3.2 Cenários para cálculo do Quantidade Máxima de Consumo Seguro	60
5.4 Cálculo da Margem de Exposição para Chumbo	61
5.5 Cálculo dos Valores de Referência para Ferro e Manganês	62

5.6 Concentração de metais nos peixes	63
6 CONCLUSÃO	66
7 REFERÊNCIAS	67
CAPÍTULO 2:	71
1 INTRODUÇÃO	72
2 OBJETIVOS	75
3.1 Objetivo geral	75
3.2 Objetivos específicos	75
3 MATERIAL E MÉTODOS	76
3.1 Área de estudo	76
3.2 Aquisição dos indivíduos	76
3.3 Análise de Mercúrio no mexilhão	76
3.4 Cálculo do Risco à saúde humana	77
3.5 Análise estatística	79
4 RESULTADOS	80
5 DISCUSSÃO	83
6 CONCLUSÃO	85
7 REFERÊNCIAS	86

LISTA DE FIGURAS

	CAPÍTULO 1	43
Figura	1 : <i>Pygocentrus nattereri</i> coletada em regência Linhares Espírito Santo	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	: Órgãos de deposição dos metais no organismo humano e suas consequências para a saúde	19
Tabela 2	: Função biológica e Dose de Referência dos metais essenciais	20
Tabela 3	: Possíveis efeitos adversos e Dose de Segurança dos metais não essenciais	21
Tabela 4	: Limites dos metais em alimentos segundo a legislação da ANVISA	32
	CAPÍTULO 1	43
Tabela 1	: Condições operacionais do ICP/MS	49
Tabela 2	: Percentuais de recuperação dos analitos presentes no Material de Referência Certificado (ERM – BB422), limites de quantificação praticável e detecção, limites de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ) dos analitos determinados por ICP-MS	49
Tabela 3	: Limites dos metais em alimentos segundo a legislação da ANVISA	51
Tabela 4	: Dados biométricos de <i>Pygocentrus nattereri</i> , coletadas em Regência, Linhares, ES, Brasil	55
Tabela 5	: Média de teor de umidade das amostras de <i>Pygocentrus nattereri</i> , coletadas em Regência, Linhares, ES, Brasil	55
Tabela 6	: Porcentagem de amostras de músculo de <i>Pygocentrus nattereri</i> , e amostras abaixo do Limite de Detecção (LD), coletadas em Regência, Linhares, ES, Brasil	55
Tabela 7	: Média de concentração de metais nas amostras de músculo de <i>Pygocentrus nattereri</i> , valores em média, desvio e coeficiente de variação das concentrações dos elementos nas amostras coletadas em Regência em Linhares, Brasil	56
Tabela 8	: Análise de risco humano nas amostras <i>Pygocentrus nattereri</i> , coletadas na região de Regência em Linhares, Brasil, com destaque para os valores de ingestão diária estimada (EDI) e HQ (Quociente de risco)	56
Tabela 9	: Cálculo do Consumo Diário Seguro de filés de <i>Pygocentrus nattereri</i> de acordo com a legislação da EPA e ANVISA. 48	57
Tabela 10	: Cálculo do BMDL para Chumbo nas amostras de filé de <i>P.nattereri</i>	58
Tabela 11	: Comprometimento dos valores máximos de suplementação de Ferro e Manganês para adultos	58
	CAPÍTULO 2	71
Tabela 1	: Condições operacionais do DMA-80	75
Tabela 2	: Programa de aquecimento	76
Tabela 3	: Percentuais de recuperação dos analitos presentes no Material de Referência Certificado (ERM®- CE278k)	76
Tabela 4	: Média do comprimento de mexilhões <i>Perna perna</i> coletados no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma	79

Tabela	5	: Média do peso de mexilhões <i>Perna perna</i> coletados no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma	79
Tabela	6	: Média de concentração de mercúrio em mexilhões <i>Perna perna</i> coletados no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma	81
Tabela	7	: Cálculo de Consumo Diário Seguro de mexilhões <i>Perna perna</i> coletados no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma, de acordo com a legislação da EPA e ANVISA	81

LISTA DE ABREVIATURAS

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BMDL	Benchmark Dose Lower Confidence Limit
BW	Body Weight
CRA	Centro de Recursos Ambientais
Cfish	Concentração Média de metal em peixe
CMussel	Concentração Média de metal em mexilhão
DCfish	Consumo diário de peixe (g/dia) per capita;
DCMussel	Consumo diário de mexilhão (g/dia) per capita;
CGVAM	Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental
EDI	Ingestão Diária Estimada
ERM	European Reference Material
EROS	Espécie Reativa de Oxigênio
EWI	Ingestão Semanal Estimada
FAO	Food and Agriculture Organization
FBA	Fator de Bioacumulação
FBC	Fator de Bioconcentração
FIOCRUZ	Fundação Oswaldo Cruz
HQ	Quociente de Risco
IARC	International Agency for Research on Cancer
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
JECFA	Joint Expert Committee on Food Additives
LD	Limite de quantificação
LQ	Limite de Detecção
LMT	Limite Máximo Tolerável
MAPA	Ministério da Agricultura e da Pesca
MeHg	Metilmercúrio
MSCQ	Quantidade Máxima de Consumo Seguro
OMS	Organização Mundial de Saúde
PNRC	Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes
PTMI	Provisional Tolerable Monthly Intake
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake
MSCQ	Maximum Safe Consuming Quantity
RfD	Dose de Referência
RNS	Espécies Reativas de Nitrogênio
SNC	Sistema Nervoso Central
T-Hg	Mercúrio Total
THQ	Quociente Alvo de Perigosidade
TWI	Ingestão Semanal Tolerável
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency
UVV	Universidade Vila Velha

VIGIPEQ Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes
Químicos

WHO World Health Organization

RESUMO

Gisele de Aquino Prado Duarte; Dr:Universidade Vila Velha - ES; Fevereiro 2024; **Análise da concentração de metais em pescados e avaliação do risco do consumo humano.** Orientador: Alessandro Coutinho Ramos.

As atividades humanas contribuem para o aumento da concentração de metais, especialmente em ecossistemas aquáticos, tornando-os biodisponíveis e acumulando-se nos compartimentos ambientais e podem bioacumular nos organismos. Este trabalho teve o objetivo de verificar se a concentração de Alumínio, Cádmio, Chumbo, Cromo, Ferro, Manganês e Mercúrio em pescado do Espírito Santo, encontra-se dentro dos valores estabelecidos como seguros para consumo humano. Foram coletadas amostras de tecidos de Piranha vermelha (*Pygocentrus nattereri*) em Regência, Linhares Espírito Santo e de mexilhão (*Perna perna*) do litoral sul do Espírito Santo. Os animais coletados, foram acondicionados em caixas com gelo e levados para o laboratório de Ictiologia Aplicada (Lab-Peixe/UVV), onde foram feitas biometria e retiradas amostras de músculo branco, para análise da concentração dos metais por espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado ICP-MS e analisador direto de mercúrio DMA-80. A concentração dos metais em tecidos de peixes e as referências para consumo humano foram comparadas com níveis máximos permitidos na legislação. A concentração de metais nas amostras de *Pygocentrus nattereri*, excederam os valores considerados como seguros pela legislação, já as amostras de *Perna perna* estavam dentro dos valores considerados como seguro para o consumo humano.

Palavras chaves: Bioacumulação; Risco de consumo; Análise de metais; Dose de Referência; Ingestão Diária Recomendada.

ABSTRACT

Gisele de Aquino Prado Duarte; Dr:Vila Velha University - ES; February 2024;
Analysis of the concentration of metals in fish and assessment of the risk of human consumption. Advisor: Alessandro Coutinho Ramos.

Human activities contribute to the increase in the concentration of metals, especially in aquatic ecosystems, making them bioavailable and accumulating in environmental compartments and can bioaccumulate in organisms. This work aimed to verify whether the concentration of aluminum, cadmium, lead, chromium, iron, manganese and mercury in fish from Espírito Santo is within the values established as safe for human consumption. Tissue samples were collected from red piranha (*Pygocentrus nattereri*) in Regência, Linhares Espírito Santo and from mussels (*Perna Leg*) from the south coast of Espírito Santo. The collected animals were placed in boxes with ice and taken to the Applied Ichthyology laboratory (Lab-Peixe/UVV), where biometry was performed and samples of white muscle were taken for analysis of metal concentration by inductively coupled plasma mass spectrometry. coupled ICP-MS and DMA-80 direct mercury analyzer. The concentration of metals in fish tissues and references for human consumption were compared with maximum levels permitted by legislation. The concentration of metals in the *Pygocentrus nattereri* samples exceeded the values considered safe by legislation, while the *Perna Perna* samples were within the values considered safe for human consumption.

Keywords: Bioaccumulation; Risk of consumption; Metal analysis; Reference Dose; Recommended Daily Intake.

1 INTRODUÇÃO

O processo de urbanização e as alterações no uso da terra, como a produção de alimentos, extração de recursos, conversão de áreas naturais para pecuária e monoculturas, provocam mudanças nos processos hidrológicos, geoquímicos e biológicos naturais. Isso se deve à produção e descarga de resíduos provenientes dessas atividades (Eagles-Smith *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2022; Lima *et al.*, 2022; Anual *et al.*, 2023).

As atividades humanas contribuem para o aumento da concentração de metais, especialmente em ecossistemas aquáticos, tornando-os biodisponíveis e acumulando-se nos compartimentos ambientais, como solo, água e animais (Silva *et al.*, 2019; Angheben *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2019a). Os efluentes provenientes tanto de fontes domésticas quanto industriais, juntamente com o uso de pesticidas e fungicidas na agricultura, e os resíduos resultantes da exploração mineral, representam grandes fontes de metais para o ambiente aquático. O lançamento de metais pesados nesse meio causa uma série de problemas ambientais significativos (Lima *et al.*, 2015; Angheben *et al.*, 2019).

A contaminação por metais pesados no ambiente aquático é uma séria preocupação em todo o mundo (Alam, Rohani, & Hossain, 2023). O ecossistema aquático compreende uma rede complexa de interação entre fatores bióticos e abióticos, por isso uma preocupação com as interações ecológicas no ambiente aquático é a contaminação com elementos tóxicos (Rodrigues *et al.*, 2019a). A exposição destes indivíduos presentes neste ambiente é capaz de assimilar e reter estes contaminantes acarretando o aumento de sua concentração em seu organismo, tendo a probabilidade de causar efeitos deletérios (Azad *et al.*, 2019).

Devido a não biodegradação dos metais tóxicos no ambiente aquático, uma vez liberados, esses metais têm uma longa persistência, sendo acumulados ao longo das cadeias alimentares (Strungaru *et al.*, 2018; Anual *et al.*, 2023). Essa persistência dos metais no ambiente resulta em impactos de longo prazo, mesmo após a interrupção das emissões, podendo levar à bioacumulação, resultando em concentrações altamente tóxicas para diversas espécies, incluindo os seres humanos (Ferreira, 2022).

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Bioconcentração, bioacumulação, biomagnificação

Os organismos em ambientes aquáticos têm diversas formas de captar metais. Isso pode ocorrer por meio da dieta, ao consumirem outros organismos contaminados na cadeia trófica. Além disso, a exposição direta nas brânquias através da interação com a coluna d'água, a ingestão de água contaminada, a interação com o sedimento e a ingestão de partículas que contêm contaminantes também são vias importantes de absorção de metais (Silva & Santos, 2012).

A bioconcentração é a tendência de um agente químico específico ser acumulado pela biota através da água. Isso ocorre quando os produtos químicos presentes em sistemas aquáticos se acumulam nos organismos, seja por captação direta da água pelas brânquias ou pela pele, ou através do consumo de alimentos contaminados (biomagnificação) (Van der Oost *et al.*, 2003; Kehrig *et al.*, 2011).

O Fator de Bioconcentração (FBC), é a relação entre a concentração do composto químico presente nos tecidos dos organismos com a concentração deste dissolvido na coluna d'água (Kehrig *et al.*, 2011), onde só é considerado a absorção da substância pelo organismo através de superfícies respiratórias e dérmicas (Santana & Cavalcante, 2016).

A bioacumulação ocorre através de todas as fontes ambientais, seja pela água ou pelo alimento ao longo da vida do organismo (Kehrig *et al.*, 2011; Santana & Cavalcante, 2016). Essa acumulação é influenciada pela capacidade do organismo de metabolizar e eliminar compostos. Geralmente, os compostos químicos passam por biotransformação, sendo convertidos em derivados mais hidrofílicos, uma forma mais facilmente eliminada (Wu *et al.*, 2005; Santana & Cavalcante, 2016; Van der Oost *et al.*, 2003).

A bioacumulação deve ser considerada como um critério de risco, uma vez que alguns efeitos podem se manifestar em fases posteriores da vida e podem aparecer apenas em níveis superiores de uma cadeia alimentar (Van der Oost *et al.*, 2003).

A biomagnificação é caracterizada pelo aumento da concentração de uma substância ou elemento nos organismos vivos à medida que atravessam a cadeia alimentar, acumulando-se em níveis tróficos mais elevados. Esse fenômeno relevante destaca como determinadas substâncias podem se intensificar ao progredirem na cadeia alimentar, apresentando potencial risco ambiental (Kehrig *et al.*, 2011; Santana & Cavalcante, 2016).

2.2 Bioacumulação na biota aquática

Os metais, quando presentes em altas concentrações no meio aquático, podem ser acumulados na biota, sendo os peixes foco de diversos estudos, pois absorvem esses metais e bioacumulam em seus tecidos (Lima *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2019). Os bivalves, como os mexilhões, também têm a capacidade de concentrar metais em níveis significativamente mais altos do que os encontrados na água, mesmo em ambientes contaminados (Ferreira *et al.*, 2013).

Mesmo em concentrações baixas, a contaminação por metais no ambiente expõe os organismos de forma crônica, elevando o risco de desenvolvimento de alterações reprodutivas (Rodrigues *et al.*, 2019b). O acúmulo de metais pode ser influenciado pelo tipo de metal, e também pela espécie de peixe, assim podem se acumular no fígado, brânquias e também no músculo, sendo o músculo a parte mais consumida na alimentação humana (Angheben *et al.*, 2019).

Os hábitos alimentares dos peixes desempenham um papel fundamental na determinação da quantidade de metais acumulados, espécies carnívoras que se alimentam de outros peixes ou alimentos à base de carne são mais propensas a acumular e absorver poluentes à base de metais em comparação com peixes onívoros e/ou herbívoros (Parang & Esmailbeigi, 2022).

Os peixes são potencialmente as principais fontes de exposição humana a diversos poluentes ambientais, especialmente metais tóxicos (Silva *et al.*, 2019). Sendo assim os peixes atuam como organismos “sentinela” para indicar o potencial de exposição das populações humanas a produtos químicos genotóxicos na água potável (Al-Sabti, 1995). Já os mexilhões *Perna perna* são invertebrados sésseis e possuem a capacidade de suportar mudanças no ambiente, indicando a qualidade do ambiente, sobrevivendo às diferentes condições, incluindo ambientes contaminados, e podem acumular esses contaminantes em seus tecidos (Ferreira *et al.*, 2013; Rizzini *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2022).

2.3 Metais

Os metais têm um papel importante no ambiente e nos organismos, ocorrendo naturalmente em pequenas quantidades. Entre eles, destacam-se o zinco (Zn), Ferro (Fe), Manganês (Mn), cobre (Cu) e cobalto (Co). Os metais entram em contato com o corpo humano através da comida, água e ar, acumulando-se ao longo do tempo.

Embora alguns desses sejam micronutrientes essenciais, podem se tornar nocivos em excesso, prejudicando o bem-estar dos organismos (Lima Jr *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2019; Kapepa, 2020; Ferreira, 2022).

Os metais têm o potencial de causar intoxicação em seres humanos, seja por contato direto, ingestão acidental ou através da cadeia alimentar, devido à capacidade de bioacumulação (Cruz *et al.*, 2021). Alguns metais não essenciais, como Alumínio (Al), Cádmio (Cd), Mercúrio (Hg), Chumbo (Pb), entre outros, não possuem funções biológicas relevantes e, em excesso, podem causar danos ao metabolismo (Silva *et al.*, 2019).

Elementos traço referem-se àqueles elementos que ocorrem em níveis de parte por milhão, estes elementos podem ser tóxicos, como Pb, Cd, Hg, As, e U, ou biologicamente essenciais como Co, Cu Mn, Se e Zn. Os elementos-traço não são degradáveis (Lima & Meurer, 2014).

Os efeitos tóxicos dos metais podem incluir redução na capacidade física, náuseas, vômitos, interferência na reprodução e até mesmo o desenvolvimento de câncer, levando à morte (Kapepa, 2020). Alguns desses metais são classificados como cancerígenos para os humanos, especialmente quando há exposição excessiva. Isso pode resultar em estresse oxidativo e acúmulo de radicais livres, considerados fatores significativos no desenvolvimento tumoral durante o processo de carcinogênese (Cruz *et al.*, 2021). Na tabela 1 estão descritos alguns elementos-traço e sua consequência na saúde humana.

Tabela 1: Órgãos de deposição dos metais no organismo humano e suas consequências para a saúde.

Elemento	Órgão de deposição	Consequências
Cádmio	Sistema e órgãos	Necrose ovariana e dos testículos, danos no fígado, gastrintestinal, disfunção dos rins, doenças nos ossos, câncer, doença pulmonar
Cromo	Sistemas reprodutor, urinário, nervoso e imunológico, pulmão, coração, estômago e intestino.	Câncer de pulmão e da bexiga, mortalidade infantil, afeta as enzimas da replicação e reparo do DNA, cardiovascular, inibição dos espermatozoides, atrofia dos testículos, gastrointestinal
Manganês	Sistema nervoso	Deficiência intelectual, mortalidade infantil, doença de Parkinson
Mercúrio	Sistema e órgãos	Nervoso, colapso cardiovascular, espermatozoide, danos gastrointestinais severos, falha renal.
Chumbo	Células, cérebro, rins, sistema reprodutor e ósseo	Diminuição de QI, déficit de atenção, baixo peso ao nascer ou prematuro, danos renais, dores nos ossos, aumento da morfologia da cabeça dos espermatozoides

Fonte: adaptado de Kapepa, 2020.

2.3.1 Metais essenciais

Os elementos químicos essenciais e sua função biológica com a respectiva dose, estão na tabela 2.

Tabela 2: Função biológica e Dose de Referência dos metais essenciais

Elemento	Função biológica	Dose de Referência Adulto
Cromo (Cr)	Essencial para o metabolismo da glicose.	45µg/dia
Ferro (Fe)	Componente da hemoglobina responsável pelo transporte de oxigênio no sangue.	34,7 mg/dia
Manganês (Mn)	Participa de reações enzimáticas e da atividade da vitamina B1 em quantidades mínimas	2,3 mg /dia

Fonte: adaptado de ANVISA, 2019.

Cromo (Cr)

O Cromo é um mineral essencial que desempenha um papel importante no metabolismo de glicose e lipídios (WHO, 1996). Sua deficiência está associada ao retardo no crescimento e à intolerância à glicose (Fujimoto *et al.*, 2005). Além de suas funções no organismo, o Cromo é utilizado em diversas aplicações industriais, incluindo a indústria do couro, a produção de tintas e o processamento de aço, entre outros usos (Lima Jr *et al.*, 2002).

Ferro (Fe)

O Ferro está amplamente distribuído no solo, na água e na atmosfera, sendo essencial para diversas funções fisiológicas em vários organismos. No entanto, concentrações excessivas de Ferro podem ter impactos negativos na homeostase do organismo (Lima Jr *et al.*, 2002; Santos & Silva, 2015; Singh *et al.*, 2019).

No sistema biológico, o Ferro existe em duas formas: o Ferro férrico insolúvel em água (Fe^{3+}) e o Ferro Ferroso solúvel em água (Fe^{2+}), que é biodisponível para a maioria dos organismos. Esta forma de Ferro é conhecida por se ligar a proteínas transportadoras de oxigênio, como a hemoglobina e a mioglobina, além de enzimas contendo Ferro, como a citocromo oxidase (Singh *et al.*, 2019).

Para animais aquáticos, o Ferro Ferroso (Fe^{2+}) é considerado tóxico, pois se liga à superfície das brânquias, sendo oxidado em Ferro férrico insolúvel (Fe^{3+}). Esse processo cobre a superfície branquial, resultando em danos celulares seguidos por disfunção respiratória (Singh *et al.*, 2019).

Manganês (Mn)

O Manganês (Mn) é um elemento abundante nos ecossistemas terrestres e costeiros. Embora o Mn seja um micronutriente essencial nos processos metabólicos de plantas e animais (Queiroz *et al.*, 2021), sendo um ativador e componente de diversas enzimas, como hidrolases, quinases, descarboxilases e transferases (WHO, 1996). Os sinais de deficiência de Manganês abrangem crescimento comprometido, anomalias esqueléticas, perturbações na função reprodutiva, ataxia em recém-nascidos e defeitos no metabolismo de lipídios e carboidratos (WHO, 1996).

A ingestão diária recomendada de Manganês depende da idade e do sexo da pessoa. A ingestão recomendada de Manganês para crianças maiores de oito anos e adultos varia de 1.900 a 2.600 μg por dia, os bebês devem consumir 600 μg ou menos de Manganês por dia (WHO, 2023).

Crianças e adultos que consomem água com elevados níveis de Manganês por períodos prolongados podem enfrentar problemas de memória, atenção e habilidades motoras (WHO, 2023).

2.3.2 Metais não essenciais

Os elementos químicos não essenciais e sua função biológica com a respectiva dose, estão na tabela 3.

Tabela 3: Possíveis efeitos adversos e Dose de Segurança dos metais não essenciais

Elemento químico	Efeitos adversos	Dose de Segurança
Alumínio (Al)	Efeitos histopatológicos no fígado e rim, osteomalácia, potencial efeito no sistema nervoso, reprodutivo e nos ossos, anemia hipocrômica microcítica não associada à deficiência de Ferro; esclerose amiotrófica lateral.	2 mg/kg por peso corpóreo semanal (PTWI)
Cádmio (Cd)	Diminui a absorção de cálcio e aumenta sua excreção no trato digestivo, favorecendo osteoporose e a osteomalácia, anemia Ferropriva em decorrência da competição com o Ferro, câncer de pulmão e próstata, entre outros efeitos	25 μg /kg peso corpóreo mensal (PTMI)
Chumbo (Pb)	Afeta os sistemas neurológico, hematológico, gastrointestinal, cardiovascular e renal, estando associado à incidência de retardo no desenvolvimento mental, resultando na perda de QI (quociente de inteligência) de crianças, anemia e ao aumento na pressão sanguínea em adultos	Revogada

Fonte: adaptado de ANVISA, 2019.

Alumínio (Al)

O Alumínio (Al) é o metal mais abundante e o terceiro elemento mais comum na crosta terrestre, desempenhando um papel vital em diversas aplicações. Encontramos o Alumínio em muitos alimentos industrializados, como queijo processado, misturas para bolos, massas congeladas, misturas para panquecas e produtos lácteos à base de soja, também é adicionado à água potável para fins de purificação. Além disso, a lixiviação de Alumínio de latas de bebidas é uma fonte adicional desse elemento (Nayak, 2002). Vale mencionar que utensílios de cozinha, como panelas, caçarolas, chaleiras e bandejas feitas de Alumínio, contribuem significativamente para a ingestão diária de Alumínio, estimando-se que cerca de 20% desse metal seja proveniente do uso desses utensílios (Nayak, 2002).

O Alumínio entra no corpo por meio do ambiente, da dieta e de medicamentos, e não possui nenhum papel fisiológico conhecido. O impacto do Alumínio nos tecidos neurais é bem documentado (Nayak, 2002; Cruz *et al.*, 2021). A absorção de Alumínio pelo corpo parece ser geralmente baixa, alguns fatores podem aumentá-la em animais e humanos. Uma das rotas significativas de absorção de Alumínio é através do intestino, sendo que algumas patologias e condições podem intensificar a absorção intestinal desse metal (Nayak, 2002).

Para os peixes o Al não tem função biológica estabelecida, quando solubilizado em condições ácidas ($\text{pH} < 6$) ou alcalinas ($\text{pH} > 8$), pode ser extremamente tóxico. A absorção do Al nos peixes ocorre principalmente pelas brânquias associadas com acumulação em demais órgãos ocorrendo de forma mais lenta (Exley, Chappell & Birchall, 1991). O principal sítio de toxicidade do Alumínio ocorre nas brânquias, podendo acarretar comprometimento do desempenho cardiovascular na natação, redução do apetite, crescimento (Wood, Farrell & Brauner, 2012).

Cádmio (Cd)

O Cádmio é uma substância proveniente de fontes naturais e atividades humanas, sendo utilizado em minas, presente em resíduos de fundição, fertilizantes e aterros de resíduos (ANVISA, 2019). No Brasil, o solo não possui uma concentração significativa de Cádmio, mas o uso de fertilizantes e a produção ou extração de alimentos em áreas contaminadas por processos industriais contribuem para o aumento dos níveis desse metal nos alimentos (ANVISA, 2019).

O Cd é um elemento de preocupação ambiental, utilizado em baterias, pigmentos, estabilizadores, revestimentos e algumas ligas. A toxicidade do Cd para espécies aquáticas depende de sua especiação, sendo que o íon livre, Cd^{2+} , está diretamente relacionado à sua biodisponibilidade. Sendo classificado como um metal não essencial, caracterizado por alta toxicidade e difícil excreção (Lima Jr *et al.*, 2002; Lima *et al.*, 2015). A exposição crônica ao Cádmiio pode causar distúrbios ionorregulatórios, afetando o crescimento, a reprodução, o sistema imunológico, o sistema endócrino, o desenvolvimento e o comportamento (Wood, Farrell & Brauner, 2012).

Em peixes o Cd pode levar a alterações morfológicas e hormonais, como a redução do nível esteroidal e alterações espermáticas, que levam a redução do sucesso reprodutivo (Rodrigues *et al.*, 2019b). Concentrações de Cr acima de $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$ em peixes são consideradas prejudiciais ao animal e oferecem risco quando consumidos na alimentação humana (Lima *et al.*, 2015).

A absorção gastrointestinal de Cádmiio é influenciada pelo tipo de dieta e também pelo estado nutricional, quando há ingestão adequada de zinco, cobre, ferro, cálcio e selênio a absorção de Cd é reduzida. O Cd absorvido acumula-se principalmente no fígado e rins, causando sobrecarga renal, ocasionando proteinúria. O Cádmiio (Cd) diminui a absorção de cálcio e aumenta sua excreção no trato digestivo, favorecendo osteoporose e a osteomalácia, anemia ferropriva, câncer de pulmão e próstata, entre outros efeitos (ANVISA, 2019), também favorece o aumento de células tronco progenitoras, sendo estes alvos de transformação maligna na mama corroborando no câncer mamário (Cruz *et al.*, 2021).

O Cádmiio foi classificado como carcinogênico para humanos pela International Agency for Research on Cancer (IARC) Agência Internacional de Pesquisa em Câncer. Em 2010, o Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), que é o comitê científico que realiza avaliação de segurança de uso de aditivos para alimentos, decidiu estabelecer a ingestão mensal tolerável (PTMI) de $25 \mu\text{g/kg}$ de peso corporal (ANVISA, 2019).

Chumbo (Pb)

O Chumbo está amplamente distribuído em rochas e solos, com concentrações mais elevadas encontradas em áreas onde ocorreu mineralização geoquímica, especialmente em locais onde minérios ricos em Chumbo foram extraídos, resultando na dispersão de resíduos em terras utilizadas para agricultura ou pastagem (WHO,

1996). É um metal tóxico sendo utilizado em indústrias, aterros e rodovias, ou presente em recipientes e utensílios que entram em contato com alimentos (ANVISA, 2019).

A população fumante está exposta ao Chumbo, a população não-fumante é exposta via alimento ou água (ANVISA, 2019). O Chumbo tem sido utilizado para diversos fins tecnológicos, sendo a principal razão da sua atual ampla distribuição, mesmo que tenham sido tomadas diversas medidas para diminuir a utilização e distribuição de Chumbo no ambiente, este continua sendo um perigo significativo para a saúde (Garza, Verga & Soto, 2006).

O Chumbo é um metal comum na natureza, sua abundância, juntamente com as características físicas como ductilidade, alta densidade, baixa reatividade química, fácil extração e baixo custo, tornaram-no amplamente. Sendo utilizado em medicamentos, pinturas, tubos, munições, cerâmica vitrificada e, mais recentemente, em ligas para soldagem, produtos químicos, armazenamento de reagentes, baterias elétricas, proteção contra radiação ionizante e na gasolina (Garza, Vega & Soto, 2006).

No ambiente aquático o Chumbo possui diferentes efeitos tóxicos em vários organismos, em peixes, ele se concentra em várias intensidades e em órgãos diferentes (Silva & Santos, 2012). Geralmente os organismos topo da cadeia alimentar apresentam níveis de contaminação maior em relação ao nível trófico inferior, entretanto, a biomagnificação do Pb na cadeia alimentar é pouco eficiente de modo que organismos aquáticos de níveis baixos na cadeia trófica como zoobentos e fitobentos, podem apresentar maior quantidade de Pb do que os de níveis superiores (Silva & Santos, 2012).

O alimento é a principal fonte de ingestão de Pb pelos animais e pelo homem, e a intoxicação por Pb pode acarretar o desenvolvimento de células cancerígenas no estômago (Sakuma *et al.*, 1989; Cruz *et al.*, 2021). Em vertebrados, o Pb é estocado principalmente nos tecidos ósseos, reduzindo o risco de sua transferência para indivíduos da cadeia trófica.

A exposição humana ao Pb representa uma preocupação do ponto de vista de saúde pública, já que pode afetar os sistemas neurológico, hematológico, gastrointestinal, cardiovascular e renal, anemia e aumento da pressão sanguínea. As crianças são mais vulneráveis aos efeitos neurotóxicos do Pb, mesmo em níveis relativamente baixos de exposição, podendo causar efeitos neurológicos irreversíveis. O Pb foi classificado como provavelmente carcinogênico para seres humanos (grupo 2A) pela IARC (ANVISA, 2019).

A determinação de Pb em pescado é de grande interesse à saúde pública devido à toxicidade desses elementos e bioacumulação na cadeia alimentar (Brasil, 2016). Nos organismos, o Pb tem causado diversos efeitos adversos, como danos neurológicos, doenças renais, efeitos cardiovasculares e reprodutivos (Garza, Vega & Soto, 2006).

Mercúrio (Hg)

O Mercúrio (Hg) é o elemento químico comumente encontrado em dois estados de oxidação: líquido e gasoso (Santos *et al.*, 2006). Em temperatura ambiente o Mercúrio é encontrado em sua forma líquida, já em elevadas temperaturas, o Mercúrio se transforma em um gás tóxico inodoro e incolor (Santos *et al.*, 2006; WHO, 2003). Sua forma elementar é também conhecida como Mercúrio coloidal ou prata líquida (Hg₀, CAS No. 7439-97-6), e possui uma massa molecular relativa de 200,59 g/mol, ponto de fusão de -38,87 °C, ponto de ebulição de 356,72 °C e densidade de 13,534 g/cm³ a 25 °C (WHO, 2003).

O Mercúrio pode ocorrer em três formas na natureza, como Mercúrio elementar, Mercúrio inorgânico, principalmente na forma de sais mercúricos (HgCl₂, HgS) e mercurosos (Hg₂Cl₂); e formas orgânicas, como etil Mercúrio (C₂ H₅Hg⁺) e Metilmercúrio [(CH₃Hg)⁺] (Rodrigues *et al.*, 2019b; WHO, 2022; Vieira *et al.*, 2023). Em altas temperaturas o Hg se apresenta como um gás tóxico inodoro e incolor (Santos *et al.*, 2006; WHO, 2003).

O ciclo do Mercúrio é caracterizado por suas várias rotas no meio ambiente, onde após a liberação do Hg na atmosfera, pode ser transportado em grandes quantidades pelas águas das chuvas, atingindo a vegetação, solo, atingindo águas superficiais como rios, lagos e oceanos (Santos *et al.*, 2006; Rodrigues *et al.*, 2019; WHO, 2023; Costa *et al.*, 2022; Dantas *et al.*, 2023). Parte do Mercúrio depositado no solo e na água é re-emitido devido ao Ciclo do Mercúrio no meio ambiente como Mercúrio elementar, depositado na forma de sulfeto em rios, lagos e oceanos, que pode ser transformado em MeHg, retornando à atmosfera (Santos *et al.*, 2006; WHO, 2003).

Em ecossistemas aquáticos, formas inorgânicas de Hg estão principalmente associadas a sedimentos ou na coluna de água, já as formas orgânicas favorecem a metilação do Mercúrio inorgânico e demoram mais tempo para serem eliminadas, pois são absorvidas e assimiladas pelos organismos (Vieira *et al.*, 2023). A transformação do Hg em diferentes espécies depende das condições físico-químicas, sendo as

espécies de maior interesse no estudo do impacto ambiental o Mercúrio elementar, o Mercúrio iônico e o Metilmercúrio (Santos *et al.*, 2006).

Devido à alta solubilidade do Metilmercúrio em sistemas aquáticos, ocorre a bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar, afetando fitoplâncton, zooplâncton, peixes e seus predadores. Essa substância pode concentrar-se nos níveis tróficos superiores, apresentando maiores concentrações nos animais no topo da cadeia alimentar (Santos *et al.*, 2006; Rodrigues *et al.*, 2019b).

Além de ser prejudicial ao meio ambiente, o Mercúrio também é nocivo à saúde humana, uma vez que não é um elemento essencial (Brito *et al.*, 2021; WHO, 2003; Costa *et al.*, 2022), sendo um metal preocupante devido aos seus efeitos adversos na saúde humana. A exposição ambiental ao Mercúrio tem sido associada a efeitos cardiovasculares adversos (Dantas *et al.*, 2023; Rodrigues *et al.*, 2023).

A absorção intestinal do Metilmercúrio em humanos é maior que 95%, sendo transportado pelos eritrócitos, a outra parte pode ser lentamente metabolizada pela microbiota intestinal na forma de Hg inorgânico. Sua meia-vida biológica para eliminação é em torno de 70 dias. Quando é absorvido, acumula-se nos rins, no fígado e no sistema nervoso central (SNC), atuando como inibidor enzimático (Morgano *et al.*, 2005; Vaz & Furlan, 2020).

Os sintomas de intoxicação por Mercúrio podem ser manifestados na forma aguda ou crônica. Na forma aguda, quando há ingestão de alimentos contaminados por Metilmercúrio, gera um quadro de intoxicação que pode ser de leve a letal, com sintomas de vômitos, tremores, ataxia, parestesia, paralisia, afonia, cegueira, coma e morte (Morgano *et al.*, 2005; Vaz & Furlan, 2020).

Na intoxicação crônica o que é afetado é principalmente o SNC, causando parestesia, ataxia, dificuldade de articular palavras, sensação generalizada de fraqueza, fadiga e incapacidade de concentração, perda de visão e audição, coma e morte (Morgano *et al.*, 2005; Vaz & Furlan, 2020). A exposição prolongada ao Mercúrio pode causar distúrbios anatômicos, fisiológicos, bioquímicos e comportamentais, redução da função hepática, mesmo em doses subletais (Felix *et al.*, 2022; Vieira *et al.*, 2023; Rodrigues *et al.*, 2023).

O risco de intoxicação pela ingestão do pescado contaminado depende de alguns fatores: a quantidade de Mercúrio no alimento, quantidade de peixe ingerida, frequência de ingestão e suscetibilidade individual (Morgano *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2006; Gabriel *et al.*, 2020). Portanto, as concentrações e a frequência de consumo são importantes (Kasper *et al.*, 2007). O valor definido de Ingestão Semanal Tolerável

(TWI) foi definido para MeHg: 1,3 µg kg/kg do peso corporal (pc), e dois níveis máximos foram estabelecidos: 0,5mg/kg, para pescado não-predador e 1,0mg/kg para pescado predador (Morgano *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2006; Gabriel *et al.*, 2020).

Todos os valores estabelecidos como limite são expressos em Mercúrio total (T-Hg), devido esse parâmetro ser mais fácil, rápido e mais barato de medir analiticamente do que o MeHg. No entanto, a *Health Canada* segue o princípio da precaução e para fins de avaliação de risco à saúde considera que o nível de 100% de T-Hg em produtos da pesca estão presentes na forma de MeHg (Rodrigues *et al.*, 2023).

2.4 Risco à saúde humana pelo consumo de pescado contaminado com metais

O consumo de pescados pode ser associado a fatores gastronômicos e a seus efeitos benéficos à saúde (Vaz & Furlan, 2020), sendo considerados uma excelente fonte de proteínas de alto valor biológico, bem como vitaminas, minerais, oligoelementos e ácidos graxos essenciais, Ômega-3, são um modelo de alimentação saudável (Arantes *et al.*, 2016; Potes *et al.*, 2016; Naija & Yalci, 2023). O peixe é considerado um alimento de alto valor biológico das proteínas, fontes de gorduras polinsaturadas, vitaminas (Cardoso *et al.*, 2022). Por outro lado, mesmo que o consumo de pescado traga benefícios, pode apresentar resíduos da exposição a substâncias presentes na água (Morgano *et al.*, 2005; Cardoso *et al.*, 2022).

Os peixes pertencem ao nível superior da cadeia alimentar aquática e podem acumular poluentes persistentes, sendo a principal fonte da exposição humana a vários poluentes ambientais, tais como os metais (Silva *et al.*, 2019). Para os seres humanos que consomem esses peixes, há acúmulo nos órgãos e sistema correndo risco de desenvolver várias doenças (Kapepa, 2020).

Os níveis de metais pesados nos organismos aquáticos, podem ser mais altos do que na água devido à absorção desses metais por diferentes vias, como absorção através da pele, respiração nas brânquias e no tegumento, e pela ingestão de sedimentos, que frequentemente possuem concentrações mais elevadas de metais (Kapepa, 2020).

A absorção de metais pelos tecidos dos organismos varia em termos de forma e intensidade, resultando em diferentes concentrações do metal entre eles (Santos & Silva, 2012). Assim, a escolha do tecido a ser analisado depende dos objetivos da pesquisa. Tecidos com altas taxas metabólicas são geralmente utilizados para

verificar a contaminação recente ou aguda, enquanto tecidos com baixa taxa metabólica são preferidos para avaliações de concentração crônica (Santos & Silva, 2012). O tecido muscular, em particular, é importante para avaliar o risco à saúde humana por meio do consumo, sendo essencial em investigações sobre a presença de metais em alimentos provenientes de ambientes aquáticos (Santos & Silva, 2012).

Mesmo os peixes sendo considerados um alimento saudável, a contaminação dos ecossistemas aquáticos tem gerado preocupação sobre os riscos e benefícios do consumo dessa proteína (Morgano *et al.*, 2005). O consumo de peixes contaminados chega a ser quarenta vezes mais elevados do que a ingestão de água contaminada, pois os organismos aquáticos são capazes de absorver mais contaminantes do que as concentrações detectadas no ambiente (Angheben *et al.*, 2019).

Os estudos dos níveis de contaminantes em peixes são importantes não só para determinar a bioacumulação em peixes, mas também nos organismos que os consomem, o que pode resultar em um aumento do risco em desenvolver problemas de saúde quando consumido por humanos (Arantes *et al.*, 2016; Bisinoti & Jardim, 2004; Arantes *et al.*, 2016; Kütter *et al.*, 2015; Zahir *et al.*, 2005). Assim o consumo de pescado está diretamente relacionado à saúde pública (Vaz & Furlan, 2020; Silva *et al.*, 2021), pois o consumo de pescado contaminado por poluentes é a principal via de intoxicação humana (Vaz & Furlan, 2020).

Os contaminantes podem afetar a saúde humana, produzindo efeitos agudos como dores de cabeça, náuseas, dificuldades respiratórias, dentre outras, ou crônicos, ocasionando perda de peso, depressão, vários tipos de câncer (Angheben *et al.*, 2019; Anual *et al.*, 2023). Alguns metais como Alumínio, Cádmio e Chumbo são capazes de interferir em hormônios estrogênicos, sendo assim classificados como metaloestrógenos (Rodrigues *et al.*, 2019). A exposição ao Cádmio está associada com câncer de pulmão, próstata, pâncreas, rim, fígado, estômago e bexiga urinária (Lubovac *et al.*, 2013). O Cádmio favorece a ativação do receptor de estrogênio promovendo o crescimento das células da mama, desregulando genes que atuam no desenvolvimento do câncer de mama (Lubovac *et al.*, 2013).

O risco de intoxicação pela ingestão de peixe contaminado depende de alguns fatores: a concentração de metais no alimento, quantidade de peixe ingerida, frequência de ingestão e suscetibilidade individual (Morgano *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2006; Kasper *et al.*, 2007; Gabriel *et al.*, 2020). Para iniciar a avaliação dos riscos à saúde da população devido à contaminação ambiental por metais é preciso

determinar a concentração de elementos traços em alimentos (Reis Junior & Silva, 2014).

Os principais índices empregados para avaliação do risco à saúde humana devido ao consumo de alimentos são: Estimated Daily Intake (EDI)= Ingestão Diária Estimada; Ingestão Semanal Estimada (EWI); Ingestão Semanal Tolerável Provisória (PTWI); Hazard quotient (HQ)=Quociente de Risco e Maximum Safe Consuming Quantity (MSCQ)= Quantidade Máxima de Consumo Seguro (Felix *et al.*, 2022).

O Quociente de risco (HQ) indica o potencial de danos à saúde provocado pelo consumo do pescado contaminado (Vasconcellos *et al.*, 2021). Para contaminantes, os valores de referência são chamados de doses de referência, RfDs (Reference Doses, em mg/kg/dia), e considera-se que apresentam limites de exposição conservadores, abaixo dos quais nenhum efeito adverso à saúde é esperado durante o tempo de exposição (Vasconcellos *et al.*, 2021).

A interpretação do HQ é a avaliação da quantidade de vezes que a exposição ultrapassa a Dose de Referência, descrevendo o potencial para a toxicidade não-carcinogênica em um indivíduo, mas não indica a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos. Portanto, um HQ de 0.01 não significa uma probabilidade de 1% de efeitos adversos, mas sim que a exposição é 100 vezes menor que a Dose de Referência. Quanto maior o valor de HQ acima de 1, maior é o nível de preocupação. No entanto, o nível de preocupação não aumenta linearmente com o HQ, pois as Doses de Referência (RfD) são baseadas na ocorrência do efeito, não na severidade, e cada elemento químico tem uma RfD diferente (CRA, 2005).

Quantidade Máxima de Consumo Seguro (MSCQ) é o cálculo que envolve a multiplicação da Dose de Referência proposta pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO/WHO) pelo peso corporal médio dos adultos na população brasileira. O resultado dessa multiplicação é então dividido pela concentração média do metal no pescado ($\mu\text{g/g}$), com base na média ponderada dos níveis detectados em peixes (Vasconcellos *et al.*, 2021; FIOCRUZ, 2022).

2.5 Legislação

As substâncias químicas como metais estão presentes no meio ambiente, resultado de atividades industriais quanto do descarte inadequado de resíduos. A exposição prolongada a esses metais, conhecidos por seu potencial tóxico que desencadeia diversas doenças, contribui para a problemática da contaminação de

solos e águas, demandando avaliação e implementação de soluções (Vardhan *et al.*, 2019).

Compreender a ingestão dietética de substâncias químicas potencialmente prejudiciais nos alimentos é essencial na avaliação do risco para a saúde humana, garantindo que a ingestão permaneça dentro de margens de segurança (Storelli, 2008). A avaliação de risco para a saúde humana relacionada a produtos químicos é geralmente um estudo destinado a estimar a probabilidade de efeitos adversos à saúde que podem ocorrer em um indivíduo, subpopulação ou população devido à exposição a determinado químico (ANVISA, 2019).

A definição de valores regulatórios com limites desempenha um papel fundamental nas pesquisas que analisam a contaminação em peixes ou os utilizam como indicadores ambientais, comparando os valores com os limites estabelecidos pela legislação. Quando essas concentrações ultrapassam o Limite Máximo de Tolerância (LMT), o alimento pode ser considerado inapropriado para o consumo humano (Lima Jr. *et al.*, 2002).

A avaliação da exposição busca estimar a extensão, duração, frequência e magnitude das exposições a um poluente, através de diversas vias, como ingestão, inalação, via dérmica ou transplacentária/exposição uterina, tanto para indivíduos quanto para populações (ANVISA, 2019). As exposições podem ser avaliadas medindo os níveis de poluentes em diversos tecidos do corpo (como cabelo, sangue, urina ou unhas) usando biomarcadores ou por meio de modelos matemáticos que incorporam dados como informações sobre liberação de instalações, níveis metais em peixes, padrões alimentares, entre outros (ANVISA, 2019).

O Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA) com objetivo de garantir a qualidade dos sistemas de produção de alimentos de origem animal, assegurando que os produtos estejam dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira para contaminantes inorgânicos, criou o Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes (PNCRC) que é um programa de gerenciamento de risco com o objetivo de promover a segurança química dos alimentos de origem animal, através da fiscalização das cadeias produtivas de alimentos, monitoramento da efetividade dos controles implementados pelos sistemas de produção e a respectiva qualidade e segurança dos produtos disponibilizados ao comércio e consumo (Brasil, 2019).

Quanto à legislação de controle para pescados, existe uma preocupação específica com os níveis de contaminantes no tecido muscular dos peixes, uma vez que essa é a parte mais consumida na alimentação humana (Santos & Silva, 2012).

A Instrução normativa N°160 de 01 de julho de 2022 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estabelece os Limites Máximos Tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos, sendo o limite máximo de tolerância para Cádmio de 0,05 mg/kg e para Chumbo 0,30 mg/kg (ANVISA, 2022).

Para o Cromo não há limites especificados para pescados, mas o Decreto nº 55871, de 26 de março de 1965. Através da Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998 (Brasil, 1965), que se refere às normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, considera o mesmo limite definido para contaminantes inorgânicos que a ANVISA define, sendo o limite máximo de tolerância para Cromo de 0,1 mg/kg (Brasil, 1965).

No caso do Ferro e Manganês, não foram identificados valores de referência para pescado, estabelecidos para o Brasil estipulados pelos órgãos responsáveis, dificultando a definição de parâmetros claros, mas há legislação com os valores de Ingestão Diária Recomendada, sendo a Ingestão Diária Recomendada de 2,3 mg/dia para Manganês e 34,7 mg/dia para Ferro (Birungi *et al.*, 2007; Santos & Silva, 2015, ANVISA, 2019).

Com o objetivo de assegurar a Saúde Pública no Brasil, através da Instrução Normativa nº 14, de 2009, do MAPA, que aprova os programas de controle de resíduos e contaminantes em carnes, leite, mel, ovos e pescado e da Resolução RDC nº 42, de 2013, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), que atualiza os limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos, foram estabelecidos limites de tolerância de mercúrio em alimentos e em peixe e moluscos bivalves a tolerância em 0,5 mg/kg, para pescado não-predador, e 1,0 mg/kg para pescado predador (Morgano *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2006; Vaz & Furlan, 2020). Sendo estes os mesmos valores estabelecidos pelos principais órgãos de regulamentação, como a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO/OMS), a Food and Drug Administration (FDA), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), o Ministério Britânico de Florestas, Agricultura e Pescas (MAFF) e a legislação da Comunidade Européia.

A portaria SDA/MAPA N° 884, de 6 de setembro de 2023, aprova o Programa Nacional de Moluscos Bivalves Seguros - MoluBiS, que estabelece o controle higiênico-sanitário dos moluscos bivalves destinados ao consumo humano ou animal, o seu monitoramento e sua fiscalização. Onde a vigilância de contaminantes inorgânicos deve ser estabelecida por meio da determinação das concentrações de cádmio, chumbo e mercúrio nas partes comestíveis dos moluscos bivalves

A Dose de Segurança é a expressão quantitativa de uma exposição via oral, aguda ou crônica, que não acarretaria risco apreciável à saúde. Para avaliar o risco pela ingestão de metais não essenciais, para Alumínio a ANVISA, através de Nota Técnica, define Dose de Referência para Alumínio de 0,29 mg/kg por dia (ANVISA, 2019). Os limites de metais em alimentos estão descritos na Tabela 4.

Tabela 4: Limites dos metais em alimentos segundo a legislação da ANVISA.

Elemento	Categoria	Resolução/Decreto	Limites (µg/g)
Al	Dose de Segurança	NOTA TÉCNICA Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA	0,29
Cd	Peixes crus, congelados ou refrigerados	INSTRUÇÃO NORMATIVA - IN Nº 160 de 2022	0,05
Cr	Qualquer alimento	Decreto nº 55.871/65	0,1
Pb	Peixes crus, congelados ou refrigerados	INSTRUÇÃO NORMATIVA - IN Nº 160 de 2022	0,3
Mn	Ingestão Diária Recomendada	NOTA TÉCNICA Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA	2,3
Fe	Ingestão Diária Recomendada	NOTA TÉCNICA Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA	34,7
Hg	Moluscos bivalves LMT	INSTRUÇÃO NORMATIVA - IN Nº 160	0,5

O Ministério da Saúde desenvolve iniciativas de vigilância em saúde para identificar substâncias químicas que possam impactar a saúde humana. Através do Programa de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes Químicos (VIGIPEQ), sob a gestão da Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (CGVAM), são desenvolvidas ações de supervisão da exposição a substâncias químicas (MS, 2023).

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Determinar a concentração dos metais presentes em pescados e avaliar o risco de seu consumo na saúde humana.

3.2 Objetivos específicos

- 1) Determinar a concentração de Alumínio, Cádmio, Chumbo, Cromo, Ferro e Manganês no tecido muscular de Piranha vermelha (*Pygocentrus nattereri*), da região de Regência, Linhares, Espírito Santo;
- 2) Determinar a concentração de mercúrio em Mexilhão *Perna perna*, do litoral sul do Espírito Santo;
- 3) Avaliar o risco do consumo de pescado com base nos valores estabelecidos pela legislação;
- 4) Definir a quantidade segura de consumo do pescado.

4 HIPÓTESES

H0: A dosagem de metais encontrada nos pescados não apresenta risco à saúde humana pelo seu consumo.

H1: Os níveis de metais encontrados nas espécies estudadas apresentam níveis acima do limite seguro para o consumo humano.

5 JUSTIFICATIVA

Os pescados são fonte de proteína na alimentação humana e representam uma das principais fontes de ingestão de metais. Neste estudo foram avaliadas as concentrações de seis metais, três essenciais: Cromo, Ferro e Manganês e três não essenciais: Alumínio, Cádmio e Chumbo, em tecidos de peixe e Mercúrio em tecido de mexilhão. As informações deste estudo sobre o potencial de risco associado ao consumo de pescado que podem conter níveis de metais acima dos limites considerados seguros é de extrema importância. Essas informações são essenciais

para fornecer subsídios às agências de saúde, visando garantir que a população possa desfrutar dos benefícios nutricionais do pescado sem correr riscos à saúde devido a presença de metais.

6 REFERÊNCIAS

Alam, M., Rohani, M. F., & Hossain, M. S. (2023). Heavy metals accumulation in some important fish species cultured in commercial fish farms of Natore, Bangladesh and possible health risk evaluation. *Emerging Contaminants*, 9(4), 100254.

Al-Sabti K., Metcalfe, C. D. (1995). Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutation Research*, v.343, p. 121-135. Disponível em:<<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/7791806/>>. Acesso em: 12 de janeiro de 2024.

Angheben, F. M., Schneider, V. E., Baccin, K., & Poletto, M. (2019). Concentração de metais em peixes de diferentes níveis tróficos, ocorrentes no rio das antas, rs-brasil. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 8(4), 152-164.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2013). Resolução - rdc nº 42, de 29 de agosto de 2013. Disponível em:<https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html>. Acesso em 20 de maio de 2023.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2019). Nota técnica nº 8/2019/sei/geare/ggali/dire2/anvisa.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2022). Instrução normativa - in nº 160, de 1º de julho de 2022. Estabelece os limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos. Diário Oficial da União n 126, Brasília, DF, 06 de julho de 2022. Disponível em:<https://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/2718376/IN_160_2022_.pdf>. Acesso em 12 de janeiro de 2024.

Anual, Z. F., Ahmad, N. I., Anak Robun, C., Ahmad Suhaimi, L. R., Surawi, N. H., Sudin, K., ... & Mamat, N. A. (2023). Heavy metals in offal and canned food sold in the Malaysian market. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 1-11.

Arantes, F. P., Savassi, L. A., Santos, H. B., Gomes, M. V. T., & Bazzoli, N. (2016). Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 88(1), 137–147. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620140434>.

Azad, A. M., Frantzen, S., Bank, M., Nilsen, B. M., Duinker, A. Madsen, L., Maage, A. (2019). 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.405>.

Birungi, Z., Masola, B., Zaranyika, M. F., Naigaga, I., & Marshall, B. (2007). Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 32(15-18), 1350-1358.

Bisinoti, M. C., Jardim, W. F. (2004). O comportamento do Metilmercúrio (METILHg) no ambiente. *Química Nova*, 27(4), 593–600. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422004000400014>.

Brasil. Decreto nº 55871, de 26 de março de 1965. Disponível em:<<https://faolex.fao.org/docs/pdf/bra183156.pdf>>. Acesso em 28 de dezembro de 2023.

Brasil. Decreto Nº 9.470, de 14 de agosto de 2018. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/decreto/D9470.htm>. Acesso em 30 de março de 2023.

Brasil. MAPA. Manual instrutivo do Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes. 2019. Disponível em:<<https://www.gov.br/agricultura/pt>>

br/assuntos/inspecao/produtos-animal/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/ManualPNCRCFinalDiagramado.pdf>. Acesso em 28 de dezembro de 2023.

Brasil. Portaria MMA nº 175, de 22 de abril. (2021). Disponível em:<<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-175-de-22-de-abril-de-2021-315696586>>. Acesso em 30 de março de 2023.

Brito, W. J. P.; Holanda, B. S. Moreira, S. A., Silva, J. C. C; Fernandes, R. (2021). Mercúrio no meio ambiente: uma revisão sobre seus efeitos toxicológicos e as principais fontes de emissão. DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.036>. Revista DAE | São Paulo | v. 69, n 230 / pp 127-139 | Abr a Jun, 2021.

Cardoso F. C., Freitas Junior J. A. B. de, Silva. S. A. da, Pinheiro, T. de O., Pinheiro D. Fundação Oswaldo Cruz (2022). Nota técnica: Avaliação de Risco à Saúde Atribuível ao Consumo de Pescado Contaminado por Metilmercúrio na Bacia do Rio Branco, Roraima, Amazônia, Brasil <<https://informe.ensp.fiocruz.br/assets/anexos/ff51a29762190d78a7da62fa06d2751e.PDF>>.

Costa, I. D. D., Nascimento, E. L. D., Facchetti, M. S. D. A., Nunes, N. N. D. S., Gomes, J. P. D. O., Almeida, R. D., Bastos, W. R. (2022). Mercury in muscle and liver of *Plagioscion squamosissimus* (Acanthuriformes: Sciaenidae) from the Machado River, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 52, 60-68.]

CRA. Centro de Recursos Ambientais. (2005). Análise preliminar de risco a saúde humana relatório síntese. Salvador, setembro de 2005.

Cruz, J. V. B., dos Santos, É. P., de Jesus Silva, N., Lima, F. L. O., Martinelli, P. P., & de Vasconcellos Neto, J. R. T. (2021). Influência dos metais pesados no acometimento do câncer: Uma revisão da literatura. *Research, Society and Development*, 10(6), e45810615992-e45810615992.

Dantas, A. D. O., Castro, T. D. S. D. S. D., Câmara, V. D. M., Santos, A. D. S. E., Asmus, C. I. R. F., Vianna, A. D. S. (2023). Maternal Mercury Exposure and Hypertensive Disorders of Pregnancy: A Systematic Review. *Revista Brasileira de Ginecologia e Obstetrícia*, 44, 1126-1133.

Eagles-Smith, C. A., Silbergeld, E. K., Basu, N., Bustamante, P., Diaz-Barriga, F., Hopkins, W. A., Kidd, K. A., Nyland, J. F. (2018). Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. *Ambio*, 47(2), 170–197. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1011-x>.

Exley, C., Chappell, J. S., & Birchall, J. D. (1991). A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *Journal of theoretical Biology*, 151(3), 417-428.

Felix, C. S., Junior, J. B. P., da Silva Junior, J. B., Cruz, A. S., Dantas, K. G., Ferreira, S. L. (2022). Determination and human health risk assessment of mercury in fish samples. *Talanta*, 247, 123557.

Ferreira, M. D. S., Mársico, E. T., Conte Junior, C. A., Marques Júnior, A. N., Mano, S. B., & Clemente, S. C. D. S. (2013). Contaminação por metais traço em mexilhões Perna perna da costa brasileira. *Ciência Rural*, 43, 1012-1020.

Ferreira, F. F. (2022). Metals concentration in freshwater fish from Doce River and the influences of the Samarco's Dam collapse, Mariana, Brasil.

FIOCRUZ. Fundação Oswaldo Cruz. (2018). Convenção de Minamata sobre Mercúrio é promulgada. Disponível em:<<http://www.cesteh.ensp.fiocruz.br/noticias/convencao-de-minamata-sobre-Mercúrio-e-promulgada>>. Acesso em 30 de março de 2023.

Fujimoto, R. Y., C, M. P., de Moraes, F. R., & Gonçalves, F. D. (2005). Efeito da suplementação alimentar com Cromo trivalente em pacu, *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887), mantido em diferentes densidades de estocagem. *Paríç metros fisiológicos. Boletim do Instituto de Pesca*, 31(2), 155-162.

Gabriel, F., Hauser-Davis, R. A., Soares, L., Mazzuco, A. C. A., Chavez Rocha, R. C., Saint Pierre, T. D., Saggiaro, E., Correia, F. V., Ferreira, T. O., Bernardino, A. F. (2020). Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. *PeerJ*, 8, 1–25. <https://doi.org/10.7717/peerj.10266>.

Garza, A., Vega, R., & Soto, E. (2006). Cellular mechanisms of lead neurotoxicity. *Medical science monitor*, Mar;12(3):RA57-65. Epub 2006 Feb 23. PMID: 16501435.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. (2015). Instrução normativa nº 8, de 8 de maio de 2015. Disponível em:<<https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=135696#:~:text=DAS%20DISPOSI%C3%87%C3%95ES%20FINAIS-,Art.,e%20comercializa%C3%A7%C3%A3o%20de%20merc%C3%BArio%20met%C3%A1lico>>. Acesso em 30 de março de 2023.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. Sobre o Mercúrio metálico. (2022). Disponível em:<<https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/Mercúrio-metalico-folder/sobre-Mercúrio-metalico#legislacao>>. Acesso em 30 de março de 2023.

Kapepa, M. (2020). Perfil de contaminação das águas e peixes por metais pesados e suas consequências para a saúde humana: uma revisão de literatura. *Revista Brasileira de Ciências Biomédicas*, 1(1), 16-16.

Kasper, D., Botaro, D., Albuquerque Palermo, E., Malm, O. (2007). Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2), 228–239. <https://doi.org/10.4257/182>.

Kehrig, H. A., Malm, O., Palermo, E. F. A., Seixas, T. G., Baêta, A. P., & Moreira, I. (2011). Bioconcentração e biomagnificação de Metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Química Nova*, 34(3), 377–384. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000300003>

Kütter, V. T., Kütter, M. T., Silva-Filho, E. V., Marques, E. D., Gomes, O. V. de O., & Mirlean, N. (2015). Mercury bioaccumulation in fishes of a paddy field in Southern of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27(2), 191–201. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5314>.

Lima, JR. R.G.S.; Araújo, F.G.; Maia, M.F.; Pinto, A.S.S.B. (2002). Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research Section A*, v. 89, p. 171–179, 2002.

Lima, C. V. S., Meurer, E. J. (2014). Elementos-traço no solo, nas águas e nas plantas de uma lavoura de arroz irrigado do Rio Grande do Sul. *Revista de estudos ambientais*, 15(1), 20-30.

Lima, D. P. D., Santos, C., Silva, R. D. S., Yoshioka, E. T. O., & Bezerra, R. M. (2015). Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. *Acta Amazonica*, 45, 405-414.

Lima, G. S., Menegario, A. A., Sulato, E. T., Pedrobom, J. H., Torres-Florez, J. P., de Araújo Júnior, M. A., & Barreto, A. S. (2022). Mercury Concentration in Liver Tissues of South American Fur Seals (*Arctocephalus australis*) from Southwestern Atlantic Ocean. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 33, 1309-1318.

Lubovac-Pilav Z. et al. (2013). Using expression profiling to understand the effects of chronic cadmium exposure on MCF-7 breast cancer cells. *PloS one*. 8(12), 84646.

MS. Ministério da Saúde. (2023). Intoxicações por Mercúrio no Brasil, de 2006 a 2021, Boletim Epidemiológico, Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente, Ministério da Saúde, Vol 54, N.º 2, 16 fev. 2023.

Morgano, M. A., Gomes, P. C., Mantovani, D., Perrone, A. A., & Santos, T. F. (2005). Níveis de Mercúrio total em peixes de água doce de pisciculturas paulistas. *Food Science and Technology*, 25, 250-253.

Naija, A; Yalcin, H C. (2023). Evaluation of cadmium and mercury on cardiovascular and neurological systems: effects on humans and fish, *Toxicology Reports*, 2023, ISSN 2214-7500, <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2023.04.009>.

Nayak P. Aluminum: impacts and disease. *Environ Res.* (2002). Jun;89(2):101-15. doi: 10.1006/enrs.2002.4352. PMID: 12123643.

Morgano, M. A., Gomes, P. C., Mantovani, D., Perrone, A. A., Santos, T. F. (2005). Níveis de Mercúrio total em peixes de água doce de pisciculturas paulistas. *Food Science and Technology*, 25, 250-253.

Potes, M. da luz, Kolling, L., De Jesus, A., Dessuy, M. B., Vale, M. G. R., Da Silva, M. M. (2016). Determination of mercury in fish by photochemical vapor generation graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Analytical Methods*, 8(46), 8165–8172. <https://doi.org/10.1039/c6ay02342h>.

Queiroz, H. M., Ying, S. C., Abernathy, M., Barcellos, D., Gabriel, F. A., Otero, X. L., & Ferreira, T. O. (2021). Manganês: The overlooked contaminant in the world largest mine tailings dam collapse. *Environment international*, 146, 106284.

Reis Junior, J. D. C., & da Silva, C. A. (2014). Determinação de Mercúrio, Chumbo, Cádmio e arsênio em peixes marinhos comercializados em Aracaju: implicações e riscos à saúde humana.

Rodrigues, E. T., Coelho, J. P., Pereira, E., & Pardal, M. A. (2023). Are mercury levels in fishery products appropriate to ensure low risk to high fish-consumption populations. *Marine Pollution Bulletin*, 186, 114464.

Rodrigues, P. A., Ferrai, R. G., Santos, L. N., Conte Junior, C. A. (2019a). Mercury in aquatic contamination: A systematic review on its dynamics and potential health risks. *Jornal of environmental sciences*, 84, 205 – 218. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.02.018>.

Rodrigues, G. Z. P., Machado, A. B., & Gehlen, G. (2019b). Influência de metais no comportamento reprodutivo de peixes, revisão bibliográfica. *Revista Geama*, 4-13.

Santana, L. M. B. M., Cavalcante, R. M. (2016). Transformações Metabólicas de Agrotóxicos em Peixes: Uma Revisão. *Orbital - The Electronic Journal of Chemistry*, 8(4). <https://doi.org/10.17807/orbital.v8i4.856>.

Santos, A. B.; Silva, L. W. CAPÍTULO 8. 2012. Chumbo em peixes de ambientes costeiros impactados: o caso de Cubatão (SP). Chumbo, ambiente e saúde editora: Annablume editora.

Santos, F. L. D. O., Gatti, R. M., Souza, P. R. K. (2006). Presença de Mercúrio em peixes e sua correlação com a intoxicação alimentar mercury existence in fishes and its correlation with food intoxication. *Revista de Atenção à Saúde*, 4(9).

Santos, S. D. O., & Silva, C. A. (2015). Determinação dos metais Ferro e zinco em peixes marinhos comercializados em Aracaju, SE, Salvador, BA e Maceió, AL.

Silva, S. A., Bonemann, D. H., Silva, J. D. S. D., Timm, J. G., Ribeiro, A. S., & Vieira, M. A. (2019). Determinação de metais em peixes e camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) do estuário da Lagoa dos Patos (Pelotas-RS, Brasil) por MIP OES. *Brazilian Journal of Food Technology*, 2.

Silva, B. R. D., Menegardo, S. B., Aride, P. H. R., Lavander, H. D., Spago, F. R., & Souza, T. B. D. (2021). Qualidade microbiológica da água e dos mexilhões Perna

perna (Linnaeus, 1758) cultivados em Piúma, Espírito Santo, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26, 89-95.

Singh, M., Barman, A. S., Devi, A. L., Devi, A. G., & Pandey, P. K. (2019). Iron mediated hematological, oxidative and histological alterations in freshwater fish *Labeo rohita*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 170, 87-97.

Storelli, M. M. (2008). Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, 46(8), 2782-2788.

Strungaru, S. A., Nicoara, M., Teodosiu, C., Baltag, E., Ciobanu, C., & Plavan, G. (2018). Patterns of toxic metals bioaccumulation in a cross-border freshwater reservoir. *Chemosphere*, 207, 192-202.

Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57–149. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6).

Vardhan, K. H., Kumar, P. S., & Panda, R. C. (2019). A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, 290, 111197.

Vasconcellos, A. C. S. D., Hallwass, G., Bezerra, J. G., Aciole, A. N. S., Meneses, H. N. D. M., Lima, M. D. O., ... & Basta, P. C. (2021). Health risk assessment of mercury exposure from fish consumption in Munduruku indigenous communities in the Brazilian Amazon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(15), 7940.

Vaz, F. S., Furlan, É. F. (2020). Contaminantes inorgânicos em pescado. Instituto de pesca. Doi 10.37885/200801011. *Tecnologia de Alimentos: Tópicos Físicos, Químicos e Biológicos*, v 2.

Vieira, J. C. S., Braga, C. P., Queiroz, J. V., Cavecci-Mendonça, B., Oliveira, G., de Freitas, N. G., Magalhães Padilha, P. (2023). The effects of mercury exposure on Amazonian fishes: An investigation of potential biomarkers. *Chemosphere*, 137779.

Wood, C. M., Farrell, A. P., & Brauner, C. J. (2012). Homeostasis and toxicology of essential metals (Vol. 1). Academic press.

Wu, R. S. S., Siu, W. H. L., & Shin, P. K. S. (2005). Induction, adaptation and recovery of biological responses: Implications for environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 51(8–12), 623–634. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.016>.

WHO. World Health Organization. (2003). Concise International Chemical Assessment Document 50. Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds: Human Health Aspects. Geneva, 2003.

WHO. World Health Organization. (2023). Manganese in Drinking Water.<Disponível em:

<https://www.health.state.mn.us/communities/environment/water/contaminants/Manganese.html>>. Acesso em 10 de janeiro de 2024.

Zahir, F., Rizwi, S. J., Haq, S. K., & Khan, R. H. (2005). Low dose mercury toxicity and human health. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 20(2), 351–360.

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS

CAPÍTULO 1:

ANÁLISE DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS EM PIRANHA VERMELHA (*Pygocentrus nattereri*) DE REGÊNCIA, LINHARES, ESPÍRITO SANTO, E AVALIAÇÃO DO RISCO DO CONSUMO HUMANO

GISELE DE AQUINO PRADO DUARTE

**VILA VELHA
FEVEREIRO/2024
1 INTRODUÇÃO**

O Rio Doce é um dos mais importantes cursos d'água da região Sudeste sendo a quinta maior bacia hidrográfica do Brasil, sendo a quinta maior bacia hidrográfica do Brasil. Sua bacia inclui, aproximadamente, 225 municípios, abastece cerca de 3,6 milhões de habitantes, sendo essencial para a economia dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, com o desenvolvimento de atividades de laticínios, celulose, mineração, indústrias, além da agricultura (Davila *et al.*, 2020; Macêdo *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2021).

Devido às características geomorfológicas, a ocorrência de metais na bacia do Rio Doce pode ser considerada natural, mas há também a contaminação devido ao desenvolvimento de atividades mineradoras. O problema ambiental é que a entrada desses metais no ambiente aquático por meio de atividades antrópicas é maior e mais rápida do que os processos naturais (Oliveira *et al.*, 2021).

Em novembro de 2015 com o rompimento da barragem de Fundão, no município de Mariana, Minas Gerais, Brasil, houve a liberação de mais de 50 milhões de m³ de rejeitos provenientes do beneficiamento da mineração de minério de Ferro enriquecido com outros metais (Pires *et al.*, 2020). Os rejeitos se espalharam ao longo da bacia do Rio Doce, sendo transportados por mais de 600 km até atingir o estuário e o Oceano Atlântico na vila de Regência, no município de Linhares no Espírito Santo (Silva, Ferreira, & Scotti, 2015; Bernardino *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2019). Com o rompimento da barragem, houve o aumento da concentração de metais na água como Alumínio (Al), Ferro (Fe), Cobre (Cu) e Manganês (Mn) (Gomes *et al.*, 2018; Macêdo *et al.*, 2020).

Os ecossistemas ribeirinhos e estuarinos do Rio Doce foram impactados devido à deposição de rejeitos de minério de Ferro e outros metais, causando soterramento e morte de organismos bentônicos, perda da biodiversidade, incluindo peixes, microrganismos e vegetação, acúmulo de sedimentos, elevação do pH da água e do solo, alteração na qualidade da água, impossibilitando a pesca, a recreação, o uso da água e do solo na agricultura e o consumo da água pela população (Silva, Ferreira, & Scotti, 2015; Bernardino *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2019).

Outra questão importante é a presença de peixes exóticos no Rio Doce, que apresentam riscos para a estrutura da comunidade de peixes nativos, como a perda da riqueza, e para a cadeia trófica, após a introdução de espécies predadoras exóticas como a piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*) e o tucunaré (*Cichla* spp.), entre outras (Pinto-Coelho *et al.*, 2008; Marceniuk *et al.*, 2019; Rodrigues, *et al.*, 2022).

O gênero *Pygocentrus* é talvez o mais amplamente conhecido dos grupos de piranhas (Fink, 1993), pertencente a ordem Characiforme, a espécie *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858), é conhecida como piranha vermelha, que tem ampla distribuição no Brasil, é uma espécie carnívora e oportunista, migratória que se deslocam em cardumes de 20 a 30 indivíduos (Filho *et al.*, 2016).

Seu porte é médio, medindo até 25cm, possui corpo romboidal e largo, especialmente na porção anterior, cabeça curta e robusta, mandíbula massiva e prognata, espaço interorbital largo, olho pequeno, possui espinho na base anterior das

nadadeiras dorsal e anal, nadadeira caudal curta e acinzentada (Santos, 2009). Há variação do padrão de cores, tanto dentro dos membros de uma população, quanto entre localidades geográficas (Fink, 1993). Seu tamanho médio da primeira maturação sexual é em torno de 13 cm nos machos e 15 cm nas fêmeas, sendo seus ovos depositados sobre plantas submersas e cuidados por um ou ambos os pais (Santos, 2009) (Figura 1).



Figura 1: *Pygocentrus nattereri* coletada em regência Linhares Espírito Santo.

Os hábitos alimentares dos peixes desempenham um papel importante na quantidade de metais que se acumulam. Espécies carnívoras como no caso de *Pygocentrus nattereri* que se alimentam de outros peixes ou alimentos à base de carne, têm maior propensão a acumular e absorver poluentes à base de metais em comparação com peixes onívoros e/ou herbívoros (Parang & Esmailbeigi, 2022).

Devido ao processo de detoxificação, o acúmulo de metais nos organismos é maior no fígado do que em tecidos musculares, mas quando a capacidade de detoxificação do fígado é excedida o metal bioacumula em tecidos musculares que é a parte consumida na alimentação humana (Gabriel *et al.*, 2020).

A elevada abundância de *Pygocentrus nattereri*, sua ampla distribuição e vasta musculatura viabiliza a utilização na alimentação humana como caldos e de filetagem para sashimis (Barros *et al.*, 2010). Os ribeirinhos consideram o seu caldo um poderoso afrodisíaco (Aguiar & Falcão, 2021). A determinação do teor de metais em peixes é de fundamental relevância para avaliar o seu uso como recurso alimentar pelas populações ribeirinhas (Ferreira, 2020).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar se a concentração de metais em *Pygocentrus nattereri* (piranha vermelha), coletadas no baixo Rio Doce em Regência, Linhares, Espírito Santo, encontram-se dentro dos valores estabelecidos como seguros para consumo humano.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar a concentração Alumínio, Cádmio, Chumbo, Cromo, Ferro e Manganês no tecido muscular de *Pygocentrus nattereri*;

- Avaliar o risco do consumo de peixes do Rio Doce da região de Regência no Espírito Santo com base nos valores estabelecidos pela legislação;
- Definir a quantidade segura do consumo do peixe;

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A amostragem foi realizada em 3 pontos de coleta no estuário de Regência em Linhares, ES, durante o período de setembro de 2021 a junho de 2022, com 30 redes de espera de entrenós de 2 a 12 cm, submersas por 12 horas, sendo 10 redes em cada ponto (Gabriel *et al.*, 2020)

3.2 Aquisição dos indivíduos

Os peixes foram levados para o laboratório de Ictiologia Aplicada (Lab-Peixe/UVV), em caixas com gelo, onde foi feita a biometria e retiradas amostras de 10

g do tecido muscular dorso lateral esquerdo (Lima *et al.*, 2015; Queiroz *et al.*, 2019; Tuzuki *et al.*, 2017).

3.3 Análise metais em tecidos

A determinação de metais no tecido muscular foi realizada segundo Allibone *et al.*, (1999). Após a coleta, as amostras de tecido muscular foram homogeneizadas e secas em estufa a 40°C por 48h, após 0,100g de cada amostra foram pesadas para a decomposição, em triplicatas nos frascos do micro-ondas. Os frascos com as amostras, foram colocados na capela e adicionado 5 ml de água Milli-Q (18,2 MΩ.cm), 2 ml HNO₃ (63%) e 1 ml de H₂O₂ (30%) a mistura foi deixada em repouso para pré-decomposição durante 15 min e colocadas no micro-ondas (Ethos UP – Millestone) por 25 min, submetida a programa de aquecimento de 10 min até atingir a temperatura de 180°C e 15 min de permanência a 180°C. Após o resfriamento, os frascos foram abertos e as soluções foram transferidas para tubo Falcon e avolumados para 15 ml com água ultrapura.

A determinação dos elementos foi realizada usando a espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS, Nexlon 300D, Perkin Elmer). A calibração do método foi realizada por padronização interna em meio de ácido nítrico 2% v/v utilizando o modo de leitura com a célula de colisão. Os parâmetros e as determinações realizadas por ICP-MS são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Condições operacionais do ICP/MS.

Condições Operacionais	
Câmara de nebulização	Ciclônica com anteparo
Nebulizador	Concêntrico Seaspray
Potência de radiofrequência	1350 W
Fluxo de gás de plasma	16 L min ⁻¹
Fluxo de gás de nebulização	1,2 L min ⁻¹
Fluxo de gás auxiliar	1,1 L min ⁻¹
Taxa de aspiração da amostra	1,5 mL min ⁻¹
Fluxo de He	4,5 mL min ⁻¹
Tocha	Quartzo
Cones	Níquel
Isótopo	²⁷ Al, ¹¹⁴ Cd, ⁵² Cr, ⁵⁷ Fe, ⁵⁵ Mn, ²⁰⁸ Pb
Padrão Interno	103Rh

Todas as rodadas foram realizadas com triplicata de branco analítico para avaliação de contaminação. A curva de calibração foi preparada a partir de diluições de solução padrão multielementar. A exatidão do método também foi testada utilizando o material de referência de músculo de peixe (European Reference Material ERM – BB422®), reproduzindo a mesma metodologia aplicada nas amostras. A exatidão do método foi avaliada pelo uso de CRM e ensaio de recuperação utilizando fortificação de 10 µg/L para Al e Fe e 1 µg/L para os demais elementos. As recuperações variaram entre 85,1% e 95,8%, e estão em acordo com os valores de referência aceitáveis pela Association of Official Analytical Chemists (2012), de 80% a 120%. Os resultados de recuperação se encontram dispostos na Tabela 2:

Tabela 2: Percentuais de recuperação dos analitos presentes no Material de Referência Certificado (ERM – BB422), limites de quantificação praticável e detecção, limites de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ) dos analitos determinados por ICP-MS.

Metal	Valores certificados (µg/g)	Valores medidos (µg/g)	Recuperação (%)	LD (µg/g)	LQ (µg/g)
Al	-	49,275	95,8	1,5158	5,05
Cd	0,0075 ± 0,0018	<0,043	88,2	0,0130	0,043
Cr	-	<0,30	85,4	0,0896	0,30
Fe	9,4 ± 1,4	9,55	85,5	0,9789	3,26
Mn	0,368 ± 0,028	0,385	85,1	0,0712	0,24
Pb	-	<0,010	91,2	0,0041	0,01

3.4 Cálculo do peso úmido das amostras

A concentração dos metais nas amostras foi dada em massa seca, para o cálculo da concentração da massa úmida foi utilizada a seguinte fórmula:

$$Ms(\%) = (Mf / Mi) \times 100$$

$$Ut (\%) = 100 - Ms(\%)$$

Ms = Massa seca do tecido em porcentagem;

Mf = Massa Final;

Mi = Massa inicial;

Ut = Umidade do tecido em porcentagem.

3.5 Cálculo do risco à saúde humana

A avaliação dos riscos à saúde da população devido à contaminação ambiental por metais envolve a análise dos níveis de metais em alimentos locais, como o pescado (Reis Júnior & Silva, 2014). Para avaliação de risco, partiu-se do pressuposto de que a dose oral do contaminante ingerido é equivalente à dose absorvida pelo organismo humano. Além disso, considerou-se que o processo de cozimento do pescado não modifica a concentração nem a toxicidade do contaminante em questão (USEPA, 1989).

Para este estudo foram considerados os valores das legislações referente a cada metal (Al, Cd, Cr, Fe, Mn e Pb). Para Alumínio valores, estão de acordo com a Dose de Segurança na Nota Técnica Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA. Para Cádmio e Chumbo, foram considerados os valores limites em peixes crus, congelados ou refrigerados, descritos na Instrução Normativa - IN Nº 160 de 2022. Os valores de Cromo estão de acordo com o Decreto nº 55.871/65 que apresenta os limites de Cromo em qualquer alimento. Para Manganês e Ferro foram considerados os valores de Ingestão Diária Recomendada na Nota Técnica Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA. Tabela 3.

Tabela 3: Limites dos metais em alimentos segundo a legislação da ANVISA.

Elemento	Categoria	Resolução/Decreto	Limites (µg/g)
Al	Dose de Segurança	NOTA TÉCNICA Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA	0,29
Cd	Peixes crus, congelados ou refrigerados	INSTRUÇÃO NORMATIVA - IN Nº 160 de 2022	0,05
Cr	Qualquer alimento	Decreto nº 55.871/65	0,1
Pb	Peixes crus, congelados ou refrigerados	INSTRUÇÃO NORMATIVA - IN Nº 160 de 2022	0,3
Mn	Ingestão Diária Recomendada	NOTA TÉCNICA Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA	2,3
Fe	Ingestão Diária Recomendada	NOTA TÉCNICA Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA	34,7

A orientação da ANVISA, quando se trata de alimentos que não têm limites máximos definidos, é adotar os limites estabelecidos por organizações internacionalmente reconhecidas. Entretanto, caso não haja limites especificados

nessas referências, não é permitida a presença do contaminante no alimento em questão (ANVISA, 2021). Neste estudo para a concentração de Alumínio no pescado, utilizou-se a RfD definida pela EPA.

3.6 Ingestão Diária Estimada

Avaliação do Risco Humano foi calculada utilizando a Estimated Daily Intake (EDI), Ingestão Diária Estimada e Reference Doses, em mg/kg-dia (RfDs), Dose de Referência, previamente estabelecidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) através da RSL Calculator (Calculadora RSL), que é uma ferramenta utilizada para avaliar os riscos à saúde humana associados à exposição a substâncias químicas. O cálculo da EDI foi feito de acordo com a seguinte equação:

$$EDI = C_{fish} \times (dc_{Fish}/bw)$$

EDI= dose diária estimada (mg/kg de peso corporal/dia);

C_{fish}= concentração média do metal no músculo (µg/g peso úmido);

dc_{Fish}= consumo diário de peixe (g/dia) per capita;

bw= peso corporal médio (kg) da população-alvo.

Para o cálculo da Ingestão Diária Estimada (EDI) em mg/kg de peso corporal/dia, foram consideradas as seguintes características:

A concentração média do metal no músculo do peixe (C_{fish}) foi calculada para cada metal (Al, Cd, Pb, Cr, Fe e Mn). As concentrações médias dos metais encontradas nos músculos dos peixes, foram usadas para apresentar a avaliação de risco humano para o consumo de peixe (Lopes *et al.*, 2018; Felix *et al.*, 2022).

A taxa média de consumo diário de peixes *per capita* no Brasil é de 9,0 kg por ano, ou seja, 25 g/pessoa/dia, de acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO). Assim, para o consumo de peixe (dc_{Fish}), adotou-se o consumo diário de 25 g/pessoa/dia (Oliveira & Ramos, 2016).

Para a média de peso corporal (bw), adotou-se a média de peso corporal (kg) da população brasileira de 70kg, de acordo com o IBGE (2008-2009).

3.7 Quociente de risco

O Hazard quotient (HQ)= Quociente de risco, indica o potencial de danos à saúde provocado pelo consumo do pescado contaminado (Vasconcellos *et al.*, 2021). Para contaminantes, os valores de referência são chamados de doses de referência,

RfDs (Reference Doses, em mg/kg-dia), e considera-se que apresentam limites de exposição conservadores, abaixo dos quais nenhum efeito adverso à saúde é esperado durante o tempo de exposição.

Para o cálculo do quociente de risco (HQ), é estimado a partir da divisão do Estimated Daily Intake (EDI) Ingestão Diária Estimada pela Reference Dose, em mg/kg-dia (RfD), para avaliar o perigo para a saúde humana em relação ao consumo dos peixes. A equação utilizada para o cálculo do quociente de risco é apresentada abaixo:

$$\text{HQ} = \frac{\text{D}}{\text{RfD}}$$

HQ= quociente de risco

D= dose do contaminantes para o cenário de exposição (mg/kg-dia);

RfD= Dose de Referência do contaminantes para o cenário de exposição (mg/kg-dia)

Se o HQ calculado for menor que 1, não existe risco apreciável para um determinado poluente analisado. Se o valor do HQ for maior que 1 existe risco de consumo daquele pescado (Storelli, 2008; Reis Júnior & Silva, 2014; Silva & Santos, 2016; Lopes *et al.*, 2018). No entanto, é importante ressaltar que o aumento no nível de preocupação não é linear com o HQ. Isso ocorre porque as Doses de Referência (RfD) são estabelecidas com base na probabilidade de ocorrência de um efeito, não na sua gravidade, e cada elemento químico possui uma RfD específica (CRA, 2005).

3.8 Cálculo do Quantidade Máxima de Consumo Seguro

O cálculo da Quantidade Máxima de Consumo Seguro (MSCQ) para a população envolve a multiplicação da Dose de Referência proposta pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO/WHO) pelo peso corporal médio dos adultos, neste estudo o cálculo foi feito para a população brasileira com média de peso corporal de 70 kg. O resultado dessa multiplicação foi dividido pela concentração média do metal no pescado ($\mu\text{g/g}$), com base na média ponderada dos níveis detectados em peixes (Vasconcellos *et al.*, 2021; FIOCRUZ, 2022).

Foram estabelecidos quatro cenários hipotéticos de consumo de pescado para a análise de risco à saúde: 25 gramas (média de consumo no Brasil), 50 gramas; 100 gramas; 200 gramas e 300 gramas de pescado por dia.

3.9 Cálculo da Margem de Exposição para Chumbo

Para substâncias carcinogênicas e genotóxicas, uma das metodologias disponíveis para caracterizar o risco da exposição é o cálculo da Margem de Exposição (MOE) (Jardim & Caldas, 2009). A caracterização do risco para o Chumbo utilizou-se a Margin of Exposure (MOE) Margem de Exposição, calculado pela razão do Benchmark Dose Lower Confidence Limit (BMDL), Limite de confiança inferior da Dose de Referência e a ingestão do contaminante (Jardim & Caldas, 2009; ANVISA, 2019). O modelo pode ser usado para estimar a magnitude do efeito associado com os níveis correntes de exposição, onde os dados de dose-resposta são derivados de estudos com humanos. Foi considerado o consumo diário de peixe 25g, 50g, 100g, 200g e 300g de filé de peixe, por um adulto de 70 kg. A MOE pode ser calculada a partir da equação abaixo:

$$\text{MOE} = \frac{\text{Referência toxicológica}}{\text{Exposição}}$$

Sendo considerado a, b e c os valores de Referência toxicológica:

a) para a neurotoxicidade, a MOE foi calculada dividindo a BMDL de 0,50µg/kg pc/dia pela estimativa da exposição pela dieta.

(b) Para nefrotoxicidade, a MOE foi calculada dividindo a BMDL de 0,6µg/kg pc/dia pela estimativa da exposição pela dieta.

c) Para efeito cardiovascular, a MOE foi calculada dividindo a BMDL de 1,50µg/kg pc/dia pela estimativa da exposição pela dieta.

Uma MOE >10 significa que o risco é desprezível; MOE entre 1 e 10, risco muito baixo; MOE <1 significa que o risco não pode ser excluído.

3.10 Análise estatística

Os dados das concentrações de metais, foram submetidos à análise estatística descritiva e foram apresentados como média e desvio padrão utilizando o programa SAS®.

4 RESULTADOS

4.1 Biometria

A média de peso de 139 g, a média de comprimento foi de 17,26 cm, sendo os dados em média e desvio descritos na tabela 4.

Tabela 4: Dados biométricos de *Pygocentrus nattereri*, coletadas em Regência, Linhares, ES, Brasil.

Biometria	n	Média	Desvio	Min-Máx
Peso (g)	30	139,24	42,17	62,51 - 242,60
Comprimento (cm)	30	17,26	1,553	13,50 - 20,50

4.2 Cálculo do peso úmido das amostras

Tabela 5: Média de teor de umidade das amostras de *Pygocentrus nattereri*, coletadas em Regência, Linhares, ES, Brasil.

Média de peso úmido (g)	Média de Peso seco (g)	Média da perda de H ₂ O (g)	Média do teor de umidade (%)	Média da massa de amostra (%)
-------------------------	------------------------	--	------------------------------	-------------------------------

6,83	1,58	5,25	76,92	23,08
------	------	------	-------	-------

4.3 Análise metais em tecidos

A determinação dos elementos foi realizada usando a espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS), sendo analisadas 30 amostras de tecido muscular de *P.nattereri* em triplicata. Os elementos Ferro e Manganês estavam presentes em 100% das amostras, o Alumínio foi detectado em 75,56 %, o Chumbo em 61,11%, Cromo 13,33% e o Cádmiio em 4,44% das amostras.

As amostras que estavam com concentrações abaixo do limite de detecção, não foram incluídas nos cálculos estatísticos. A porcentagem das amostras que estavam abaixo do Limite de Detecção de acordo com os metais pesquisados, estão descritos na tabela 6.

Tabela 6: Porcentagem de amostras de músculo de *Pygocentrus nattereri*, e amostras abaixo do Limite de Detecção (LD), coletadas em Regência, Linhares, ES, Brasil.

	Al	Cd	Cr	Fe	Mn	Pb
Abaixo do LD	24,44%	95,56%	86,67%	0,00%	0,00%	38,89%
Amostra positiva	75,56%	4,44%	13,33%	100,00%	100,00%	61,11%

O tamanho médio de *Pygocentrus nattereri* foi de 17,26 cm, com desvio de 1,55 cm.

A média, desvio e coeficiente de variação da concentração de Al, Cd, Cr, Fe, Mn e Pb nas amostras de filé de *P.nattereri*, estão demonstradas na tabela 7.

Tabela 7: Média de concentração de metais nas amostras de músculo de *Pygocentrus nattereri*, valores em média, desvio e coeficiente de variação das concentrações dos elementos nas amostras coletadas em Regência em Linhares, Brasil.

Metal	N	Concentração (µg/g)		Coeficiente de variação
		Média	Desvio	
Al	68	2,5849	2,3911	4,10%
Cd	4	0,0505	0,0391	0,00%
Cr	12	0,2916	0,1275	1,38%
Fe	90	3,2991	2,7436	3,47%
Mn	90	0,2194	0,0928	5,00%

Pb 55 0,0125 0,012 2,59%

Valores em vermelho estão acima do limite da legislação. *Para Al a Dose de Segurança é de 0,29µg/g (ANVISA, 2019). ** Para Cádmiio a Dose de Segurança em peixes crus, congelados ou refrigerados o valor é de 0,05µg/g (ANVISA,2022) *** Para Cr o limite em qualquer alimento é de 0,1 µg/g segundo o Decreto nº 55.871/65 (Brasil, 1965).

4.4 Cálculo do risco à saúde humana

4.4.1 Ingestão Diária Estimada, quociente de risco e PTWI

A estimativa de ingestão diária, dos elementos Al, Cd e Cr, levando em conta as concentrações encontradas no filé de *P. nattereri* e o risco de consumo humano estão descritos na tabela 8.

Tabela 8: Análise de risco humano nas amostras *Pygocentrus nattereri*, coletadas na região de Regência em Linhares, Brasil.

Elemento	cfish (µg/g)	dcfish (g/dia)	bw (kg)	EDI (µg/kg/dia)	RfD (µg/kg/dia)		HQ		PTWI (%)	
					ANVISA	EPA	ANVISA	EPA	ANVISA	EPA
Al	2,5849	25	70	0,9232	290	0,4	<1	>1	0,32	230,8
Cd	0,0505	25	70	0,0181	50	0,4	<1	<1	0,04	4,51
Cr	0,2916	25	70	0,1042	100	3	<1	<1	0,1	3,47

Valores em vermelho estão acima do limite da legislação.

4.4.2 Cenários para cálculo do Quantidade Máxima de Consumo Seguro

O cálculo do Consumo Seguro de peixe nos diferentes cenários está descrito na tabela 9.

Tabela 9: Cálculo do Consumo Diário Seguro de filés de *Pygocentrus nattereri* de acordo com a legislação da EPA e ANVISA.

Consumo diário	Elemento	cfish (µg/g)	EDI (µg/kg/dia)	HQ		PTWI (%)	
				ANVISA	EPA	ANVISA	EPA
25g (média de consumo no Brasil)	Al	2,5849	3,6927	<1	>1	1,27%	230,80%
	Cd	0,0505	0,0181	<1	<1	0,04%	4,51%
	Cr	0,2916	0,1042	<1	<1	0,10%	3,47%
50g	Al	2,5849	1,8464	<1	>1	0,64%	461,59%
	Cd	0,0505	0,0361	<1	<1	0,07%	9,03%
	Cr	0,2916	0,2083	<1	<1	0,21%	6,94%
100g	Al	2,5849	3,6927	<1	>1	1,27%	923,18%
	Cd	0,0505	0,0722	<1	<1	0,14%	18,05%
	Cr	0,2916	0,4166	<1	<1	0,42%	13,89%

200g	Al	2,5849	7,3855	<1	>1	2,55%	1846,36%
	Cd	0,0505	0,1444	<1	<1	0,29%	36,11%
	Cr	0,2916	0,8333	<1	<1	0,83%	27,78%
300g	Al	2,5849	11,0782	<1	>1	3,82%	2769,55%
	Cd	0,0505	0,2166	<1	<1	0,43%	54,16%
	Cr	0,2916	1,2499	<1	<1	1,25%	41,66%

Valores de HQ em vermelho estão acima do limite da legislação da EPA. EDI (estimativa de consumo diário); RfD, doses de referência de metais, conforme estabelecido pela USEPA (2005); Quociente de risco = EDI / RfD. Se a proporção for <1, não há risco. Valores de concentração em Cfish em vermelho ultrapassam a concentração pela legislação da ANVISA.

4.5 Cálculo da Margem de Exposição para Chumbo

Para o Chumbo, a caracterização do risco foi realizada estimando-se a margem de exposição (MOE), com definição de três Referenciais de toxicidade representando o BMDL, dividida pela estimativa de ingestão humana.

A concentração de metal no músculo do peixe foi levado em consideração para cálculo da dose de ingestão. O peso médio corporal considerado para o cálculo foi de 70 kg. Os cenários de exposição considerados para cálculo da ingestão diária de filé de peixe foi de 25g, 50g, 100g, 200g e 300g, sendo que para cada valor foi estimado a MOE, os valores médios estão descritos na tabela 10.

Tabela 10: Cálculo do BMDL para Chumbo nas amostras de filé de *P.nattereri*.

BMDL µg/kg	cfish (µg/g)	dcfish (g/dia)	bw (kg)	MOE
0,5	0,0125	25	70	>10
	0,0125	50	70	>10
	0,0125	100	70	>10
	0,0125	200	70	>10
	0,0125	300	70	<10
0,6	0,0125	25	70	>10
	0,0125	50	70	>10
	0,0125	100	70	>10
	0,0125	200	70	>10
	0,0125	300	70	>10
1,5	0,0125	25	70	>10
	0,0125	50	70	>10

0,0125	100	70	>10
0,0125	200	70	>10
0,0125	300	70	>10

Tabela 11: Comprometimento dos valores máximos de suplementação de Ferro e Manganês para adultos.

Elemento	cfish ($\mu\text{g/g}$)	dcfish (g/dia)	Ingestão (g)	Valor de referência ($\mu\text{g/dia}$)	Comprometimento
Fe	3,2991	25	82,48	34700	0,24%
Mn	0,2194	25	5,48	2300	0,24%
Fe	3,2991	50	164,96	34700	0,48%
Mn	0,2194	50	10,97	2300	0,48%
Fe	3,2991	100	329,91	34700	0,95%
Mn	0,2194	100	21,94	2300	0,95%
Fe	3,2991	200	659,82	34700	1,90%
Mn	0,2194	200	43,88	2300	1,91%
Fe	3,2991	300	989,73	34700	2,85%
Mn	0,2194	300	65,82	2300	2,86%

5 DISCUSSÃO

5.1 Biometria

O tamanho médio da primeira maturação sexual de *P.nattereri* é em torno de 13 cm nos machos e 15 cm nas fêmeas (Santos, 2009). A média de comprimento neste estudo foi de 17,26cm sendo este tamanho considerado indivíduos adultos.

5.2 Análise metais em tecidos

Observa-se a presença de metais em todas as amostras analisadas, para Ferro e Manganês todas as amostras apresentaram valores positivos, variando apenas a porcentagem. O elemento Alumínio foi detectado em 75,56% das amostras, já o Chumbo foi detectado em 61,11%, o Cromo em 13,33% e Cádmiu em 4,44%.

A concentração de Ferro foi a maior entre todos os elementos nas amostras e em segundo lugar o Alumínio. Os limites são: para Al a Dose de Segurança é de 0,29 µg/g (ANVISA, 2019), para Cd em peixes crus, congelados ou refrigerados o valor é de 0,05 µg/g (ANVISA, 2022), para Cr o limite em qualquer alimento é de 0,1 µg/g segundo o Decreto nº 55.871/65 (Brasil, 1965). Os elementos Alumínio (2,5849 µg/g), Cádmio (0,0505 µg/g) e Cromo (0,2916 µg/g), apresentaram valores acima dos limites da legislação.

5.3 Cálculo do risco à saúde humana

5.3.1 Ingestão Diária Estimada, quociente de risco e PTWI

As concentrações de Alumínio (2,5849 µg/g), quando calculada a EDI considerando o RfD da EPA, o quociente de risco para Al está acima de 1 considerando o RfD da EPA (Tabela 8 e 9).

O HQ é o índice que mostra a relação entre a estimativa de consumo (EDI) e a RfD (Dose de Referência), levando em consideração as concentrações encontradas nas amostras de peixe, quando o valor está igual ou maior que 1, há risco de consumo humano. Tabela 8 e 9.

Se o HQ calculado for menor que 1, não existe risco apreciável para um determinado poluente analisado. A interpretação dessa medida de risco envolve avaliar quantas vezes a exposição ultrapassa a Dose de Referência e descreve o potencial de ocorrência de toxicidade não carcinogênica em um indivíduo, mas não indica a probabilidade de um efeito adverso específico. Portanto, um QR <1 não implica em uma probabilidade de 1% de ocorrer um efeito adverso, mas sim que a exposição é 100 vezes menor que a Dose de Referência (CRA, 2005).

Mesmo os elementos Cd e Cr estando com o quociente de risco abaixo de 1, não significa que os pescados estão próprios para o consumo humano, pois o valor de HQ está relacionado com a quantidade de vezes a exposição ultrapassa a Dose de Referência e descreve o potencial de ocorrência de toxicidade não carcinogênica em um indivíduo, mas não indica a probabilidade de um efeito adverso específico (CRA, 2005). Ou seja, mesmo que o índice HQ esteja abaixo de 1, ainda podem ocorrer efeitos adversos ao consumir o pescado, pois de acordo com a ANVISA (2013) a concentração dos metais no tecido do peixe ultrapassou os limites definidos como seguro (Tabela 8 e 9).

O PTWI representa a quantidade semanal de ingestão segura ao longo da vida, sem desencadear efeitos adversos. Se a ingestão ultrapassar temporariamente esse limite, não resultará imediatamente em efeitos adversos. O PTWI para Al está ultrapassando o valor de referência semanal de ingestão em 130%, considerando o consumo médio de peixe do brasileiro. Quando ultrapassada a Dose de Referência, há risco de ocorrer efeitos histopatológicos no fígado e rim, osteomalácia, potencial efeito no sistema nervoso, reprodutivo e nos ossos, anemia não associada à deficiência de Ferro (ANVISA, 2019) (Tabela 8 e 9).

5.3.2 Cenários para cálculo do Quantidade Máxima de Consumo Seguro

O consumo médio diário de peixe no Brasil, segundo a FAO (2010), é de 8,9 kg por ano, 25 g/pessoa por dia. Diferentes regiões no Brasil também se diferem no padrão de consumo de peixes, assim os estudos devem levar em consideração que esses valores não refletem a realidade de toda a população brasileira.

O consumo de peixes em cada região está vinculado a fatores culturais, à abundância de espécies disponíveis e à diversidade de receitas presentes na gastronomia regional (Alho *et al.*, 2021). Na Região Norte, a média de ingestão de pescado é de 17,54 kg por habitante ao ano, superando em cinco quilos o valor mínimo recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS), estabelecido em 12 kg por habitante ao ano. No Pará a média de consumo é de 18,69 kg por habitante ao ano, já no estado do Amazonas há maior consumo per capita no país, registrando 30 kg por habitante ao ano, equivalente a uma média de 80 g por pessoa por dia, sendo esse valor três vezes superior à média nacional de consumo no Brasil (Alho *et al.*, 2021).

As concentrações médias dos metais encontradas nos músculos são utilizadas para a avaliação de risco humano para o consumo de peixe. Neste estudo os cálculos utilizados para peso médio da população brasileira foi de 70 kg, e os dados de média de consumo de peixe de 25 g/dia por pessoa. Também foram testados outros cenários hipotéticos, considerando os valores de consumo diário de 50g, 100g, 200g e 300g de filé de peixe.

O Alumínio tem o potencial de induzir efeitos histopatológicos no fígado e nos rins, causar osteomalácia, causar alterações no sistema nervoso, levar à ocorrência de anemia hipocrômica microcítica e contribuir para a esclerose amiotrófica lateral (Nayak, 2002; Cruz *et al.*, 2021; ANVISA, 2019; Teixeira *et al.*, 2019). O Alumínio absorvido é distribuído por todos os tecidos do corpo, principalmente nos ossos,

cérebro, fígado e rins, e possui a capacidade de atravessar a barreira placentária. Sua presença nos tecidos pode persistir por longos períodos, podendo alcançar anos, antes de ser finalmente excretado na urina (Teixeira *et al.*, 2019).

As concentrações de Al na legislação brasileira não são especificadas para alimentos, havendo a necessidade de maiores estudos sobre os níveis de contaminação da biota aquática (Colino *et al.*, 2009). Quando calculada a Ingestão Diária Estimada de 25 g de filé de *P. nattereri*, a concentração de Al nas amostras independentemente da quantidade ingerida nos diferentes cenários hipotéticos, estão com HQ acima de 1. Quando o valor está igual ou maior que 1, há risco de consumo humano (Storelli, 2008; Reis Junior & Silva, 2014; Silva & Santos, 2016; Lopes *et al.*, 2018). O cálculo de PTWI ultrapassou de 100% de Alumínio, no tecido de *P. nattereri* ultrapassou em todos os cenários de consumo (Tabela 8 e 9).

5.4 Cálculo da Margem de Exposição para Chumbo

Em geral a transferência de Chumbo para a biota aquática é geralmente limitada, devido ao fato que em sistemas marinhos e estuarinos, mesmo quando contaminados, as concentrações de Chumbo na água são extremamente baixas, pois a maior parte desse metal está fortemente ligada ao sedimento, o que o torna relativamente pouco móvel e pouco biodisponível para os organismos aquáticos. (Santos & Silva, 2012).

O consumo de peixes contaminados pelo Chumbo pode afetar vários órgãos e sistemas, resultando em consequências como a diminuição do coeficiente intelectual (QI) e comprometimento cognitivo. O Chumbo exerce sua ação no sistema nervoso, sistema renal e tem propensão a se acumular na medula óssea (Kapepa, 2020).

O Chumbo não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais para os organismos, sendo altamente tóxico, demandando cuidados significativos quanto à ingestão. Sobre o consumo de pescados oriundos da região afetada pelo acidente da Samarco, os metais que apresentam maior preocupação à saúde humana são o Mercúrio e o Chumbo (ANVISA, 2019).

O contaminante Chumbo merece especial atenção, a média de concentração de nas amostras foi de 0,0125 µg/g, considerando a inexistência de valores de segurança pela EPA (Tabela 10).

Em estudo feito pela ANVISA com cenários hipotéticos, sobre o consumo de peixe contaminado com Chumbo a MOE estimada para efeito nefrotóxicos em adultos

aproximou-se de 1, com o consumo de 309g/dia de peixe, significando risco associado ao consumo de peixes de água doce pelos adultos (ANVISA, 2019).

Um MOE deve ser o mais alto possível para não representar uma preocupação de saúde pública. É importante ressaltar que o MOE não é uma quantificação do risco para um produto químico, mas indica o nível de preocupação (Jardim & Caldas, 2009). A MOE foi calculada neste estudo dividindo a BMDL de 0,50µg/kg pc/dia pela estimativa da exposição pela dieta de (0,0125µg/g), o resultado foi entre 1 e 10, indicando risco muito baixo para neurotoxicidade. Para os outros cenários B (nefrotoxicidade) e C (efeito cardiovascular), mesmo com aumento da quantidade diária de peixe os valores de MOE estiveram >10, significando que o risco é desprezível.

5.5 Cálculo dos Valores de Referência para Ferro e Manganês

A concentração de metais essenciais (Fe e Mn) foi de 3,2991 µg/g para Fe e 0,2194 µg/g para Mn, estes estão abaixo do valor de Ingestão Diária Recomendada. Para Fe o IDR é de 347 µg/g, já para Mn o valor é 230 µg/g, o mesmo encontrado por estudo feito pela ANVISA (2019). Em nenhum dos cenários hipotéticos de quantidade de consumo de peixe diário, houve comprometimento dos Valores de Referência para Fe e Mn, o mesmo resultado foi encontrado no estudo feito pela ANVISA (2019), ficando os valores abaixo do recomendado para consumo diário, variando entre 0,24% e 2,86%.

O Manganês é um metal essencial para a saúde, no entanto seu consumo excessivo pode resultar em malefícios, incluindo deficiência intelectual em crianças, aumento da taxa de mortalidade infantil e a possibilidade de desenvolvimento da doença de Parkinson (Kapepa, 2020).

Considerando que não há legislação brasileira específica para o estabelecimento de valores máximos de Alumínio e Manganês presentes em pescado destinado ao consumo humano, é necessário conduzir estudos toxicológicos para a definição de Limites Seguros, proporcionando assim uma base científica para orientar a regulamentação e fiscalização nesse contexto (Colino *et al.*, 2009).

5.6 Concentração de metais nos peixes

A Nota Técnica Nº 8/2019/ da ANVISA (2019) avaliou o risco de consumo de pescado proveniente de regiões afetadas pelo rompimento da Barragem do Fundão/MG. A ANVISA analisou em 2018 dados referentes a análises de metais

coletadas na foz do Rio Doce e região costeira adjacente de Guarapari/ES até Abrolhos/BA (Cádmio, Cromo, cobre, Chumbo, Ferro, Manganês, Mercúrio, arsênio). Em 2019, a ANVISA analisou dados brutos referentes a análises de 12 metais de amostras de pescados coletadas na Bacia do Rio Doce (Cádmio, Cromo, cobre, Chumbo, Ferro, Manganês, Mercúrio, arsênio, Alumínio, níquel, prata, zinco).

Entre os metais pesquisados, no período de 2018 a 2019 pela ANVISA, os que apresentaram as maiores porcentagens de resultados acima dos Limites Máximos Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, foram o Cádmio e o Mercúrio. Os níveis médios de Cádmio em pescados de água salgada e os de Mercúrio e Chumbo, tanto os de água salgada, como os de água doce estavam maiores do que a média mundial (ANVISA, 2019).

Em pesquisa realizada por Gabriel *et al.*, (2021), 4,2 anos após o impacto, as concentrações de Cr ainda estavam acima dos níveis de toxicidade, e o Cd e o Pb excederam os limites. Neste estudo a concentração de Cd e Pb em peixe ultrapassou a média mundial. Para Cd em peixe de água doce é de 0,006 µg/g, sendo a média de concentração de 0,0505 µg/g e para Pb a média mundial é de 0,007µg/g, já para Pba concentração média foi de 0,0125 µg/g (Tabela 10). A concentração de Cádmio em tecido de peixe está acima da legislação da ANVISA (0,0505 µg/g). Para Cromo a concentração no músculo de peixe (0,2916 µg/g), está acima dos valores regulamentados pela ANVISA, em qualquer alimento, sendo considerado impróprio para consumo humano (Tabela 8 e 9).

A concentração de metais nos músculos dos peixes está sujeita a variações sazonais, dependendo da estação em que foram pescados. Em geral, em períodos de maior pluviosidade, a concentração de metais no organismo dos peixes tende a diminuir, e vice-versa. Isso explica as diferenças nos resultados da concentração de metais pesados nos peixes entre diferentes cidades. Mesmo para o mesmo metal, a concentração pode ser mais elevada em uma cidade e mais baixa em outra, refletindo as condições ambientais específicas de cada região (Kapepa, 2020).

Elementos como Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) têm a capacidade de bioacumular e biomagnificar em organismos aquáticos, como mexilhões, ostras, camarões e peixes. Esses metais tóxicos podem ser transferidos para os seres humanos ao longo da cadeia alimentar. Assim, o Cádmio e o Chumbo sempre se manifestam como elementos prejudiciais em organismos, representando preocupações significativas devido à sua tendência de se acumular em níveis mais

elevados nas espécies ao longo do tempo e a seu potencial transferência para os consumidores finais na cadeia alimentar (Lopes *et al.*, 2018).

O Chumbo demonstra toxicidade em diversos órgãos, com o sistema nervoso sendo particularmente sensível. Crianças e bebês expostos a concentrações elevadas podem desenvolver encefalopatias, apresentando sintomas iniciais como letargia, vômito, irritabilidade, perda de apetite e tontura. Esses sintomas podem evoluir para ataxia e perda de consciência, culminando em coma e, eventualmente, resultando em óbito (Morgano *et al.*, 2011).

Em 1952 em Toyama, Japão, houve evento de contaminação da população local, devido ao consumo de arroz contaminado por Cádmio, resultando em uma série de problemas de saúde, que ficou conhecida como a "doença itai-itai". Esta doença é caracterizada por dores ósseas intensas, deformidades ósseas e danos renais. A contaminação ocorreu devido ao despejo inadequado de efluentes contendo Cádmio, zinco e Chumbo por uma usina na região. O caso de Toyama é frequentemente citado como um exemplo das consequências adversas da exposição humana a metais pesados tóxicos (Sakuma *et al.*, 1989).

O Cádmio (Cd) mesmo em baixas concentrações pode comprometer a sobrevivência e capacidade reprodutiva de peixes. Nos seres humanos, a exposição ao Cd pode resultar em disfunção renal, enfisema pulmonar, distúrbios imunológicos e osteoporose (Filho *et al.*, 2016). Como o Cádmio tem propriedades cumulativas, a população mais suscetível é a de adultos com mais de 50 anos, devido à acumulação prévia significativa desse metal (ANVISA, 2019).

A maior disponibilização do Cr na água torna-o mais susceptível à absorção pelos peixes, diretamente pela água ou indiretamente pelo alimento ingerido, a locomoção do organismo no ambiente, tempo e local de exposição e hábito alimentar interferem na sua acumulação (Filho *et al.*, 2016). Embora o Cromo (Cr) seja elemento essencial aos organismos e desempenha papel importante nas atividades biológicas, ele pode ser tóxico.

Segundo o Decreto nº 55.871/65 da ANVISA, a concentração de Cromo em qualquer alimento de 0,1 µg/g é considerada prejudicial e oferece risco aos consumidores, sendo esse o limite máximo permitido no Brasil (Brasil, 1965). Em pesquisa por Filho *et al.*, (2016), feita com *Pygocentrus nattereri* em rios do Pantanal Mato Grosso, foram encontradas concentrações médias de Cr (0,67 µg/g) acima do permitido, o que indica que o ambiente está fortemente impactado por esse metal, que apresenta grande potencial de bioacumulação quando disponível (Filho *et al.*, 2016).

A média de concentração de Cr nas amostras foi de 0,2916 µg/g sendo acima dos limites estabelecidos como seguros pela legislação, sendo o valor limite em qualquer alimento de 0,1 µg/g, segundo o Decreto nº 55.871/65 (Brasil, 1965).

Embora o impacto do consumo de pescado contaminado com metais na saúde humana dependa de vários fatores, entre eles, participação dos peixes e outras fontes destes elementos na dieta alimentar da população (Porto e Ethur, 2009). As concentrações de metais encontradas neste estudo, levando em consideração a Dose de Referência da EPA, as concentrações de Alumínio, Cádmio, Cromo e Chumbo encontrados em músculo de *P. nattereri*, estão acima dos limites permitidos para consumo humano, ressaltando que foi detectada a presença de Chumbo em 61,11% das amostras, o que não há valor considerado como seguro pela EPA.

6 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo indicam a necessidade de medidas voltadas para a saúde pública e o meio ambiente, dada a potencial toxicidade dos elementos com níveis elevados detectados. As concentrações de Alumínio, Cádmio e Cromo no filé de *P. nattereri* excedem os limites estabelecidos pela legislação para o consumo humano, representando assim riscos para a saúde.

7 REFERÊNCIAS

Aguiar, M. S. V., & Falcão, A. C. G. P. (2021). Carta ao Editor: PIRANHAS CRIARAM FAMA E SE DEITARAM NA CAMA!. *Perspectivas em Medicina Legal e Perícias Médicas*, 6, e210610-e210610.

Alho, T. V. L., de Oliveira Rosa, M. Y., de Moraes, A. P. M., & Lobato, F. H. S. (2021). “Ver-o-freguês”: o perfil socioeconômico do consumidor de peixe do mercado de Ferro, ver-o-peso, belém (pa). *Humanidades & Inovação*, 8(52), 335-343.

Allibone, J., Fatemian, E., & Walker, P. J. (1999). Determination of mercury in potable water by ICP-MS using gold as a stabilising agent. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 14(2), 235-239.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2019). Nota técnica nº 8/2019/sei/geare/ggali/dire2/anvisa.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2021). Perguntas e respostas. Contaminantes em alimentos. GERÊNCIA-GERAL DE ALIMENTOS Gerência de Avaliação de Risco e Eficácia de Alimentos. 1ª edição Brasília, outubro de 2021.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2022). Instrução normativa - in nº 160, de 1º de julho de 2022. Estabelece os limites máximos tolerados (LMT) de contaminantes em alimentos. Diário Oficial da União n 126, Brasília, DF, 06 de julho de 2022. Disponível

em:<https://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/2718376/IN_160_2022_.pdf>.
Acesso em 12 de janeiro de 2024.

Association of Official Analytical Chemists – AOAC. (2012). AOAC Official methods of analysis. Appendix F: Guidelines for Standard Method Performance Requirements. Washington: AOAC

Barros, L. A., Mateus, L. A. F., Braum, D. T., & Bonaldo, J. (2010). Aspectos ecológicos de endoparasitos de piranha vermelha (*Pygocentrus nattereri*, Kner, 1860) proveniente do rio Cuiabá. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia, 62, 228-231.

Bernardino, A.F, Pais, F.S, Oliveira, L.S, Gabriel, F.A, Ferreira, T.O, Queiroz, HM, & Mazzuco, ACA (2019). Efeitos crônicos de metais traço de rejeitos de minas em conjuntos estuarinos revelados por DNA ambiental. PeerJ , 7 , e8042.

Brasil. Decreto nº 55871, de 26 de março de 1965. Disponível em: <<https://faolex.fao.org/docs/pdf/bra183156.pdf>>. Acesso em 28 de dezembro de 2023.

Colino, E. C. V., Palheta, D. D. C., Saraiva, A. F., & Cardoso, E. C. (2009). Níveis de metais pesados em piramutabas (*Brachyplatystoma vailantii*) capturadas na Baía de Marajó e comercializadas no município de Belém/PA. Rev Vet Foco, 6(2), 147-53.

CRA. Centro de Recursos Ambientais. (2005). Análise preliminar de risco a saúde humana relatório síntese. Salvador, setembro de 2005.

Davila, R.B, Fontes, M.P.F, Pacheco, A.A, & da Silva, F. M. (2020). Metais pesados em rejeitos de minério de Ferro e solos de várzea afetados pelo rompimento da barragem da Samarco no Brasil. ciência do ambiente total , 709 , 136151.

FAO/WHO.(2003). Evaluation of certain food additives and contaminants:Sixty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. In Proceedings of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Rome, Italy, 10–19 June 2003.

Felix, C. S., Junior, J. B. P., Silva Junior, J. B., Cruz, A. S., Dantas, K. G., Ferreira, S. L. (2022). Determination and human health risk assessment of mercury in fish samples. Talanta, 247, 123557.

Ferreira, F. F., Freitas, M. B. D., Szinwelski, N., Vicente, N., Medeiros, L. C. C., Schaefer, C. E. G. R., Sperber, C. F. (2020). Impacts of the Samarco tailing dam collapse on metals and arsenic concentration in freshwater fish muscle from Doce River, southeastern Brazil. Integrated Environmental Assessment and Management, 16(5), 622-630.

Filho, F. M. S., Lino, A. S., Malm, O., Ignácio, A. (2016). Mercúrio, Cromo, Cádmiu e Chumbo em *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 e *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) de dois rios do Pantanal (MT), Brasil. Brazilian Journal of Environmental Sciences (RBCIAMB), (42), 67-81.

Fink, William L. (1993). Revision of the Piranha Genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). Copeia 1993, no. 3 (1993): 665–87. <https://doi.org/10.2307/1447228>.

Gabriel, F. A., Hauser-Davis R. A., Soares L, Mazzuco, A.C.A, Rocha, R.C.C, Saint Pierre, T.D., Saggiaro E, Correia F.V, Ferreira T.O., Bernardino A.F. (2020). Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. PeerJ. 2020 Oct 28;8:e10266. doi: 10.7717/peerj.10266.

Gomes, L. C., Chippari-Gomes, A. R., Miranda, T. O., Pereira, T. M., Merçon, J., Davel, V. C., Ramos, J. P. L. (2018). Efeitos da genotoxicidade em peixes da espécie *Geophagus brasiliensis* expostos à água do Rio Doce após o desastre ambiental na cidade de Mariana, MG, Brasil. Brazilian Journal of Biology, 79, 659-664.

Jardim, A. N. O., & Caldas, E. D. (2009). Exposição humana a substâncias químicas potencialmente tóxicas na dieta e os riscos para saúde. Química Nova, 32, 1898-1909.)

Kapepa, M. (2020). Perfil de contaminação das águas e peixes por metais pesados e suas consequências para a saúde humana: uma revisão de literatura. Revista Brasileira de Ciências Biomédicas, 1(1), 16-16.

Lima, D. P. D., Santos, C., Silva, R. D. S., Yoshioka, E. T. O., & Bezerra, R. M. (2015). Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. Acta Amazonica, 45, 405-414.

Lopes, T. O. M. (2018). Biomonitoramento da criação de tilápia (*Oreochromis niloticus* L.) em tanques-rede em parques aquícolas do Brasil, com ênfase em toxicidade e detecção de off-flavor (Tese de doutorado, Brasil).

Macêdo, A. K. S., Dos Santos, K. P. E., Brighenti, L. S., Windmöller, C. C., Barbosa, F. A. R., de Azambuja Ribeiro, R. I. M., Thomé, R. G. (2020). Histological and molecular changes in gill and liver of fish (*Astyanax lacustris* Lütken, 1875) exposed to water from the Doce basin after the rupture of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. Science of the Total Environment, 735, 139505.

Marceniuk, A. P., Ingenito, L. F. S., Lima, F. C. T., Gasparini, J. L. R., Oliveira, C. (2019). Systematics, biogeography and conservation of *Paragenidens grandoculis* n. gen. and n. comb. (Siluriformes; Ariidae), a critically endangered species from southeastern Brazil. Zootaxa, 4586(3), 425-444.

Oliveira, R. G., Ramos, F. M. (2016). Perfil do consumo de peixes pela população brasileira. Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazônia, Amazonian Biota), 6(2), 62-65.

Oliveira, L. L. F., dos Santos, H. B., Thomé, R. G., Chequer, F. M. D. (2021). Efeitos tóxicos à saúde humana e ao ambiente causados pelo derramamento de rejeitos de minério da barragem de Fundão. Journal of Health & Biological Sciences, 9(1), 1-17.

Parang, H., Esmaeilbeigi, M. (2022). Total mercury concentration in the muscle of four mostly consumed fish and associated human health risks for fishermen and non-fishermen families in the Anzali Wetland, Southern Caspian Sea. Regional Studies in Marine Science, 52, 102270.

Pinto-Coelho, R. M., Bezerra-Neto, J. F., Miranda, F., Mota, T. G., Resck, R., Santos, A. M., Barbosa, F. A. R. (2008). A cascata trófica invertida em comunidades

planctônicas tropicais: impactos da introdução de peixes exóticos no distrito de lagos do médio rio Doce, MG. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1025-1037.

Pires, M. A., Mourão, L., Oliveira, F. B. D., & Oliveira, J. A. P. D. (2020). (Ir)responsabilidade social empresarial: uma avaliação do desastre de Mariana-MG. *Revista de Administração Pública*, 54, 1188-1206.

Porto, L. C. S., & Ethur, E. M. (2009). Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ciência Rural*, 39, 2512-2518.

Queiroz, E. C., da Silva, B. F., Salla, R. V., Ramos, J. P. L., Gnocchi, K. G., & Chippari-Gomes, A. R. (2019). Genotoxic Damages and Bioaccumulation of Cadmium in *Geophagus Brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(2), 181–185. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2524-0>.

REIS JUNIOR, J. D. C., da SILVA, C. A. (2014). Determinação de Mercúrio, Chumbo, Cádmio e arsênio em peixes marinhos comercializados em Aracaju: implicações e riscos à saúde humana.

Rodrigues, V. L., Guabiroba, H. C., Vilar, C. C., Andrades, R., Villela, A., Hostim-Silva, M., & Joyeux, J. C. (2022). Fish biodiversity of a tropical estuary under severe anthropic pressure (Doce River, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 20

Santos, A. B.; Silva, L. W. (2012). Chumbo em peixes de ambientes costeiros impactados: o caso de Cubatão (sp). Chumbo, ambiente e saúde editora: Annablume editora.

Santos, G. M. (2009). Peixes comerciais de Manaus/ Geraldo Mendes dos Santos, Efrem J. G. Ferreira, Jansen A. S. Zuanon. 2a ed. revisada – Manaus: INPA, 2009. p. 144, il.: color.

Santos, O. S. H., Avellar, F. C., Alves, M., Trindade, R. C., Menezes, M. B., Ferreira, M. C., Scotti, M. R. (2019). Understanding the environmental impact of a mine dam rupture in Brazil: Prospects for remediation. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 439-449.

Silva, D. L., Ferreira, M. C., & Scotti, M. R. (2015). O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). *Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG*, 24(1-2).

Storelli, M. M. (2008). Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, 46(8), 2782-2788.

Teixeira, L. A. C; Munaretto, L. A. C; Neves, A. C. S. (2019). O excesso de Alumínio e sua correlação com sintomas de doenças neurodegenerativas. *Prevenção e promoção de saúde Ponta Grossa, PR: Atena Editora*, 2019.

Tuzuki, B. L. L., Delunardo, F. A. C. Ribeiro, L. N., De Melo, C. P., Gomes, L. C., Chippari-Gomes, A. R. (2017). Effects of Manganês on fat snook *Centropomus*

parallelus (Carangaria: Centropomidae) exposed to different temperatures. Neotropical Ichthyology, 15(4), 1–10. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170054>.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. (1989). Assessing Human health risks from chemically contaminated fish and shellfish: a guidance manual. Washington, DC: US EPA Office of Marine and Estuarine Protection, 1989. 174 p.

World Health Organization (WHO). (2008). Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. Mercury publications. Disponível em: <https://cdn.who.int/media/docs/default-source/chemical-safety/mercuryexposure.pdf?sfvrsn=e827b153_1&download=true>. Acesso em 05 de janeiro de 2024.

WHO. World Health Organization. (1996). Trace elements in human nutrition and health (343 p.). Geneva: WHO.

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS

CAPÍTULO 2:

AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM MEXILHÕES
***Perna perna* DO LITORAL SUL DO ESPÍRITO SANTO**

GISELE DE AQUINO PRADO DUARTE

VILA VELHA FEVEREIRO/ 2024

1 INTRODUÇÃO

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) como uma das dez substâncias químicas de maior preocupação para a saúde é o Mercúrio (Hg), a exposição a esse metal se configura como um grande problema de saúde pública (MS, 2023). A população está exposta ao Hg devido à sua presença de forma natural no ambiente, ao consumir pescado contaminado por Metilmercúrio, ao ingerir água contaminada, bem como uso de cosméticos, produtos farmacêuticos contendo Hg na sua composição (MS, 2023).

Em fevereiro de 2023 a Secretaria de Vigilância em Saúde e Meio Ambiente do Ministério da Saúde, publicou o Boletim Epidemiológico sobre intoxicações por Mercúrio no Brasil, de 2006 a 2021. Foram consultados dados de Intoxicações Exógenas (IE) de casos suspeitos e confirmados da Ficha de Investigação de notificação de IE. Os dados mostram que o estado do Espírito Santo está em segundo lugar com 1,78 casos/100 mil habitantes, atrás apenas do estado de Roraima que apresentou maior taxa de incidência no período (16,50 casos por 100 mil habitantes) (MS, 2023).

O Mercúrio é considerado um metal preocupante em relação aos seus efeitos nocivos à saúde humana, sendo que a exposição ambiental ao Hg tem sido associada

a efeitos cardiovasculares adversos (Dantas *et al.*, 2023; Rodrigues *et al.*, 2023). O MeHg é a forma mais tóxica do Hg para humanos (Bisinoti & Jardim, 2004; Felix *et al.*, 2022), devido à capacidade de ser bioacumulado e biomagnificado, é considerado relativamente estável, com um tempo de meia-vida biológico relativamente longo, de 44 a 80 dias, e sua excreção ocorre via fezes, leite materno e urina (Bisinoti & Jardim, 2004).

A exposição humana ao MeHg pode acontecer pelo consumo de pescado que bioacumularam o Hg dos primeiros níveis da cadeia trófica aquática (Santos *et al.*, 2006; Kasper *et al.*, 2007; Rodrigues *et al.*, 2023). A forma metilada do Hg o Metilmercúrio representa 95% do Mercúrio acumulado no tecido dos peixes, sendo a forma mais absorvida pelos seres humanos (Went, 2004; Machado & Oliveira, 2023, Rodrigues *et al.*, 2023, Vieira *et al.*, 2023).

Os sintomas de intoxicação por Mercúrio podem ser manifestados na forma aguda ou crônica. Na forma aguda, quando há ingestão de alimentos contaminados por Metilmercúrio, gera um quadro de intoxicação que pode ser de leve a letal, com sintomas de vômitos, tremores, ataxia, parestesia, paralisia, afonia, cegueira, coma e morte (Morgano *et al.*, 2005; Vaz & Furlan, 2020).

O risco de intoxicação pela ingestão do pescado contaminado depende de alguns fatores: a quantidade de Mercúrio no alimento, quantidade de peixe ingerida, frequência de ingestão e suscetibilidade individual (Morgano *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2006; Gabriel *et al.*, 2020). Portanto, as concentrações e a frequência de consumo são importantes (Kasper *et al.*, 2007).

As regiões estuarinas e costeiras são locais onde há deposição de efluentes urbanos e industriais, muitas vezes sem tratamento adequado, sendo contaminadas por elementos traço, como o Mercúrio, compostos químicos orgânicos e nutrientes (Vaz & Furlan, 2020). Os elementos traços quando presentes em ambiente marinho, podem ser acumulados por muitas espécies de peixes e invertebrados, como ostras, mexilhões, entre outros (Vaz & Furlan, 2020). Qualquer agente de natureza química ou biológica presentes na coluna d'água, podem se acumular nos tecidos dos organismos filtradores, como dos moluscos bivalves, os mexilhões e vieiras (Ferreira *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2021).

A extensão da costa brasileira e o rápido desenvolvimento econômico nas regiões costeiras levam ao despejo de efluentes urbanos e industriais nos estuários, o que pode resultar na introdução contínua de elementos traço nos ambientes

estuarinos e costeiros. Essa contaminação afeta os organismos marinhos e representa um risco para os consumidores humanos (Ferreira *et al.*, 2013).

No ambiente marinho o Mercúrio (Hg), devido à sua alta toxicidade ocupa lugar de destaque entre os contaminantes presentes, podendo ser bioacumulado ao longo da cadeia trófica, caracterizando-se como um agente neurotóxico de alto risco (Vaz & Furlan, 2020; Rodrigues *et al.*, 2023).

Bivalves, como os mexilhões, desempenham um importante papel na dinâmica de poluentes no ambiente marinho, pois têm a capacidade de concentrar metais traço em níveis significativamente mais altos do que os encontrados na água, mesmo em ambientes contaminados. Além disso, eles conseguem sobreviver nessas condições contaminadas (Ferreira *et al.*, 2013).

Os mexilhões *Perna perna* são organismos invertebrados sésseis, possuem a capacidade de resistir a alterações ambientais, refletindo a qualidade do ambiente, toleram várias condições sobrevivendo mesmo em ambientes contaminados, bioacumulando esses contaminantes em seus tecidos (Ferreira *et al.*, 2013; Rizzini *et al.*, 2016; Gregory *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2022).

O consumo de pescado está diretamente relacionado à saúde pública (Vaz & Furlan, 2020; Silva *et al.*, 2021), pois o consumo de pescado contaminado é a principal via de intoxicação humana (Vaz & Furlan, 2020). As espécies de mexilhão mais utilizados na alimentação humana são as espécies *P. perna* e em estuários *Mytella falcata* e *Mytella guyanensis* (Ferreira *et al.*, 2013). Na família Mytilidae o mexilhão *P. perna* se destaca, devido a sua importância comercial, sendo o maior mitilídeo brasileiro, ocorrendo em abundância no Brasil, do litoral do Espírito Santo ao litoral de Santa Catarina (Ferreira *et al.*, 2013). Sendo assim, determinar as concentrações de contaminantes como o Hg nos organismos que são consumidos, como o mexilhão *P. perna*, permite avaliar os riscos para a saúde humana.

2 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar se a concentração de Mercúrio total em mexilhões *Perna perna* na região costeira do Espírito Santo, encontra-se dentro dos valores estabelecidos como seguros para consumo humano.

3.2 Objetivos específicos

- Determinar a concentração de Mercúrio total em mexilhões *P. perna*;
- Avaliar o risco do consumo de mexilhões *P. perna* com base nos valores estabelecidos como seguro pela legislação;
- Definir a quantidade segura do consumo de mexilhões *P. perna*;

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Os exemplares de mexilhões *P. Perna* foram coletados no costão rochoso das praias de Anchieta (Praia de Iriri e Praia dos Coqueiros), Guarapari (Praia do Ermitão e Praia do Morro) e Piúma (Praia Maria Neném e Praia da Ilha do Gambá).

3.2 Aquisição dos indivíduos

Os exemplares de mexilhões *P. Perna* foram coletados com auxílio de espátula, sendo coletados 20 indivíduos em cada local, com total de 120 amostras. Estes foram acondicionados em caixas com gelo e levados para o Laboratório de Ictiologia Aplicada (Lab-Peixe/UVV), onde foi feita a biometria e retirada de tecido para análise da concentração de Mercúrio (Queiroz *et al.*, 2019; Tuzuki *et al.*, 2017).

3.3 Análise de Mercúrio no mexilhão

A determinação do mercúrio total em tecido de mexilhão foi realizada no Direct Mercury Analyzer (DMA-80, Milestone, Itália), utilizando a Espectrometria de Absorção Atômica com Termodecomposição e Amalgamação. A Tabela 1 apresenta as

condições operacionais do equipamento. A calibração do método foi realizada por padronização externa em meio de ácido clorídrico 7% v/v.

Tabela 1: Condições operacionais do DMA-80

Condições Operacionais	
Fonte de luz	Lâmpada de mercúrio de baixa pressão
Comprimento de onda do Hg	253,65 nm
Detectores	Fotodiodos UV

Para realizar a análise, as amostras foram secas em estufa por 2 horas a 40°C. Após este período, foi pesado aproximadamente 0,1000 g da amostra em uma barca de níquel, a qual foi introduzida no equipamento seguindo o programa de aquecimento descrito na Tabela 2.

Tabela 2: Programa de aquecimento

Etapa	Tempo	Temperatura (°C)
1	00:01:00	200
2	00:02:00	650
3	00:01:00	650

*Temperatura máxima de início: 200 °C. Purga: 60s.

A exatidão do método foi avaliada através da determinação de mercúrio total no músculo de mexilhão (European Reference Material ERM®- CE278k). Os resultados de recuperação se encontram dispostos na Tabela 3:

Tabela 3: Percentuais de recuperação dos analitos presentes no Material de Referência Certificado (ERM®- CE278k)

	Hg	SD	RSD
Recuperação (%)	84,68	4,99	5,88%

SD = Desvio padrão, RSD = Desvio padrão residual (%).

3.4 Cálculo do Risco à saúde humana

A avaliação dos riscos à saúde da população devido à contaminação ambiental por metais envolve a análise dos níveis de metais em alimentos locais, como o pescado (Reis Júnior & Silva, 2014). A concentração de Mercúrio em pescado e as

referências para consumo humano, foram comparados com níveis máximos permitidos para consumo, de acordo com as Agências Reguladora de Saúde: Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO / OMS) e pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA).

Para avaliação de risco, partiu-se do pressuposto de que a dose oral do contaminante ingerido é equivalente à dose absorvida pelo organismo humano. Além disso, considerou-se que o processo de cozimento do pescado não modifica a concentração nem a toxicidade do contaminante em questão (USEPA, 1989).

Avaliação do Risco Humano foi calculada utilizando a Estimated Daily Intake (EDI) Ingestão Diária Estimada e Reference Doses, em mg/kg-dia (RfDs) Dose de Referência, previamente estabelecidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) através da RSL Calculator (Calculadora RSL) que é uma ferramenta utilizada para avaliar os riscos à saúde humana associados à exposição a substâncias químicas. A RfD da USEPA para mercúrio é de 0,1 µg/kg/dia. O limite máximo de concentração de Mercúrio em moluscos bivalves é de 0,5 µg/g (ANVISA, 2013) e de 1 µg/g na normativa adotada pela OMS e pela FAO (WHO/FAO, 2003). A dose diária crônica de 10 µg/Kg pode estar associada a efeitos adversos neurológicos e reprodutivos (Hernandez *et al.*, 2017).

O cálculo da EDI foi feito de acordo com a seguinte equação:

$$\text{EDI} = \text{CMussel} \times (\text{dcMussel}/\text{bw})$$

EDI= dose diária estimada (mg/kg de peso corporal/dia);

CMussel= concentração média do metal no músculo (µg/g peso úmido);

dcMussel= consumo diário (g/dia) per capita;

bw= peso corporal médio (kg) da população-alvo.

Para o cálculo da Ingestão Diária Estimada (EDI) em mg/kg de peso corporal/dia, foram consideradas as seguintes características:

A concentração média do metal em mexilhões (CMussel), foi usada para apresentar a avaliação de risco humano para o consumo de mexilhões (dcMussel), adotando o consumo diário de 25 g/pessoa/dia (Oliveira & Ramos, 2016) e o peso corporal médio (bw) de 70 kg da população brasileira.

O Hazard quotient (HQ)= Quociente de Risco, indica o potencial de danos à saúde provocado pelo consumo do pescado contaminado (Vasconcellos *et al.*, 2021).

O cálculo do quociente de risco (HQ), é estimado a partir da divisão do Estimated Daily Intake (EDI) Ingestão Diária Estimada pela Reference Dose (RfD), em mg/kg-dia, para avaliar o perigo para a saúde humana em relação ao consumo de pescado contaminado.

A equação utilizada para o cálculo do quociente de risco é apresentada abaixo:

$$HQ = \frac{D_n}{RfD_n}$$

HQ= quociente de risco

D= dose do contaminante para o cenário de exposição (mg/kg-dia);

RfD= Dose de Referência do contaminantes para o cenário de exposição (mg/kg-dia)

Se o HQ calculado for menor que 1, não existe risco apreciável para um determinado poluente analisado. Se o valor do HQ for maior que 1 existe risco do consumo daquele pescado (Storelli, 2008; Reis Júnior & Silva, 2014; Silva & Santos, 2016; Lopes *et al.*, 2018). No entanto, é importante ressaltar que o aumento no nível de preocupação não é linear com o HQ. Isso ocorre porque as Doses de Referência (RfD) são estabelecidas com base na probabilidade de ocorrência de um efeito, não na sua gravidade (CRA, 2005).

O cálculo da Quantidade Máxima de Consumo Seguro (MSCQ) para a população envolve a multiplicação da Dose de Referência proposta pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO/WHO) pelo peso corporal médio dos adultos, neste estudo o cálculo foi feito para a população brasileira. O resultado dessa multiplicação foi dividido pela concentração média do metal no pescado ($\mu\text{g/g}$), com base na média ponderada dos níveis detectados nos mexilhões.

Foram estabelecidos três cenários hipotéticos de consumo de pescado para a análise de risco à saúde: i) Baixo: 50 gramas de pescado por dia; ii) Moderado: 100 gramas de pescado por dia; iii) Alto: 200 gramas de pescado por dia.

3.5 Análise estatística

Os dados das concentrações de mercúrio nos tecidos dos mexilhões, foram submetidos à análise estatística descritiva e foram apresentados como média e desvio padrão utilizando o programa SAS®.

4 RESULTADOS

A média e o desvio padrão dos valores de biometria dos mexilhões estão descritos na tabela 4 e 5. As maiores médias de comprimento foram encontradas em mexilhões coletados em Guarapari na praia do Ermitão, Piúma na Praia da Ilha do Gambá, Anchieta Praia de Iriri, Anchieta na Praia dos Coqueiros (50,55 mm; 48,26 mm; 47,34 mm; 46,05 mm). Já a menor média de comprimento encontrada foi em mexilhões coletados em Guarapari na Praia do Morro com 39,87mm (Tabela 4).

Tabela 4: Média do comprimento de mexilhões *Perna perna* coletados no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma.

Local	N	Comprimento (mm)		Coeficiente de variação
		Média	Desvio	
Guarapari Praia do Ermitão	20	50,55	5,59	11,05%
Piúma Ilha do Gambá	20	48,26	3,35	6,94%
Anchieta Praia de Iriri	20	47,34	4,92	10,39%
Anchieta Praia dos Coqueiros	20	46,05	4,20	9,12%
Piúma Maria Neném	20	41,34	6,63	16,04%
Guarapari Praia do Morro	20	39,87	3,79	9,50%

As maiores médias de peso foram encontradas em mexilhões coletados em Guarapari na Praia do Ermitão, Piúma na Praia da Ilha do Gambá e em Anchieta Praia de Iriri (11,17g; 10,25g; 10,11g). Já a menor média de peso encontrada foi em mexilhões coletados em Guarapari na praia do morro com 5,70g (Tabela 5).

Tabela 5: Média do peso de mexilhões *Perna perna* coletados, no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma.

Local	N	Peso (g)		Coeficiente de variação
		Média	Desvio	
Guarapari Praia do Ermitão	20	11,17	4,27	38,20%
Piúma Ilha do Gambá	20	10,25	1,93	18,78%
Anchieta Praia de Iriri	20	10,11	2,91	28,80%
Anchieta Praia dos Coqueiros	20	9,29	2,18	23,42%
Piúma Maria Neném	20	8,08	3,17	39,20%
Guarapari Praia do Morro	20	5,70	1,62	28,44%

As maiores concentrações de mercúrio foram encontradas em mexilhões coletados em Anchieta Praia dos Coqueiros, Piúma Ilha do Gambá, Piúma Maria Neném e em Anchieta Praia de Iriri (0,0447µg/g; 0,0442µg/g; 0,0408µg/g; 0,0408µg/g;0,0331µg/g). Já as menores concentrações de mercúrio foram encontradas em mexilhões coletados em Guarapari na Praia do Morro e na Praia do Ermitão (0,0184µg/g; 0,0158µg/g (Tabela 6).

Tabela 6: Média de concentração de mercúrio em mexilhões *Perna perna* coletados no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma.

Local	N	Concentração (µg/g)		Coeficiente de variação
		Média	Desvio	
Anchieta Praia dos Coqueiros	20	0,0447 ^a	0,0118	26,38%
Piúma Ilha do Gambá	20	0,0442 ^a	0,0064	14,48%
Piúma Maria Neném	20	0,0408 ^a	0,0059	14,38%
Anchieta Praia de Iriri	20	0,0331 ^b	0,0075	22,70%
Guarapari Praia do Morro	20	0,0184 ^c	0,0049	26,41%
Guarapari Praia do Ermitão	20	0,0158 ^c	0,0054	34,09%

As letras representam diferença significativa entre concentração de metais em mexilhões coletados em diferentes locais.

O cálculo de Consumo Seguro de mexilhões com os diferentes cenários de exposição, considerando a média nacional de 25 gramas até 300 gramas de consumo de pescado por dia, está descrito na tabela 7.

Tabela 7: Cálculo de Consumo Diário Seguro de mexilhões *Perna perna* coletados no litoral sul do Espírito Santo, nas praias dos municípios de Anchieta, Guarapari e Piúma, de acordo com a legislação da EPA e ANVISA.

Consumo diário	Local	cfish (µg/g)	EDI (mg/kg/dia)	RfD (µg/kg/dia)		HQ		PTWI (%)	
				ANVISA	EPA	ANVISA	EPA	ANVISA	EPA
25g	API	0,0331	0,0118	10	0,1	<1	<1	0,12%	11,82%
	APC	0,0447	0,0159	10	0,1	<1	<1	0,16%	15,95%
	GPE	0,0158	0,0057	10	0,1	<1	<1	0,06%	5,65%

	GPM	0,0184	0,0066	10	0,1	<1	<1	0,07%	6,58%
	PIG	0,0442	0,0158	10	0,1	<1	<1	0,16%	15,78%
	PMN	0,0408	0,0146	10	0,1	<1	<1	0,15%	14,57%
50g	API	0,0331	0,0236	10	0,1	<1	<1	0,24%	23,63%
	APC	0,0447	0,0319	10	0,1	<1	<1	0,32%	31,90%
	GPE	0,0158	0,0113	10	0,1	<1	<1	0,11%	11,31%
	GPM	0,0184	0,0132	10	0,1	<1	<1	0,13%	13,16%
	PIG	0,0442	0,0316	10	0,1	<1	<1	0,32%	31,55%
	PMN	0,0408	0,0291	10	0,1	<1	<1	0,29%	29,14%
100g	API	0,0331	0,0473	10	0,1	<1	<1	0,47%	47,26%
	APC	0,0447	0,0638	10	0,1	<1	<1	0,64%	63,79%
	GPE	0,0158	0,0226	10	0,1	<1	<1	0,23%	22,62%
	GPM	0,0184	0,0263	10	0,1	<1	<1	0,26%	26,32%
	PIG	0,0442	0,0631	10	0,1	<1	<1	0,63%	63,11%
	PMN	0,0408	0,0583	10	0,1	<1	<1	0,58%	58,27%
200g	API	0,0331	0,0945	10	0,1	<1	<1	0,95%	94,52%
	APC	0,0447	0,1276	10	0,1	<1	>1	1,28%	127,58%
	GPE	0,0158	0,0452	10	0,1	<1	<1	0,45%	45,23%
	GPM	0,0184	0,0526	10	0,1	<1	<1	0,53%	52,64%
	PIG	0,0442	0,1262	10	0,1	<1	>1	1,26%	126,21%
	PMN	0,0408	0,1165	10	0,1	<1	>1	1,17%	116,55%
300g	API	0,0331	0,1418	10	0,1	<1	>1	1,42%	141,78%
	APC	0,0447	0,1914	10	0,1	<1	>1	1,91%	191,37%
	GPE	0,0158	0,0679	10	0,1	<1	<1	0,68%	67,85%
	GPM	0,0184	0,0790	10	0,1	<1	<1	0,79%	78,96%
	PIG	0,0442	0,1893	10	0,1	<1	>1	1,89%	189,32%
	PMN	0,0408	0,1748	10	0,1	<1	>1	1,75%	174,82%

Valores de HQ em vermelho estão acima do limite da legislação da EPA. EDI (estimativa de consumo diário); RfD, doses de referência de metais, conforme estabelecido pela USEPA (2005); Quociente de risco = EDI / RfD. Se a proporção for <1, não há risco. API= Anchieta Praia de Iriri; APC= Anchieta Praia dos Coqueiros; GPE= Guarapari Praia do Ermitão; GPM= Guarapari Praia do Morro; PIG= Piúma Ilha do Gambá; PMN=Piúma Praia Maria Neném.

5 DISCUSSÃO

Alguns autores reportam os resultados de concentração de mercúrio em peso seco, como o trabalho feito com mexilhões por Kehrig *et al.*, (2006). Já outros autores reportam os resultados em peso seco e peso úmido, como no relatório feito pelo CETESB (2014), onde foram feitas análises de concentração de mercúrio em seis bacias hidrográficas do Estado de São Paulo e os resultados foram encontrados o valor máximo de Hg em peso seco determinado nos bivalves foi 0,4 µg/g e a concentração média em peso úmido de 0,039 µg/g.

Considerando que o cozimento dos mexilhões não altera a concentração de mercúrio, pois o mercúrio nos frutos do mar não é eliminado significativamente durante o cozimento, devido ao fato do mercúrio permanecer ligado às proteínas (Costa *et al.*, 2021), o que foi comprovado por Costa *et al.*, (2019), que após o cozimento dos mexilhões a concentração de mercúrio não aumentou significativamente.

Alguns autores consideram que os mexilhões geralmente contêm cerca de 70% de água em sua massa corporal, e assim multiplicam os valores obtidos em peso seco, para converter para os valores de metais em miligramas por grama de peso úmido em (Carvalho *et al.*, 2001). Sendo necessário observar a legislação, pois os limites fornecidos são expressos em miligramas por grama de peso úmido (Carvalho *et al.*, 2001). Neste estudo os resultados foram reportados em peso úmido das amostras, como está descrito na legislação da ANVISA (2013), onde aplicam-se o Limites

Máximos de Contaminantes Inorgânicos aos produtos no estado em que são oferecidos ao consumidor.

Em estudo feito por Rizzini *et al.*, (2016) na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, as concentrações totais de mercúrio no mexilhão *Perna perna* variaram de 0,354 a 2,101 µg/g (peso úmido). Em estudo feito com mexilhões por Costa *et al.*, (2019, todas as amostras apresentaram Hg em teores que variaram de 0,020 a 0,076 µg/g e nenhuma das amostras apresentou teor acima do limite permitido pela legislação. Estudos feitos com mexilhões do comércio varejista de Belo Horizonte por Costa *et al.*, (2021), também encontraram valores próximos ao encontrado neste estudo, sendo encontrado a média de concentração de mercúrio de 0,031 µg/g.

A média de concentração de mercúrio nas amostras neste estudo, foi de 0,0328 µg/g, onde todas as amostras continham Hg, entretanto, nenhuma das amostras apresentou teor de Hg acima do limite estabelecido pela legislação da ANVISA (2013) que é de 0,5 mg/kg para moluscos bivalves. A presença de mercúrio em todas as amostras, pode ser devida ao hábito de vida desse animal, pois são animais sésseis que se alimentam por filtração da água, absorvendo desta, os nutrientes que necessitam para sobreviver, mas também absorvendo contaminantes (Nogueira *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2021).

O Cálculo da Quantidade Máxima de Consumo Seguro (MSCQ) considerando os diferentes cenários está descrito na tabela 7. De acordo com os valores apresentados de concentração de mercúrio nos mexilhões, o consumo seguro é de até 100g. No cenário de consumo de 200g, houve comprometimento do PTWI para os mexilhões coletados nas praias de Anchieta na Praia dos Coqueiros, na Praia Maria Neném e Ilha do Gambá em Piúma. Para o cenário de 300g inclui-se também os mexilhões coletados na Praia de Iriri em Anchieta, mostraram-se dentro do limite aceitável sendo estes aptos ao consumo

6 CONCLUSÃO

As concentrações de mercúrio encontradas nos tecidos dos mexilhões *Perna perna* coletados do litoral sul do Espírito Santo, variaram entre as diferentes áreas estudadas. No entanto, todas as amostras demonstraram teores inferiores aos valores máximos permitidos pelas regulamentações tanto brasileiras quanto internacionais, que é de 0,5 mg/kg. Ainda assim, é prudente moderar o consumo desses mexilhões, pois mesmo que a quantidade de mercúrio esteja dentro dos limites considerados seguros, a ingestão diária pode exceder o limite aceitável.

7 REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Mineração (2020). Anuário Mineral Brasileiro (AMB). Disponível em:<<https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/anuario-mineral-brasileiro-amb>>. Acesso em 19 de junho de 2023.

Agência Nacional de Vigilância Sanitária. ANVISA (2013). RESOLUÇÃO - RDC Nº 42, DE 29 DE AGOSTO DE 2013. Disponível em:<https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html>. Acesso em 20 de maio de 2023.

Bisinoti, M. C., Jardim, W. F. (2004). O comportamento do Metilmercúrio (METILHg) no ambiente. *Quimica Nova*, 27(4), 593–600. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422004000400014>.

Brasil. LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938compilada.htm>. Acesso em 30 de março de 2023.

Brasil. Decreto No 97.634, de 10 de abril de 1989. Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938compilada.htm>. Acesso em 30 de março de 2023.

Brasil. Decreto Nº 9.470, de 14 de agosto de 2018. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2018/decreto/D9470.htm>. Acesso em 30 de março de 2023.

Brasil. PORTARIA MMA Nº 175, de 22 de abril de 2021. Disponível em:<<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-175-de-22-de-abril-de-2021-315696586>>. Acesso em 30 de março de 2023.

Brito, W. J. P.; Holanda, B. S. Moreira, S. A., Silva, J. C. C; Fernandes, R. (2021). Mercúrio no meio ambiente: uma revisão sobre seus efeitos toxicológicos e as principais fontes de emissão. DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.036>. Revista DAE, São Paulo, v. 69, n 230, pp 127-139, Abr a Jun, 2021.

Carvalho, C. E. V., Cavalcante, M. P. O., Gomes, M. P., Faria, V. V., & Rezende, C. E. (2001). Distribuição de metais pesados em mexilhões (Perna perna, L.) da Ilha de Santana, Macaé, SE, Brasil. *Ecotoxicology and environmental Restoration*, 4(1), 1-5.

CETESB (São Paulo) Contaminação por mercúrio no estado de São Paulo [recurso eletrônico] / CETESB ; Equipe técnica Maria Helena Roquetti... [et al.]. - - São Paulo CETESB, 2014. 1 arquivo de texto (39 p.) : il. color., PDF ; 912 KB

Costa, B. S., Deus, V. L., de Melo Hoyos, D. C., & de Abreu Glória, M. B. (2019). Teores de mercúrio em mexilhões do mercado consumidor e influência do tratamento térmico. In Congresso Brasileiro de Higienistas de Alimentos. Universidade Federal de Minas Gerais.

Costa, B. S., Custódio, F. B., Deus, V. L., Hoyos, D. C., & Gloria, M. B. A. (2021). Mercury in raw and cooked shrimp and mussels and dietary Brazilian exposure. *Food Control*, 121, 107669.

Costa, I. D. D., Nascimento, E. L. D., Facchetti, M. S. D. A., Nunes, N. N. D. S., Gomes, J. P. D. O., Almeida, R. D., Bastos, W. R. (2022). Mercury in muscle and liver of *Plagioscion squamosissimus* (Acanthuriformes: Sciaenidae) from the Machado River, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 52, 60-68.

CRA. Centro de Recursos Ambientais. (2005). Análise preliminar de risco à saúde humana. Relatório síntese. Disponível em:<http://www.ceama.mpba.mp.br/boletim-informativo/doc_view/2044-analise-preliminar-de-risco-a-saude-humana-relatorio-sintese.html>. Acesso em 05 de janeiro de 2024.

Dantas, A. D. O., Castro, T. D. S. D. S. D., Câmara, V. D. M., Santos, A. D. S. E., Asmus, C. I. R. F., Vianna, A. D. S. (2023). Maternal Mercury Exposure and

Hypertensive Disorders of Pregnancy: A Systematic Review. *Revista Brasileira de Ginecologia e Obstetrícia*, 44, 1126-1133.

Eagles-Smith, C. A., Silbergeld, E. K., Basu, N., Bustamante, P., Diaz-Barriga, F., Hopkins, W. A., Kidd, K. A., Nyland, J. F. (2018). Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. *Ambio*, 47(2), 170–197. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1011-x>.

Espírito Santo (2001). Lei nº 6.834, de 24 de outubro de 2001. Disponível em:<<https://www3.al.es.gov.br/Arquivo/Documents/legislacao/html/LEI68342001.html?identificador=310032003800300036003A004C00>>. Acesso em 19 de junho de 2012.

FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants: Sixty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. In Proceedings of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Rome, Italy, 10–19 June 2003

Felix, C. S., Junior, J. B. P., da Silva Junior, J. B., Cruz, A. S., Dantas, K. G., Ferreira, S. L. (2022). Determination and human health risk assessment of mercury in fish samples. *Talanta*, 247, 123557.

Ferreira, M. D. S., Mársico, E. T., Conte Junior, C. A., Marques Júnior, A. N., Mano, S. B., & Clemente, S. C. D. S. (2013). Contaminação por metais traço em mexilhões Perna perna da costa brasileira. *Ciência Rural*, 43, 1012-1020.

Fundação Osvaldo Cruz (FIOCRUZ). (2018). Convenção de Minamata sobre Mercúrio é promulgada. Disponível em:<<http://www.cesteh.ensp.fiocruz.br/noticias/convencao-de-minamata-sobre-Mercúrio-e-promulgada>>. Acesso em 30 de março de 2023.

Gabriel, F., Hauser-Davis, R. A., Soares, L., Mazzuco, A. C. A., Chavez Rocha, R. C., Saint Pierre, T. D., Saggiaro, E., Correia, F. V., Ferreira, T. O., Bernardino, A. F. (2020). Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. *PeerJ*, 8, 1–25. <https://doi.org/10.7717/peerj.10266>.

Gregory, M. A., Marshall, D. J., George, R. C., Anandraj, A., & McClurg, T. P. (2002). Correlations between metal uptake in the soft tissue of Perna perna and gill filament pathology after exposure to mercury. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1-12), 114-125.

Hernandez, E. M. M., Rodrigues, R. M. R., Torres, T. M., Zucoloto, A. D., Oliveira, C. D. R., Egito, E. S. T., ... & Chaves, V. (2017). Manual de toxicologia clínica: orientações para assistência e vigilância das intoxicações agudas. In Manual de toxicologia clínica: orientações para assistência e vigilância das intoxicações agudas (pp. 475-475).

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. IBAMA (2015). INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 8, DE 8 DE MAIO DE 2015. Disponível em:<<https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=135696#:~:text=DAS%20DISPOSI%C3%87%C3%95ES%20FINAIS-,Art.,e%20comercializa%C3%A7%C3%A3o%20de%20merc%C3%BArio%20met%C3%A1lico>>. Acesso em 30 de março de 2023.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. Sobre o Mercúrio metálico. IBAMA (2022). Disponível em:<<https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/Mercúrio-metalico-folder/sobre-Mercúrio-metalico#legislacao>>. Acesso em 30 de março de 2023.

Kasper, D., Botaro, D., Albuquerque Palermo, E., Malm, O. (2007). Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2), 228–239. <https://doi.org/10.4257/182>.

Kehrig, H. A., Costa, M., Moreira, I., & Malm, O. (2006). Total and methyl mercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 17, 1409-1418.

Kehrig, H. A., Malm, O., Palermo, E. F. A., Seixas, T. G., Baêta, A. P., & Moreira, I. (2011). Bioconcentração e biomagnificação de Metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Quimica Nova*, 34(3), 377–384. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000300003>

Kütter, V. T., Kütter, M. T., Silva-Filho, E. V., Marques, E. D., Gomes, O. V. de O., & Mirlean, N. (2015). Mercury bioaccumulation in fishes of a paddy field in Southern of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27(2), 191–201. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5314>

Lima, G. S., Menegario, A. A., Sulato, E. T., Pedrobom, J. H., Torres-Florez, J. P., de Araújo Júnior, M. A., & Barreto, A. S. (2022). Mercury Concentration in Liver Tissues

of South American Fur Seals (*Arctocephalus australis*) from Southwestern Atlantic Ocean. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 33, 1309-1318.

Lopes, T. O. M. (2018). *Biomonitoramento da criação de tilápia (*Oreochromis niloticus* L.) em tanques-rede em parques aquícolas do Brasil, com ênfase em toxicidade e detecção de off-flavor* (Tese de doutorado, Brasil).

Machado, C., Oliveira, Dinis R. J. (2023). Clinical and Forensic Signs Resulting from Exposure to Heavy Metals and Other Chemical Elements of the Periodic Table. *Journal of Clinical Medicine*, 12(7), 2591.

MAPA (2023). Ministério da Agricultura e Pecuária/Secretaria de Defesa. PORTARIA SDA/MAPA Nº 884, DE 6 DE SETEMBRO DE 2023.

Ministério da Saúde. MS (2023). Intoxicações por Mercúrio no Brasil, de 2006 a 2021, *Boletim Epidemiológico*, Secretaria de Vigilância em Saúde e Ambiente, Ministério da Saúde, Vol 54, N.º 2, 16 Fev. 2023.

Mirlean, N., Baisch, P., Machado, I., Shumilin, E. (2008). Mercury contamination of soil as the result of long-term phosphate fertilizer production. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81(3), 305–308.

Naija, A; Yalcin, H C. Evaluation of cadmium and mercury on cardiovascular and neurological systems: effects on humans and fish, *Toxicology Reports*, 2023, ISSN 2214-7500, <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2023.04.009>.

Nogueira, L. D. S. P., de Almeida Pedrete, T., Nudi, A. H., & Wagener, A. D. L. R. (2017). Uso de ferramentas químicas e biológicas na avaliação de ambientes contaminados por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). *Revista Brasileira de Iniciação Científica*, 4(9).

Morgano, M. A., Gomes, P. C., Mantovani, D., Perrone, A. A., Santos, T. F. (2005). Níveis de Mercúrio total em peixes de água doce de pisciculturas paulistas. *Food Science and Technology*, 25, 250-253.

Oliveira, R. G., Ramos, F. M. (2016). Perfil do consumo de peixes pela população brasileira. *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazônia, Amazonian Biota)*, 6(2), 62-65.

Queiroz, E. C., da Silva, B. F., Salla, R. V., Ramos, J. P. L., Gnocchi, K. G., & Chippari-Gomes, A. R. (2019). Genotoxic Damages and Bioaccumulation of Cadmium in *Geophagus Brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(2), 181–185. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2524-0>.

REIS JUNIOR, J. D. C., da SILVA, C. A. (2014). Determinação de Mercúrio, Chumbo, Cádmio e arsênio em peixes marinhos comercializados em Aracaju: implicações e riscos à saúde humana.

Rodrigues, P. A., Ferrai, R. G., Santos, L. N., Conte Junior, C. A. (2019). Mercury in aquatic contamination: A systematic review on its dynamics and potential health risks. *Jornal of environmental sciences*, 84, 205 – 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.02.018>.

Rodrigues, E. T., Coelho, J. P., Pereira, E., & Pardal, M. A. (2023). Are mercury levels in fishery products appropriate to ensure low risk to high fish-consumption populations?. *Marine Pollution Bulletin*, 186, 114464.

Rizzini Ansari, N., Fernandez, M. A., Brito, J. L., Vidal, L. G., de Andrade Costa, E. S., & Malm, O. (2016). Assessing mercury contamination in a tropical coastal system using the mussel *Perna perna* and the sea anemone *Bunodosoma caissarum*. *Environmental monitoring and assessment*, 188, 1-10.

Santana, L. M. B. M., Cavalcante, R. M. (2016). Transformações Metabólicas de Agrotóxicos em Peixes: Uma Revisão. *Orbital - The Electronic Journal of Chemistry*, 8(4). <https://doi.org/10.17807/orbital.v8i4.856>.

Santos, F. L. D. O., Gatti, R. M., Souza, P. R. K. (2006). Presença de mercúrio em peixes e sua correlação com a intoxicação alimentar mercury existence in fishes and its correlation with food intoxication. *Revista de Atenção à Saúde*, 4(9).

Santos, F. S., Neves, R. A., Crapez, M. A. C., Teixeira, V. L., & Krepsky, N. (2022). How does the brown mussel *Perna perna* respond to environmental pollution? A review on pollution biomarkers. *Journal of Environmental Sciences*, 111, 412-428.

Silva, B. R. D., Menegardo, S. B., Aride, P. H. R., Lavander, H. D., Spago, F. R., & Souza, T. B. D. (2021). Qualidade microbiológica da água e dos mexilhões *Perna*

perna (Linnaeus, 1758) cultivados em Piúma, Espírito Santo, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26, 89-95.

Storelli, M. M. (2008). Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, 46(8), 2782-2788.

Tuzuki, B. L. L., Delunardo, F. A. C., Ribeiro, L. N., De Melo, C. P., Gomes, L. C., & Chippari-Gomes, A. R. (2017). Effects of Manganese on fat snook *Centropomus parallelus* (Carangaria: Centropomidae) exposed to different temperatures. *Neotropical Ichthyology*, 15(4), 1–10. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170054>.

Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13(2), 57–149. [https://doi.org/10.1016/S1382-6689\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6).

Vasconcellos, A. C. S. D., Hallwass, G., Bezerra, J. G., Aciole, A. N. S., Meneses, H. N. D. M., Lima, M. D. O., ... & Basta, P. C. (2021). Health risk assessment of mercury exposure from fish consumption in Munduruku indigenous communities in the Brazilian Amazon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(15), 7940.

Vaz, F. S., Furlan, É. F. (2020). Contaminantes inorgânicos em pescado. Instituto de pesca. Doi 10.37885/200801011. *Tecnologia de Alimentos: Tópicos Físicos, Químicos e Biológicos*, v 2.

Vieira, J. C. S., Braga, C. P., Queiroz, J. V., Cavecci-Mendonça, B., Oliveira, G., de Freitas, N. G., Magalhães Padilha, P. (2023). The effects of mercury exposure on Amazonian fishes: An investigation of potential biomarkers. *Chemosphere*, 137779.

Wente, S.P., (2004). A statistical model and national data set for partitioning fish-tissue mercury concentration variation between spatiotemporal and sample characteristic effects: U.S. Geological Survey Scientific Investigation Report 2004-5199, 15 p. Disponível em <<https://pubs.usgs.gov/sir/2004/5199/pdf/2004-5199.pdf>>. Acesso em 10 de abril de 2023.

World Health Organization (WHO). (2003). Concise International Chemical Assessment Document 50. Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds: Human Health Aspects. Geneva, 2003.