

Revista da Universidade Vale do Rio Verde
ISSN: 1517-0276 / EISSN: 2236-5362 |
v. 21 | n. 1 | Ano 2022

Eliane Alves Lustosa

Universidade Federal de Campina Grande
elianelustosa18@hotmail.com

Thayná Kelly Formiga de Medeiros

Programa de Pós-Graduação em Ciências
Florestais, Universidade Federal de
Campina Grande
thaynak98@gmail.com

Thiago Vinicius de Araújo Cabral

Universidade Federal de Campina Grande
viniciusthiago427@gmail.com

Edevaldo da Silva

Universidade Federal de Campina Grande e
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento
e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba
edevaldos@yahoo.com.br

BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO (Hg) EM ESPÉCIES ÍCTICAS

RESUMO

O mercúrio é um metal tóxico e persistente que pode bioacumular e biomagnificar em diferentes espécies aquáticas, incluindo os peixes. O consumo de peixes contaminados é uma das principais vias de exposição humana a este contaminante, podendo ocasionar diferentes efeitos tóxicos. Este estudo teve como objetivo analisar as concentrações de mercúrio reportadas na literatura atual, em espécies de peixes de diferentes ecossistemas aquáticos do mundo. O estudo abrangeu pesquisas publicadas entre 2017 e 2021 disponíveis em dados online, como o SciELO, Periódicos CAPES, Web of Science e Science Direct. 20 pesquisas foram analisadas. Elas abrangeram a análise de 93 espécies de peixes. Na maioria das pesquisas os níveis de mercúrio nos peixes estavam dentro dos limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Os tecidos muscular e hepático foram os mais frequentemente analisados e com maiores bioacumulação de mercúrio. 35% dos estudos pesquisados reportaram alguma espécie de peixe com valores elevados de mercúrio em seu tecido e, estudos sugerem que o nível trófico, tamanho e idade dos peixes podem influenciar a bioacumulação desse metal.

Palavras-chave: Metais pesados. Peixes. Biomagnificação. Contaminação. Biota aquática.

BIOACUMULATION OF MERCURY (Hg) IN ITIC SPECIES

ABSTRACT

Mercury is a toxic and persistent metal that can bioaccumulate and biomagnify in different aquatic species, including fish. The consumption of contaminated fish is one of the main routes of human exposure to this contaminant, which can cause different toxic effects. This study aimed to analyze the mercury concentrations reported in the current literature in fish species from different aquatic ecosystems around the world. The study covered research published between 2017 and 2021 available in online data such as SciELO, CAPES Journals, Web of Science, and Science Direct. 20 researches were analyzed. They covered the analysis of 93 fish species. In most of the researches the mercury levels in fish were within the limits set by the World Health Organization (WHO). Muscle and liver tissues were the most frequently analyzed and with the highest mercury bioaccumulation. 35% of the studies surveyed reported some fish species with elevated mercury values in their tissue and, studies suggest that trophic level, size, and age of fish may influence bioaccumulation of this metal.

Keywords: Heavy Metals. Fish. Biomagnification. Contamination. Aquatic biota.

1. INTRODUÇÃO

Os metais pesados são liberados no ambiente por meio de fontes naturais ou antropogênicas e podem causar impactos ao ecossistema e a saúde humana devido sua capacidade de acumulação ao longo da cadeia alimentar (RADOMYSKI et al., 2018).

O Mercúrio (Hg) é um metal tóxico e persistente no ambiente natural. Ele pode ser bioacumulado por várias espécies aquáticas (CHACÓN et al., 2016), incluindo os peixes, e provocar distúrbios nos processos metabólicos desses organismos (GAMA et al., 2020; SOARES et al., 2016). Ele apresenta diferentes formas químicas, que incluem a forma elementar (Hg⁰), inorgânica (Hg²⁺) e suas formas orgânicas, metilmercúrio (CH₃Hg⁺) e dimetilmercúrio (CH₃HgCH₃) (CAO et al., 2019; SANTOS FILHO et al., 2016; PEREZ; MESA, 2011).

Nas espécies ícticas, o metilmercúrio é a forma mais abundante, sendo absorvida após a ingestão (CAO et al., 2019; SANTOS FILHO et al., 2016; PEREZ; MESA, 2011). No ser humano, a maioria das concentrações de mercúrio também se encontra na forma de metilmercúrio, oriundo, principalmente, do consumo de peixe (BAIRD, C.; CANN, M., 2011; GOMES et al., 2021).

No corpo humano, o mercúrio pode se acumular nos tecidos e desencadear diversos efeitos no organismo como graves lesões, especialmente em órgãos como rins e fígado e

aos sistemas digestório e nervoso central (TINÔCO et al., 2010).

Os impactos causados pela contaminação do mercúrio começaram a ser amplamente conhecidos após o desastre ambiental ocorrido no Japão, onde por vários anos, uma indústria lançou efluentes com mercúrio na baía de Minamata (SILVA et al., 2017). Muitas pessoas morreram e outras desencadearam problemas neurológicos devido a ingestão de peixes e frutos do mar contaminados com o metilmercúrio (GOMES et al., 2021).

Por isso, nas últimas décadas, houve crescente preocupação global relacionada à emissão de mercúrio no ambiente (CAO et al., 2019), devido à distribuição ubíqua deste poluente e à sua alta toxicidade em seres humanos e ecossistemas aquáticos.

Nessa perspectiva, diversas pesquisas estão sendo realizadas em ambientes aquáticos para avaliar as concentrações de metais pesados, na qual se destaca as altas concentrações de mercúrio em espécies ícticas (COSTA et al., 2018; PIMENTEL, 2019).

Isso por que, além dos peixes estarem inseridos na dieta alimentar humana, eles são considerados bioindicadores de contaminação por mercúrio em sistemas aquáticos (CLARKSON, 1998).

Este estudo teve como objetivo analisar as concentrações de mercúrio reportadas na literatura atual, em espécies de peixes de diferentes ecossistemas aquáticos do mundo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa tratou-se de uma revisão bibliográfica sobre estudos que envolveram a bioacumulação de mercúrio em espécies ícticas. A coleta de dados foi realizada por meio de consultas a artigos científicos presentes em bases e diretórios de periódicos científicos (SciELO, Periódicos CAPES, Web of Science e Science Direct), utilizando os seguintes descritores: “Bioacumulação”, “Mercúrio” e “Peixes”, em língua portuguesa e inglesa.

Para que os artigos fossem incluídos na revisão, foram considerados os seguintes critérios de inclusão: 1) Abordar sobre a bioacumulação de mercúrio em peixes; 2) Estar na língua inglesa ou portuguesa; 3) Ter sido publicado nos últimos 5 anos. Como critério de exclusão considerou-se: 1) Não abordar a presença de mercúrio; 2) Não envolver a bioacumulação em peixes. Foram selecionados 20 artigos publicados entre 2017 e 2021. Em cada artigo, buscou-se coletar as seguintes variáveis: 1) Espécie utilizada no estudo; 2) Técnica usada para quantificação do mercúrio; 3) Concentração de mercúrio em cada espécie de peixe; 4) Ambiente em que a espécie foi coletada (água doce ou salgada); 5) Local de realização do estudo.

A análise dos dados ocorreu de forma quali e quantitativa utilizando o software Microsoft Excel 2019.

2. BIOACUMULAÇÃO DO MERCÚRIO: TOXICOLOGIA PARA A BIOTA E O SER HUMANO

O mercúrio é liberado no ambiente por meio de fontes naturais ou antropogênicas, podendo sofrer uma série de transformações e passar por diferentes ciclos no ar, água e solo (CHACÓN et al., 2016). A gaseificação do solo e as atividades vulcânicas são exemplos de fontes naturais de mercúrio. As fontes antropogênicas são oriundas, principalmente, dos resíduos domésticos e industriais, bem como do processo de extração do ouro (AZEVEDO, 2019).

Os compostos organometálicos de mercúrio possuem maior afinidade com os grupamentos sulfidrílicos e as hidroxilas das proteínas, nas quais são solúveis em lipídeos e facilmente se difundem por meio das membranas celulares. Considerando seus aspectos, estes compostos são absorvidos e podem se acumular nas células, pois possuem maior capacidade de bioacumulação pela biota do que os compostos inorgânicos (KASPER et al., 2007).

O mercúrio é um dos contaminantes de maior expressão sob ponto de vista toxicológico, podendo impactar diversos níveis do ecossistema aquático, desde o plâncton até as diferentes espécies de peixes (CHACÓN et al., 2016; KASPER et al., 2015).

A forma orgânica do mercúrio, o metilmercúrio (MeHg), é considerada a mais tóxica, sendo acumulada em peixes e absorvida após a ingestão (CAO et al., 2019). O Metilmercúrio é um organometálico que pode se bioacumular e biomagnificar ao longo das cadeias alimentares. Portanto, os organismos presentes no topo da cadeia tendem a apresentar concentrações mais elevadas do que os

organismos da base da cadeia (AZEVEDO, 2019.; KASPER et al., 2007).

O metilmercúrio é a forma química do mercúrio mais presente nos seres humanos e é incorporado, principalmente, por meio da alimentação a base de peixes (PEREZ; MESA, 2011). Por apresentar tempo de meia-vida longo, ele se acumula facilmente mesmo que sejam ingeridas quantidades diárias de peixes que seriam seguras individualmente (BAIRD; CANN, 2011).

O mercúrio pode causar diversos danos ao organismo humano, afetando os sistemas cardiovascular, hematológico, pulmonar, renal, imunológico, neurológico, endócrino, reprodutivo e toxicológico embrionário (RICE et al., 2014).

Além das consequências à saúde humana, o mercúrio pode ocasionar impactos adversos nas espécies de peixes, em níveis fisiológicos, histológicos, bioquímicos, enzimáticos e genéticos. A exposição animal a este metal pode ocorrer de diferentes formas como: inalação, ingestão ou absorção cutânea (SOUSA, 2019). Esses efeitos podem ser influenciados por fatores como espécie, idade, condições ambientais, tempo de exposição e concentração. Portanto, as espécies podem apresentar diferentes níveis de sensibilidade (MORCILLO; ESTEBAN; CUESTA, 2017). Em peixes marinhos, foi constatado que este metal pode causar toxicidade reprodutiva, além de efeitos teratogênicos e neurotóxicos, afetando a sobrevivência, crescimento e comportamento desses animais (ZHENG et al., 2019)

3. CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM ESPÉCIES ÍCTICAS

Os peixes podem acumular inúmeros poluentes por pertencerem ao nível superior da cadeia alimentar aquática e absorverem esses poluentes via alimentação. Assim, eles são as principais fontes da exposição humana a inúmeros poluentes ambientais, como os metais pesados tóxicos (SILVA et al., 2020), incluindo o mercúrio.

Nos peixes, a absorção do mercúrio ocorre por meio da alimentação, pele ou escama e vias de respiração, na qual podem provocar problemas no seu crescimento, órgãos e reprodução, decorrentes da capacidade de biomagnificação. Assim, a ictiofauna representa um grupo aquático importante a ser analisado em estudos que envolvem a contaminação aquática por mercúrio, pois os peixes são potenciais bioacumuladores desse elemento (GOMES; SATO, 2011).

Dentre as pesquisas analisadas nesse estudo (Tabela 1), predominaram o interesse por espécies de peixes de ecossistema marinho (70% dos estudos). No geral, elas reúnem dados das as concentrações de mercúrio em 93 espécies de peixes.. Foram encontrados estudos desenvolvidos em diferentes países como Brasil (20%), Portugal (15%), México (15%), Estados Unidos (15%), Noruega (10%), entre outros.

O órgão mais analisado nas pesquisas foi o músculo (95,0%), seguido do fígado (35%), brânquias (20%) e gônadas (15%). A avaliação do tecido muscular é importante por que é a parte mais consumida do peixe, permitindo determinar

a transferência direta de mercúrio para o ser humano (MATOS et al., 2018).

As técnicas mais utilizadas para detecção do mercúrio nas espécies de peixes foram a espectrometria de absorção atômica (60% e a espectrometria de massa por plasma indutivamente acoplado (30%). Todos os estudos realizaram a análise para o mercúrio total (THg) e somente 10% também analisaram a concentração de metilmercúrio (MeHg).

Devido os peixes serem um item comum na dieta humana, limites de tolerância foram estabelecidos na legislação por agências de saúde de diversos países. Os limites de tolerância máximo são 0,5 $\mu\text{g g}^{-1}$, para peixes não predadores e 1 $\mu\text{g g}^{-1}$ para peixes predadores, segundo as normativas brasileira (ANVISA, 2013), europeia (EC, 2006) canadense (GOVERNAMNTE OF CANADA, 2020), indiana (FSSR, 2011) mexicana (DOF, 2009) e da Organização Mundial de Saúde (CODEX STAN, 2016).

Dentro os estudos analisados, 35% deles apresentaram níveis acima desse valor tolerável para o mercúrio em pelo menos uma espécie de peixe investigado, principalmente, nos tecidos do músculo e do fígado. Os maiores valores reportados para esses tecidos foram de 1,516 $\mu\text{g g}^{-1}$ (em *Eptatretus stoutii*) e 7,97 $\mu\text{g g}^{-1}$ (em *Brosme brosme*). Das 93 espécies analisadas nas pesquisas, 11 (11,8%) possuíam níveis de mercúrio superiores aos limites de tolerância (*Scorpaena porcus*, *Merluccius productus*, *Mustelus henlei*, *Hydrolagus colliciei*, *Galeus piperatus*, *Coelorinchus scaphopsis*, *Eptatretus stoutii*, *Nezumia stelgidolepis*, *Brosme brosme*, *Couesius plumbeus*, *Carassius gibelio*) sendo

assim contraindicadas para comercialização e consumo.

Tais resultados corroboram com o estudo de Wang e Wang (2019) no qual foram revisadas as concentrações de mercúrio em peixes marinhos e de água doce na China, e foi constatado que a maioria dos valores registrados nas pesquisas estavam abaixo do limite de 0,5 $\mu\text{g g}^{-1}$ estabelecido pela OMS. O trabalho de Jinadasa e Fowler (2019) reuniu e avaliou as informações mais recentes publicadas sobre a contaminação por mercúrio em peixes e outros produtos alimentares aquáticos no Sri Lanka e os autores também constataram que a maioria dos níveis de mercúrio também estavam abaixo dos limites de segurança, com exceção para alguns peixes de nível trófico superior.

Diferentes fatores podem contribuir para os baixos níveis de mercúrio encontrados nos peixes, como, por exemplo, a pesca excessiva e a destruição de habitat, que podem encurtar a cadeia alimentar, reduzir o tamanho dos peixes e selecionar espécies com crescimento mais rápido e menor longevidade, influenciando no grau de biomagnificação de mercúrio (WANG; WANG, 2019).

O metilmercúrio demora a ser excretado do corpo por meio da urina, por isso, mesmo que se consumam quantidades que estejam dentro dos limites indicados pelas organizações de saúde, o consumo constante pode levar a contaminação pelo metal, que pode bioacumular no organismo (BAIRD; CANN, 2011).

Alguns estudos encontrados reportaram correlações positivas significativas entre comprimento e/ou peso e a concentração de mercúrio nos peixes, onde animais de maior

porte apresentaram níveis mais elevados de mercúrio (SINKUS et al., 2017; RITGER; CURTIS; CHEN, 2018; PRAZERES et al., 2018; MERCIAI et al., 2018; CRUZ-ACEVEDO et al., 2019; ACOSTA-LIZARRAGA et al., 2020; COSTA et al., 2020; VIEIRA et al., 2020; GOMES et al., 2021; DONADT et al., 2021; OLSVIK; AZAD; YADETIE, 2021).

Algumas pesquisas (SINKUS et al., 2017; COSTA et al., 2021; OLSVIK; AZAD; YADETIE, 2021) também encontraram correlações positivas e significativas entre a idade a concentração de mercúrio, evidenciando que peixes mais velhos tendem a apresentar maiores concentrações deste metal.

Tabela 1 – Pesquisas que reportaram a bioacumulação de mercúrio em diferentes espécies ícticas no período de 2017 a 2021.

País	Ambiente Aquático	Espécie	Órgão analisado	Especiação	Média ± Desvio Padrão (µg g ⁻¹)	Referência
Portugal	Água salgada	<i>Trachurus trachurus</i>	Músculo	THg	0,11±0,072	Costa et al. (2021)
			Coração		0,077±0,043	
			Fígado		0,096±0,061	
			Brânquia		0,043±0,030	
			Cérebro		0,014±0,010	
Brasil	Água doce	<i>Serrasalmus brandtii</i>			0,4147 ± 0,2744 (músculo)	Gomes et al. (2021)
					0,1872 ± 0,2363 (fígado)	
		<i>Pygocentrus piraya</i>			0,1774 ± 0,2980 (músculo)	
					0,1528 ± 0,3879 (fígado)	
		<i>Cichla piquiti</i>			0,1100 ± 0,0707 (músculo)	
					0,1547 ± 0,1254 (fígado)	
		<i>Salminus hilarii</i>			0,2335 ± 0,0859 (músculo)	
					0,1217 ± 0,0451 (fígado)	
		<i>Holias intermedius</i>			0,0932 ± 0,0388 (músculo)	
					0,0565 ± 0,0175 (fígado)	
		<i>Pachyurus francisci</i>			0,1461 ± 0,0382 (músculo)	
					0,1916 ± 0,0576 (fígado)	
		<i>Brycon orthotaenia</i>	Músculo	THg	0,0360 ± 0,0125 (músculo)	
	Fígado	0,0284 ± 0,0157 (fígado)				
<i>Pimelodus maculatus</i>		0,0320 ± 0,0143 (músculo)				
		0,0809 ± 0,0603 (fígado)				
<i>Leporinus piau</i>		0,0703 ± 0,0623 (músculo)				
		0,0740 ± 0,0684 (fígado)				
<i>Leporinus reinhardti</i>		0,0609 ± 0,0396 (músculo)				
		0,0539 ± 0,0319 (fígado)				
<i>Prochilodus costatus</i>		0,0269 ± 0,0114 (músculo)				
		0,0595 ± 0,0312 (fígado)				
<i>Prochilodus argenteus</i>		0,0407 ± 0,0127 (músculo)				
		0,1735 ± 0,1034 (fígado)				
		0,0520 ± 0,0391 (músculo)				
		0,0651 ± 0,0512 (fígado)				
Noruega	Água salgada	<i>Brosme brosme</i>	Fígado	THg	2,18±0,39 (LC1)	Olsvik, Azad e Yadetie (2021)
					1,91±0,29 (LC2)	
					0,83±0,06 (LC3)	
					0,27±0,05 (LC4)	
					7,97±2,98 (LC5)	
				MeHg	0,66±0,08 (LC1)	
					0,53±0,08 (LC2)	
					0,36±0,07 (LC3)	
					0,14±0,04 (LC4)	
					0,76±0,14 (LC5)	
Paquistão	Água doce	<i>Salmo trutta fario</i>	Músculo	THg	0,0347±0,018 (AM)	Munir et al.
		<i>Schizothorax</i>			0,0294±0,015 (AM)	

		<i>plagiostomus</i>				(2021)
		<i>Schizothorax</i>			0,065±0,021 (AJ)	
		<i>plagiostomus</i>				
		<i>Crossocheilus</i>			0,123±0,033(AJ)	
		<i>diplochilus</i>				
		<i>Garra gotyla</i>			0,326±0,053 (AJ)	
		<i>Mugil sp.</i>			0,08 ± 0,04 (LC1)	
					0,06 ± 0,05 (LC2)	
		<i>Sciades guatemalensis</i>			0,06 ± 0,02 (LC1)	
					0,06 ± 0,04 (LC2)	
		<i>Caranx caninus</i>			0,09 ± 0,04 (LC1)	
					0,08 ± 0,05 (LC2)	
México	Água salgada	<i>Lutjanus sp.</i>	Músculo	THg	0,07 ± 0,05 (LC1)	Ramirez -Ayala <i>et al.</i> (2021)
		<i>Elops affinis</i>			0,10 ± 0,09 (LC2)	
		<i>chanos chanos</i>			0,06 ± 0,03 (LC1)	
		<i>Acanthurus xanthopterus</i>			0,05 (LC2)	
					0,07 ± 0,11 (LC2)	
		<i>Haemulopsis sp.</i>			0,23 ± 0,16 (LC2)	
		<i>Achirus mazatlanus</i>			0,09 ± 0,06 (LC2)	
		<i>Peprilus snyderi</i>			0,05 ± 0,03 (LC2)	
Canadá	Água doce	<i>Couesius plumbeus</i>	Músculo	THg	1,23±0,49 (LC1)	Donadt <i>et al.</i> , (2021)
					0,48±0,09 (LC2)	
					0,83±0,31 (LC3)	
					0,62±0,24 (LC4)	
		<i>Catostomus</i>			0,71±0,21 (LC1)	
		<i>commersonii</i>			0,6±0,17 (LC2)	
					0,46±0,15 (LC3)	
					0,68±0,26 (LC4)	
		<i>Pimephales promelas</i>			0,47±0,13 (LC1)	
					0,46±0,21 (LC2)	
					0,46±0,22 (LC3)	
					0,42±0,16 (LC4)	
		<i>Carassius gibelio</i>			0,44±0,15 (LC1)	
					0,6±0,2 (LC2)	
					0,36±0,11 (LC3)	
					0,34±0,13 (LC4)	
Portugal	Água salgada	<i>Sardina pilchardus</i>	Músculo	THg	0,0006± 0,0008 (ZNP)	Silva <i>et al.</i> (2020)
					0,0016±0,0009 (ZNO)	
					0,0008±0,0008 (ZSP)	
		<i>Trachurus spp</i>			0,0010±0,0008 (ZNP)	
					0,0011±0,0010 (ZNO)	
					0,0019±0,0004 (ZSP)	
		<i>Scomber spp.</i>			0,0009±0,0008 (ZNP)	
					0,0017±0,0015 (ZNO)	
					0,0010±0,0015 (ZSP)	
Estados Unidos	Água salgada	<i>Lopholatilus chamaeleonticeps</i>	Músculo	THg	0,23 ± 0,017	White, Sinkus e Altman (2020)
Índia	Água salgada	<i>Sardinella gibbosa</i>	Músculo	THg	0,010±0,01 (músculo)	Shalini <i>et al.</i> (2020)
			Brânquia		0,004±0,00 (brânquias)	
			Fígado		0,013±0,01 (fígado)	
			Osso		0,007±0,00 (osso)	
		<i>Caranx sexfaciatus</i>			0,026±0,00 (músculo),	
					0,012±0,01(brânquias)	
					0,075±0,05 (fígado)	
					0,010±0,01 (osso)	
		<i>Lethrinus lentjan</i>			0,028±0,01 (músculo)	
					0,008±0,00 (brânquias)	
					0,035±0,02 (fígado)	

					0,004±0,00 (osso)	
		<i>Siganus canaliculatus</i>			0,001±0,00 (músculo)	
					0,002±0,00 (brânquias)	
					0,006±0,01 (fígado)	
					0,000 ± 0,00 (osso)	
		<i>Strongylura strongylura</i>			0,044±0,04 (músculo)	
					0,010±0,01 (brânquias)	
					0,034±0,02 (fígado)	
					0,004±0,00 (osso)	
		<i>Sphyræna jello</i>			0,052±0,03 (músculo),	
					0,014±0,01 (brânquias)	
					0,024±0,01 (fígado)	
					0,012±0,00 (osso)	
		<i>Scomberomorus commerson</i>			0,014±0,01 (músculo)	
					0,005±0,00 (brânquias)	
					0,009±0,01 (fígado)	
					0,004±0,00 (osso)	
					0,028±0,04 (músculo)	
					0,006±0,00 (brânquias)	
					0,021±0,00 (fígado)	
		<i>Euthynnus affinis</i>			0,006±0,01 (osso)	
Brasil	Água salgada	<i>Atherinella brasiliensis</i>	Músculo	THg	0,0507 ± 0,166	Vieira <i>et al.</i>
				MeHg	0,0525 ± 0,175	(2020)
Portuga 1	Água salgada	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Músculo	THg	0,034±0,022	Costa <i>et al.</i>
		<i>Scomber colias</i>			0,034±0,013	(2020)
		<i>Trachurus trachurus</i>			0,043±0,015	
		<i>Sardina pilchardus</i>			0,0025±0,013	
		<i>Scomber scombrus</i>			0,043±0,015	
México	Água salgada	<i>Merluccius productus</i>	Músculo	THg	0,44 ± 0,06	Acosta-Lizarraga <i>et al.</i>
			Fígado		0,02 ± 0,004	(2020)
			Gônada		1,01 ± 0,25	
			Brânquia		0,29 ± 0,04	
			Rim		0,20 ± 0,14	
México e Estados Unidos	Água salgada	<i>Hyporhodus acanthistius</i>	Músculo	THg	0,772±1,033 (músculo)	Cruz-Acevedo <i>et al.</i>
		<i>Brotula clarkae</i>	Fígado		0,570 ± 0,721(músculo)	(2019)
		<i>Lepophidium negropinna</i>	Gônada		0,985(fígado)	
					0,490 ± 0,531(músculo)	
					0,239 ± 0,439(gônada)	
					1,641 ± 2,632 (fígado)	
		<i>Merluccius productus</i>			0,135 ± 0,243(músculo)	
					1,194 ± 0,451 (fígado)	
					1,136 ± 0,755 (Gônada)	
		<i>Mustelus henlei</i>			0,786 ± 1,959(fígado)	
		<i>Hydrolagus colliei</i>			0,749 ± 0,708(músculo)	
					0,305 ± 0,130 (músculo)	
					1,004 ± 0,059 (fígado)	
		<i>Symphurus oligomerus</i>			0,511 ± 0,374(músculo)	
		<i>Galeus piperatus</i>			7,439(fígado)	
					0,487 ± 0,708(músculo)	
					0,314 ± 0,083 (músculo)	
		<i>Coelorinchus scaphopsis</i>			0,149 ± 0,049(gônada)	
					0,274 ± 0,065(músculo)	
					0,642 ± 0,375(músculo)	
		<i>Cherublemma emmelas</i>			1,516± 1,097(músculo)	
		<i>Physiculus rastrelliger</i>			0,434 ± 0,254(músculo)	
					0,163 ± 0,072 (gônada)	
					0,332 ± 0,255(fígado)	
		<i>Sebastes sinensis</i>			1,072 ± 1,489(músculo)	

		<i>Eptatretus stoutii</i>			0,166 ± 0,222 (fígado)	
		<i>Cephalurus cephalus</i>			0,423 ± 0,263 (músculo)	
		<i>Nezumia stelgidolepis</i>			0,071 ± 0,051 (fígado)	
					0,466 ± 0,482 (músculo)	
		<i>Nezumia liolepis</i>			0,574 ± 0,531 (fígado)	
		<i>Sebastolobus altivelis</i>			1,398 ± 1,281 (fígado)	
					0,428±0,947 (músculo)	
		<i>Microstomus pacificus</i>				
		<i>Merluccius productus</i>				
Brasil	Água doce	<i>Colossoma macropomum</i>	Músculo	THg	0,15 ± 0,05 (AI)	Prazeres <i>et al.</i> (2018)
					0,030 ± 0,01 (AC)	
Brasil	Água doce	<i>Brycon falcatus</i>	Brânquia	THg	0,009 ± 0,004	Matos <i>et al.</i> (2018)
			Fígado		0,076 ± 0,139	
			Músculo		0,052 ± 0,037	
Itália	Água salgada	<i>Mullus spp.</i>	Músculo	THg	0,23 ± 0,13(LC1)	Bonsignore <i>et al.</i> , (2018)
			Tecidos-moles		0,39 ± 0,32(LC2)	
			Gônada		0,04 ± 0,01 (LC3)	
		<i>Scorpaena porcus</i>			0,06 ± 0,04 (LC4)	
					0,47 ± 0,12 (LC1)	
					0,52 ± 0,19 (LC2)	
					0,22 ± 0,15 (LC3)	
					1,52 ± 0,04 (LC4)	
		<i>Mugil cephalus</i>			0,08 ± 0,02 (LC2)	
		<i>Diplodus spp.</i>			0,59 ± 0,08 (LC2)	
África do Sul e Noruega	Água doce	<i>Clarias gariepinus</i>	Músculo	THg	0,11 ± 0,02 (AS LC1)	Govaerts <i>et al.</i> (2018)
		<i>Labeo molybdinus</i>			0,25 ± 0,14 (AS LC2)	
					0,03 (AS LC1)	
					0,01 ± 0,003 (AS LC2)	
					0,03 (AS LC3)	
		<i>Chiloglanis paratus</i>			0,30 (AS LC1)	
		<i>Glossogobius callidus</i>			0,06 ± 0,02 (AS LC1)	
		<i>Synodontis zambeziensis</i>			0,11 ± 0,03 (AS LC2)	
		<i>Tilapia rendalli</i>			0,02 ± 0,001 (AS LC2)	
		<i>Tilapia mossambicus</i>			0,02 ± 0,004 (AS LC3)	
		<i>Barbus trimaculatus</i>			0,09 ± 0,008 (AS LC3)	
		<i>Salmo trutta</i>			0,06 ± 0,01 (N LC1)	
					0,05 ± 0,005 (N LC2)	
		<i>Esox lucus</i>			0,13 ± 0,07(N LC1)	
					0,55 ± 0,17(N LC2)	
					0,24 ± 0,07 (N LC2)	
		<i>Gymnocapthalus cernuus</i>			0,09 ± 0,006 (N LC2)	
		<i>Phoxinus phoxinus</i>			0,1 ± 0,03 (N LC2)	
		<i>Cottus poecilopus</i>				
Espanha	Água salgada	<i>Diplodus sargus</i>	Músculo	THg	0,4325± 2,466 (LC1)	Merciai <i>et al.</i> , (2018)
					0,5081±3,528 (LC2)	
					0,6346±5,055(LC3)	
					0,7504±5,326(LC4)	
Curaçao	Água salgada	<i>Pterois volitans/miles</i>	Músculo	THg	0,026 ± 0,017	Ritger, Curtis e Chen (2018)
Estados Unidos	Água salgada	<i>Mycteroperca microlepis; Lutjanus campechanus; Seriola</i>	Músculo	THg	0,20±0,13	Sinkus <i>et al.</i> , (2017)
					0,18±0,18	

*dumerili; Caulolatilus
micros*

0,45±0,40
0,38±0,17

Legendas: THg= Mercúrio total; MeHg= Metilmercúrio; NE=não especificado; LC=local de coleta; AM = a montante; AJ= a jusante; ZNP=zona norte primavera; ZNO=zona norte outono; ZSP=zona sul primavera; ES= estação seca; EC= estação chuvosa; AI= área impactada; AC=área controle; AS= África do Sul; N= Noruega.

Para Sinkus et al., (2017), a forte relação entre tamanho e idade dos peixes e a concentração de mercúrio sustenta a hipótese de que a bioacumulação deste contaminante está associada ao crescimento dos peixes, assim como ao tempo de exposição ambiental e dietético ao mercúrio.

O estudo de Gomes et al. (2021) realizado no Reservatório Três Marias em Minas Gerais, Brasil, analisou a bioacumulação de mercúrio nos tecidos muscular e hepático de 13 espécies de peixes. Observou-se que as espécies carnívoras *Serrasalmus brandtii* (pirambeba) e *Pygocentrus piraya* (piranha) apresentaram maiores concentrações médias de mercúrio no tecido muscular. Esta tendência pode estar relacionada à capacidade de biomagnificação deste metal ao longo da cadeia alimentar (GAMA et al., 2020; AZEVEDO, 2019). As espécies predadoras, por estarem no topo da cadeia, tendem a acumular mais mercúrio nos tecidos, representando maior risco de contaminação ao homem (FERREIRA et al., 2012).

Nos estudos de Costa et al. (2021); Shalini et al. (2020) e Matos et al. (2018), realizados em Portugal, Índia e Brasil, respectivamente, foram analisadas as concentrações de mercúrio em diferentes tecidos de várias espécies de peixes e foi observado que os tecidos muscular e hepático apresentaram os níveis mais elevados deste contaminante. Tais resultados destacam a

importância destes tecidos no armazenamento e metabolismo do mercúrio.

Segundo Xu et al., (2018), o tecido muscular apresenta maior capacidade de acumular mercúrio quando comparado aos demais órgãos. Já as maiores concentrações de mercúrio no fígado podem representar exposições mais recentes ao contaminante (CRUZ-ACEVEDO et al., 2019).

Em contrapartida, no estudo de Acosta-Lizarraga et al., (2020) realizado no Golfo da Califórnia, México, com a espécie *Merluccius productus*, as maiores concentrações de mercúrio foram encontradas nas gônadas. No entanto, os autores associaram tal resultado a um possível processo de desintoxicação devido à época de desova da espécie, tendo em vista que as amostragens coincidiram com o período reprodutivo e os organismos foram capturados antes da desova, portanto o mercúrio ainda poderia estar acumulado dentro das gônadas.

A grande quantidade de mercúrio presente nos ambientes aquáticos pode resultar em altos níveis de acúmulo desse contaminante nos peixes, e consequentemente nos seus consumidores, o que representa um sério risco aos ecossistemas e à saúde humana.

Assim, a análise das concentrações de mercúrio nos peixes é importante para avaliar a contaminação da biota e os riscos de exposição humana a este metal, considerando que o

pescado é um importante item da dieta de muitas pessoas em todo o mundo

4. CONCLUSÕES

Grande variedade de espécies de peixes, de água doce e salgada, são ram utilizados como bioindicadores da contaminação por mercúrio. Dois terços dos estudos sobre o mercúrio em tecidos de peixes revelam provável exposição de peixes em níveis que permite a bioacumulação do mercúrio em seus tecidos.

Músculo e fígado são órgãos importantes para a análise de mercúrio em peixes, sendo os mais utilizados nas pesquisas e apresentando níveis mais elevados que os demais órgãos. Além disso, alguns estudos reportam correlação entre o padrão de bioacumulação e algumas variáveis biométricas.

Os estudos recentes revelam que a contaminação por mercúrio precisa ser uma preocupação global, com a necessidade de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos, provavelmente, vulneráveis à fontes antrópicas de mercúrio.

REFERÊNCIAS

- ACOSTA-LIZARRAGA, L. G.; BERGÉS-TIZNADO, M. E.; BOJÓRQUEZ-SÁNCHEZ, C.; OSUNA-MARTÍNEZ, C. C.; PÁEZ-OSUNA, F. Bioaccumulation of mercury and selenium in tissues of the mesopelagic fish Pacific hake (*Merluccius productus*) from the northern Gulf of California and the risk assessment on human health. *Chemosphere*, v. 255, p. 126941, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126941>.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILANCIA SANITARIA, ANVISA. RESOLUÇÃO - RDC Nº 42, DE 29 DE AGOSTO DE 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html, acesso em 24/04/2022.
- AZEVEDO, P. L. Mercúrio total em peixe trilha (*Mullus argentinae*): aspectos regionais e sazonais. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) - Universidade Federal Fluminense, 2019.
- BAIRD, C.; CANN, M. *Química Ambiental*. 4a ed. Porto Alegre, Bookman, 2011.
- BONSIGNORE, M.; MANTAA, D. S.; MIRTOB, S.; QUINCIA, E. M.; APEA, F.; MONTALTOB, V.; GRISTINAC, M.; TRAINAA, A.; SPROVIERIA, M. Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the tuscany coast. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, v. 162, P. 554–562, 2018.
- CAO, L.; LIU, J.; DOU, S.; HUANG, W. Biomagnification of methylmercury in a marine food web in Laizhou Bay (North China) and associated potential risks to public health. *Mar. Pollut. Bull.* v. 150, p. 110762. 2019.
- CHACÓN, Y. S.; YÁÑEZ, J. R.; GÓMEZ, H. S.; MARÍN, G. P.; SUÁREZ, F. C. Evaluación de los Niveles de Mercurio en Productos Pesqueros en Costa Rica, Durante 2003-2013, como insumo para recomendar una ingesta semanal tolerable. *Revista Costarricense de Salud Pública*, v. 25, n. 1, p. 19-26, 2016.
- CLARKSON, T. W. Human toxicology of mercury. *J. Trace Elem. Exp. Med.*, v. 11, p. 303-317.1998.
- COMMISSION REGULATION (EC) No 1881, 2006. Setting Maximum Levels for Certain Contaminants in Foodstuffs.
- CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, 2016. Joint FAO/WHO Food Standards Programme. Codex Committee on Contaminants in Foods. CF 10/INF 1.
- COSTA, F.; COELHO, J. P.; BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; PEREIRA, E.; PARDAL, M. A. Lifelong mercury bioaccumulation in Atlantic horse mackerel (*Trachurus trachurus*) and the potential risks to human consumption. *Marine Pollution Bulletin*, v. 173, p. 113015, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113015>.
- COSTA, F.; COELHO, J. P.; BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; PEREIRA, M. E.; PARDAL, M. A. Mercury accumulation in fish species along the Portuguese coast: Are there potential risks to human health?. *Marine Pollution Bulletin*, v. 150, p. 110740, 2020.

- COSTA, M. H. N.; QUINÁGLIA, G. A.; BARBARA, H. E. L. D.; PETESSE, M. L.; ESTEVES, K. E. Bioacumulação de mercúrio total em *Platanichthys platana* (Regan, 1917), um peixe zooplantívoro invasor no complexo Billings (Alto Tietê, SP). *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 42, n. 3, p. 674-690, 2018.
- CRUZ-ACEVEDO, E.; BETANCOURT-LOZANO, M.; ARIZMENDI-RODRÍGUEZ, D. I.; AGUIRRE-VILLASEÑOR, H.; AGUILERA-MÁRQUEZ, D.; GARCÍA-HERNÁNDEZ, J. Mercury bioaccumulation patterns in deep-sea fishes as indicators of pollution scenarios in the northern Pacific of Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, v. 144, p. 52-62, 2019.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN (DOF). 2009. NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Secretaría de Gobernación, Ciudad de México
- DONADT, C.; COOKE, C. A.; GRAYDON, J. A.; POESCH, M. S. Mercury bioaccumulation in stream fish from an agriculturally dominated watershed. *Chemosphere*, v. 262, p. 128059, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128059>.
- FERREIRA, M. S.; MÁRSICO, E. T.; MARQUES JUNIOR, A. N.; MANO, S. B.; SÃO CLEMENTE, S. C.; CONTE JUNIOR, C. A. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência Veterinária*, v. 19, n. 1, p. 50-58, 2012.
- FSSR, 2011. FOOD SAFETY AND STANDARDS REGULATIONS. https://www.fssai.gov.in/dam/jcr:755c6420A74b-44f4-9301-4ddd289b23fc/contaminant_regulations.
- GAMA, C. S.; JASTER, G. G.; DIAS, B. E.; PINHEIRO, E. Percepção de risco à contaminação por mercúrio em peixes em Macapá, AP. *Revista Arquivos Científicos (IMMES)*, v. 3, n. 1, p. 142-146, 2020.
- GOMES, M. V. T.; GARCIA, C. A. B.; SATO, Y.; MENDES, E. A.; MIRANDA, M. O. T.; DA COSTA, S. S. L. Determination and evaluation of mercury concentration in fish in the São Francisco River Watershed, Brazil. *Ambiente & Água*, v. 16 n. 2, e2647, 2021. doi:10.4136/1980-993X.
- GOMES, M. V. T.; SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do Rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. *Saúde e Ambiente em Revista*, v. 6, n. 1, p. 24-30, 2011.
- GOVAERTS, A.; VERHAERT, V.; COVACI, A.; JASPERS, V. L. B.; BERG, O. K.; ADDO-BEDIAKO, A. JOOSTE, A.; BERVOETS, L. Distribution and bioaccumulation of POPs and mercury in the Ga-Selati River (South Africa) and the rivers Gudbrandsdalslågen and Rena (Norway). *Environment International* v. 121, p. 1319–1330, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.10.058>.
- HEALTH CANADA, Health Canada's Maximum Levels for Chemical Contaminants in Food. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/food-nutrition/food-safety/chemical-contaminants/maximum-levels-chemical-contaminants-foods.html>. Acesso em 24/04/2022.
- JANADASA, B. K. K. K.; FOWLER, S. W. Critical review of mercury contamination in Sri Lankan fish and aquatic products. *Marine Pollution Bulletin*, v. 149, p. 110526, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110526>.
- KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A.; MALM, O. Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n.2, p. 228 – 239, 2007.
- KASPER, D.; FORSBERG, R. B.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W. R.; MALM, O. Metodologias de coleta, preservação e armazenamento de amostras de água para análise de mercúrio - uma revisão. *Química Nova*, v. 38, n. 3, p. 410-418, 2015.
- MATOS, L. S.; SILVA, J. O. S.; KASPER, D.; CARVALHO, L. N. Assessment of mercury contamination in *Brycon falcatus* (Characiformes: Bryconidae) and human health risk by consumption of this fish from the Teles Pires River, Southern Amazonia. *Neotropical Ichthyology*, v. 16, n. 1, e160106, 2018. doi: 10.1590/1982-0224-20160106.
- MERCIAI, R.; RODRÍGUEZ-PRIETO, C.; TORRES, J.; CASADEVALL, M. Bioaccumulation of mercury and other trace elements in bottom-dwelling omnivorous fishes: The case of *Diplodus sargus* (L.) (Osteichthyes: Sparidae). *Marine Pollution Bulletin*, v. 136, p. 10–21, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.061>.
- MORCILLO, P.; ESTEBAN, M. A.; CUESTA, A. Mercury and its toxic effects on fish. *Environmental Science*, v. 4, n. 3, p. 386-402, 2017. doi: 10.3934/environsci.2017.3.386.
- MOURA, V. L. Bioacumulação de mercúrio no gradiente estuarino do Rio Jaguaribe, CE. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Ceará, 2017.
- MUNIR, M. A.; Khan, B.; Mian, Y. A.; Rafiq, M.; Shahzadi, S. Naeem, K.; Ahmad, I. Assessment of Hg accumulation in fish and scalp hair in fishing communities along river Swat, Pakistan. *Environmental*

- Science and Pollution Research, v. 28, p. 67159–67166, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15348-6>.
- OLSVIK, P. A.; AZAD, A. M.; YADETIE, F. Bioaccumulation of mercury and transcriptional responses in tusk (*Brosme brosme*), a deep-water fish from a Norwegian fjord. *Chemosphere*, v. 279, p. 130588, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130588>.
- PEREZ, D. E. L.; MESA, G. A. P. Trascendencia del metilmercurio en el ambiente, la alimentación y la salud humana. *Producción e Limpia*, v. 6, n. 2, p. 108-116, 2011.
- PIMENTEL, D. R. Avaliação dos Níveis de Mercúrio (Hg) Total em peixes de igarapés da bacia do Rio Mamuru, Pará, Brasil. *Revista Saúde e Meio Ambiente*, v. 9, n. 3, p. 34-46, 2019.
- PRAZERES, L. F. N.; SILVA, H. M. L.; PALHETA, D. C.; PENHA, I. C. S.; BEZERRA, C. D. N. O. Determinação de mercúrio total em *Colossoma macropomum* proveniente da Apa do Igarapé Gelado. *Revista Valore*, v. 3, p. 43-52, 2018.
- RADOMYSKI, A.; GIUBILATO, E.; CRITTO, A. LIN, C.; MARCOMINI, A. Bioaccumulation of trace metals in aquatic food web. A case study, Liaodong Bay, NE China. *Marine Pollution Bulletin*, v. 137, p. 555-565, 2018.
- RAMIREZ-AYALA, E.; PÉREZ, M. A. A.; GÓMEZ, A. T.; PÉREZ, J. A. M.; GÓMEZ, J. A. D.; RODRÍGUEZ, R. Y. P.; NOGUEIRA, G. N.; QUIROZ, C. A. S.; GONZÁLEZ, F. A. Z.; CERVANTES, C. L. Heavy metals in sediment and fish from two coastal lagoons of the Mexican Central Pacific. *Latin American Journal of Aquatic Research*, v. 49, n. 5, p. 818-827, 2021. doi: 10.3856/vol49-issue5-fulltext-2628.
- RICE, K. M.; WALKER, E. M.; WU, M.; GILLETTE, C.; BLOUGH, E. R. Environmental Mercury and Its Toxic Effects. *Journal of Preventive Medicine & Public Health*, v. 47, n. 2, p. 74-83, 2014.
- RITGER, A. L.; CURTIS, A. N.; CHEN, C. Y. Bioaccumulation of mercury and other metal contaminants in invasive lionfish (*Pterois volitans/miles*) from Curaçao. *Marine Pollution Bulletin*, v. 131, p. 38–44, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.035>.
- SANTOS FILHO, F. M.; LINO, A. S.; MALM, O.; IGNÁCIO, A. Mercúrio, cromo, cádmio e chumbo em *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 e *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) de dois rios do Pantanal (MT), Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* (Online), n. 42, p. 67-81, 2016.
- SHALINI, R.; JEYASEKARAN, G.; SHAKILA, R. J.; ARISEKAR, U. Trace element concentrations in the organs of fish along the southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, v. 162, p. 111817, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111817>.
- SILVA, J. M.; ALVES, L.M.F.; LARANJEIRO, M. I.; SILVA, A.; ANGELICO, M. M.; NORTE, A. C.; LEMOS, M. F.L.; RAMOS, J.A.; NOVAIS, S. C.; CEIA, F. R. Mercury levels in commercial mid-trophic level fishes along the Portuguese coast- Relationships with trophic niche and oxidative damage. *Ecological Indicators*, v. 116, p. 106500, 2020.
- SILVA, R. R.; BRANCO, J. C.; THOMAZ, S. M. T.; CESAR, A. Convenção de Minamata: análise dos impactos socioambientais de uma solução em longo prazo. *Saúde Debate*, v. 41, p. 50-62, 2017.
- SINKUS, W.; SHERVETTE, V.; BALLENGER, J.; REED, L. A.; PLANTE, C.; WHITE, B. Mercury bioaccumulation in offshore reef fishes from waters of the Southeastern USA. *Environmental Pollution*, v. 228, p. 222-233, 2017.
- SOARES, J. L. F.; GOCH, Y. G. F.; PELEJA, J. R. P.; FORSBERG, B. R.; LEMOS, E. J. S.; SOUSA, O. P. Bioacumulação de mercúrio total (HgT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. *Biota Amazônia*, v. 6, n. 1, p. 102-106, 2016.
- SOUSA, L. A. Revisão de escopo sobre mercúrio. 2019. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Nutrição) - Universidade de Brasília, Brasília, 2019.
- TINÔCO, A. A. P.; AZEVEDO, I. C. A. D.; MARQUES, E. A. G.; MOUNTEER, A. H.; MARTINS, C. P.; NASCENTES, R.; REIS, E. L.; NATALINO, R. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto, MG. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.15, n. 4, p.305-314, 2010.
- VIEIRA, T. C.; RODRIGUES, A. P. D. C.; AMARAL, P. M.; OLIVEIRA, D. F.; GONÇALVES, R. A.; SILVA, C. R.; RODRIGUES E SILVA, C.; VASQUES, R. O.; MALM, O.; SILVA-FILHO, E. V.; GODOY, J. M. O.; MACHADO, W.; FILIPPO, A.; BIDONE, E. D. Evaluation of the bioaccumulation kinetics of toxic metals in fish (*A. brasiliensis*) and its application on monitoring of coastal ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, v. 151, p. 110830, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110830>.
- WANG, X.; WANG, W. X. The three ‘B’ of fish mercury in China: Bioaccumulation, biodynamics and biotransformation. *Environmental Pollution*, v. 250, p. 216 – 232, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.034>.

WHITE, D. B.; SINKUS, W.; ALTMAN, K. C.
Mercury bioaccumulation in Tilefish (*Lopholatilus chamaeleonticeps*) from offshore waters of South Carolina, USA. *Environmental Pollution*, v. 257, p. 113549, 2020.

XU, Q.; ZHAO, L.; WANG, Y.; XIE, Q.; YIN, D.; FENG, X.; WANG, D. Bioaccumulation characteristics of mercury in fish in the Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Pollution*, v. 243, p. 115 – 126, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.048>.

ZHENG, N.; WANG, S.; DONG, W.; HUA, X.; LI, Y.; SONG, X.; CHU, Q.; HOU, S.; LI, Y. The Toxicological Effects of Mercury Exposure in Marine Fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 102, p. 714–720, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02593-2>.

Eliane Alves Lustosa

Graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Campina Grande, Patos, Paraíba.

Thayná Kelly Formiga de Medeiros

Bióloga, mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal de Campina Grande, Patos, Paraíba.

Thiago Vinicius de Araújo Cabral

Graduando em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Campina Grande, Patos, Paraíba.

Edevaldo da Silva

Biólogo, mestre e doutor em química analítica e especialista em Ciências Ambientais e Análises Ambientais. Professor da Universidade Federal de Campina Grande, Patos, Paraíba e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Campina Grande, João Pessoa, Paraíba.
