



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**  
**PRÓ- REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS**

**ÉRICA ALVES DE OLIVEIRA SANTOS**

**PERFIL DA ICTIOFAUNA E NÍVEIS DE MERCÚRIO EM PEIXES  
CAPTURADOS NA REGIÃO DO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO**

**SÃO CRISTÓVÃO- SE**  
**2023**

**ÉRICA ALVES DE OLIVEIRA SANTOS**

**PERFIL DA ICTIOFAUNA E NÍVEIS DE MERCÚRIO EM PEIXES  
CAPTURADOS NA REGIÃO DO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa

Co-orientador: Dr. Marcos Vinicius Teles Gomes

SÃO CRISTÓVÃO- SE  
2023

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

S237p Santos, Érica Alves de Oliveira  
Perfil da ictiofauna e níveis de mercúrio em peixes capturados na região do baixo rio São Francisco / Érica Alves de Oliveira Santos ; orientador Silvano Silvério Lopes da Costa. – São Cristóvão, SE, 2023.  
89 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, 2023.

1. Recursos hídricos. 2. Peixes – Efeito da poluição da água. 3. Peixes – Efeito dos metais pesados. 4. Comunidades de peixes – São Francisco, Rio, Bacia. 5. Pescados – Contaminação. 6. Indicadores biológicos. I. Costa, Silvano Silvério Lopes da, orient. II. Título.


CDU 556.18:639.2.053.3

**ÉRICA ALVES DE OLIVEIRA SANTOS**

**PERFIL DA ICTIOFAUNA E NÍVEIS DE MERCÚRIO EM PEIXES CAPTURADOS  
NA REGIÃO DO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Recursos Hídricos como um dos requisitos para  
obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

APROVADA: 27 de fevereiro de 2023

Documento assinado digitalmente  
 SILVÂNIO SILVÉRIO LOPES DA COSTA  
Data: 03/05/2023 05:29:03-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


---

**Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa**  
Universidade Federal de Sergipe (UFS)  
Orientador

Documento assinado digitalmente  
 MARCOS VINÍCIUS TELES GOMES  
Data: 03/05/2023 17:22:44-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


---

**Dr. Marcos Vinicius Teles Gomes**  
Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF)  
Co-orientador

Documento assinado digitalmente  
 CARLOS ALBERTO DA SILVA  
Data: 17/05/2023 09:11:45-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

**Dr. Carlos Alberto da Silva**  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Tabuleiros Costeiros (EMBRAPA)  
Examinador Externo ao Programa

Documento assinado digitalmente  
 Simone de Fatima Pinheiro Pereira  
Data: 17/05/2023 13:44:15-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

**Dra. Simone de Fátima Pinheiro Pereira**  
Universidade Federal do Pará (UFPA)  
Examinadora Externa ao Programa

SÃO CRISTÓVÃO- SE  
2023



*Dedico este trabalho à minha mãe Edenilza  
e ao meu avô Antônio (in memoriam).*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelas obras que tem feito em minha vida, pela força e coragem concedida durante essa etapa.

A minha mãe Edenilza, e irmãos (Evellyn e Ray), pelo constante incentivo, por acreditarem em mim em todos os momentos, mesmo quando nem eu mesma acreditava em mim. Agradeço também a minha sobrinha Moana por alegrar com seu jeitinho cada minuto da minha vida.

Aos amigos Winnícius, Thiers, Luciano, Luam, Paula, Ellen, Valdice, Leina, Larissa e Sandra pela atenção, carinho e palavras que muitas vezes foram essenciais nos momentos que faltava forças para continuar.

Ao meu amigo Joel pela grande ajuda cedida, mergulhando junto comigo nessa pesquisa e toda disponibilidade e colaboração.

Aos pescadores, Binho e Vadinhos pelo suporte no campo e pela disposição, sem a qual ajuda seria impossível a realização desta pesquisa.

Ao meu orientador Prof. Dr. Silvânio pela orientação, confiança, dedicação, pela paciência comigo, por todos os ensinamentos, momentos de descontração, trabalhos e aconselhamentos importantes. Ao meu co-orientador Dr. Marcos, por toda ajuda, paciência, aprendizados em campo, pelas palavras de conforto, apoio e por acreditar no meu potencial e sempre passando a certeza de que tudo vai dar certo. Vocês foram fundamentais para o meu crescimento profissional, não apenas pela realização da pesquisa, mas pelos ensinamentos que levarei comigo.

A todos que fazem do Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental (LTMA), pela acolhida, pelo auxílio durante e incentivo durante essa etapa.

A todos que fazem o PRORH, em especialmente ao Prof. Dr. Carlos Alexandre e o Prof. Dr. José do Patrocínio pelos ensinamentos, por compartilharem experiências e aprendizados.

À Universidade Federal de Sergipe (UFS), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). À Fundação Apoio à Pesquisa e à Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe (FAPITEC) pelo fomento e apoio a pesquisa desenvolvida. A Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF) por toda a estrutura e auxílio prestados para o no desenvolvimento da pesquisa.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram, de forma direta ou indiretamente e não foram citados, meus sinceros agradecimentos.

## RESUMO

A contaminação por mercúrio tem elevado sua importância em pesquisas, devido aos riscos aos organismos, e requer conhecimento preciso sobre os impactos ao meio ambiente e saúde. O objetivo do presente estudo foi averiguar a contaminação por Hg em tecidos musculares de peixes capturados na região do Baixo São Francisco, com o intuito de utilizá-los como bioindicadores. Para a captura dos espécimes, foi utilizado um conjunto de redes de emalhar, com malhas de 3 à 16 cm entre nós opostos. Foram realizadas duas coletas, estação seca e estação chuvosa, onde foram capturados cerca de 1.606 espécimes no Baixo São Francisco, pertencentes a um grupo de 25 espécies de peixes com diferentes hábitos alimentares, sendo 13 onívoros, 6 carnívoros, 4 detritívoros, 1 herbívoro e 1 planctófago, para determinar as concentrações de Hg no tecido muscular, avaliando a influência da posição trófica, da sazonalidade e da biometria. O método de análise empregado para determinação da concentração de mercúrio total nas amostras foi baseado na decomposição térmica, amalgamação e detecção por espectrometria de absorção atômica, através do equipamento DMA-80 (Direct Mercury Analyser, Milestone), com análise direta de mercúrio. Para certificar o método analítico, foram realizadas análises do material de referência composto por proteína de peixe (DORM-4), com teor de mercúrio conhecido ( $0,410 \pm 0,055 \text{ mg kg}^{-1}$ ), onde a concordância foi de  $98,2 \pm 2,4 \%$ . Os resultados obtidos mostraram que no período seco a espécie *Acestrorhynchus lacustris* com hábito alimentar carnívoro apresentou a maior concentração média de mercúrio no músculo, com concentração de  $0,1183 \pm 0,0737 \text{ mg kg}^{-1}$ . Entretanto, no período chuvoso, a espécie *Bryconops affinis* com hábito alimentar onívoro foi a que apresentou maiores níveis, com concentração de  $0,1541 \pm 0,1053 \text{ mg kg}^{-1}$ . Considerando as concentrações médias, todas as espécies estudadas em ambos os períodos apresentaram níveis de mercúrio abaixo do limite máximo de  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$  em peixes não predadores e de  $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$  em peixes predadores, estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária- ANVISA. Foi possível constatar que os espécimes avaliados tanto no período seco como no chuvoso apresentaram Quociente de Risco inferior a 1, não apresentando risco de contaminação por Hg capazes de causar danos à saúde humana. Ressalta-se que, mesmo não apresentando riscos, deve-se considerar que as comunidades ribeirinhas consomem o pescado com maior frequência, sendo necessária a integração do poder público com a academia, para que tais análises no pescado sejam monitoradas com maior assiduidade.

**Palavras-chave:** Análise de alimentos, Músculo de peixe, Bioindicadores de contaminação.

## ABSTRACT

Mercury contamination has increased its importance in research, due to the risks to organisms, and requires accurate knowledge about the impacts on the environment and health. The objective of the present study was to investigate Hg contamination in muscle tissues of fish captured in the Lower São Francisco region, with the aim of using them as bioindicators. To capture the specimens, a set of gillnets was used, with meshes of 3 to 16 cm between opposite nodes. Two collections were carried out, dry season and rainy season, where about 1,606 specimens were captured in the Lower São Francisco, belonging to a group of 25 species of fish with different eating habits, 13 omnivores, 6 carnivores, 4 detritivores, 1 herbivore and 1 plankton, to determine Hg concentrations in muscle tissue, evaluating the influence of trophic position, seasonality and biometrics. The analysis method used to determine the total mercury concentration in the samples was based on thermal decomposition, amalgamation and detection by atomic absorption spectrometry, using the DMA-80 equipment (Direct Mercury Analyzer, Milestone), with direct mercury analysis. To certify the analytical method, analyzes were carried out on the reference material composed of fish protein (DORM-4), with known mercury content ( $0.410 \pm 0.055$  mg kg<sup>-1</sup>), where the agreement was  $98.2 \pm 2, 4\%$ . The results obtained showed that in the dry period the species *Acestrorhynchus lacustris* with a carnivorous feeding habit presented the highest average concentration of mercury in the muscle, with a concentration of  $0.1183 \pm 0.0737$  mg kg<sup>-1</sup>. However, in the rainy season, the species *Bryconops affinis* with an omnivorous feeding habit was the one that presented the highest levels, with a concentration of  $0.1541 \pm 0.1053$  mg kg<sup>-1</sup>. Considering the mean concentrations, all species studied in both periods had mercury levels below the maximum limit of 0.5 mg kg<sup>-1</sup> in non-predatory fish and 1.0 mg kg<sup>-1</sup> in predatory fish, established by the National Agency of Sanitary Surveillance - ANVISA. It was possible to verify that the specimens evaluated both in the dry and in the rainy season had a Risk Quotient lower than 1, not presenting a risk of contamination by Hg capable of causing damage to human health. It should be noted that, even without presenting risks, it should be considered that riverside communities consume fish more frequently, requiring the integration of public power with academia, so that such analyzes in fish are monitored with greater assiduity.

**Keywords:** Food analysis, Fish muscle, Contamination bioindicators.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Fluxograma dos passos metodológicos aplicados no estudo .....	35
<b>Figura 2.</b> Mapa de uso e ocupação do solo do Baixo São Francisco.....	37
<b>Figura 3.</b> Mapa com a localização das redes de emalhar nos pontos de coleta das amostras da ictiofauna no Baixo São Francisco/SE .....	38
<b>Figura 4.</b> Fotografias do apetrecho de pesca utilizado para captura da ictiofauna.....	39
<b>Figura 5.</b> Analisador Direto de Mercúrio DMA-80.....	41
<b>Figura 6.</b> Diagrama esquemático do DMA-80 de feixe único.....	41
<b>Figura 7.</b> Espécies de peixes capturadas na região do baixo São Francisco, durante o período de amostragem.....	45
<b>Figura 8.</b> Concentrações médias de Hg e hábito alimentar das espécies de peixes coletadas no Baixo São Francisco. ....	50
<b>Figura 9.</b> Concentrações médias de Hg no músculo das espécies de peixes coletadas no período seco, em relação ao limite estabelecido por lei no Brasil. ....	51
<b>Figura 10.</b> Concentrações médias de Hg no músculo das espécies de peixes coletadas no período chuvoso, em relação ao limite estabelecido por lei no Brasil .....	52
<b>Figura 11.</b> Vazões médias mensais do rio São Francisco em Propriá-SE entre 2021 a 2022 .....	61
<b>Figura 12.</b> Relação das capturas no período seco por unidade de esforço do conjunto das redes de emalhar.....	64
<b>Figura 13.</b> Relação das capturas no período chuvoso por unidade de esforço do conjunto das redes de emalhar.....	65

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Legislações que estabelecem valores máximos de mercúrio presentes em peixes.....	31
<b>Tabela 2.</b> Classificação e hábito alimentar da ictiofauna da capturada durante a coleta no ponto amostral na região do Baixo São Francisco .....	46
<b>Tabela 3.</b> Espécie, nome popular, concentrações médias de mercúrio total no músculo e dados biométricos (comprimento total e peso corporal) de peixes capturados .....	48
<b>Tabela 4.</b> Comparação das concentrações médias de mercúrio total Hg (mg kg <sup>-1</sup> ) em relação aos encontrados na literatura.....	54
<b>Tabela 5.</b> Coeficiente de determinação e significância para os dados biométricos em relação às concentrações de Hg (mg kg <sup>-1</sup> ) em músculo de peixe do período seco.....	57
<b>Tabela 6.</b> Coeficiente de determinação e significância para os dados biométricos em relação às concentrações de Hg (mg kg <sup>-1</sup> ) em músculo de peixe do período chuvoso.....	58
<b>Tabela 7.</b> Valores do QR associado ao consumo de pescado para o mercúrio.....	60
<b>Tabela 8.</b> CPUE <sub>n</sub> e CPUE <sub>b</sub> no período seco e chuvoso.....	63

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	17
2.1 OBJETIVO GERAL .....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
<b>3. REVISÃO LITERÁRIA</b> .....	18
3.1 BACIA HIDROGRÁFICA E IMPACTOS NO BAIXO SÃO FRANCISCO .....	18
3.2 POLUIÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO POR ELEMENTOS POTENCIAMENTE TÓXICOS.....	21
3.3 BIOMONITORAMENTO: PEIXES COMO BIOINDICADORES .....	23
3.4 RELAÇÃO DO MERCÚRIO COM A BIOTA AQUÁTICA E TOXICIDADE.....	26
3.5 BENEFÍCIOS E RISCOS DO CONSUMO DO PESCADO .....	28
3.6 LEGISLAÇÃO DOS LIMITES MÁXIMOS DE MERCÚRIO (Hg) PERMITIDOS EM PEIXES .....	30
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	35
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	36
<b>4.1.1 Classificação do uso e ocupação do solo</b> .....	37
4.2 PONTOS DE COLETA DAS AMOSTRAS .....	38
4.3 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS.....	39
<b>4.3.1 Coleta dos exemplares</b> .....	39
<b>4.3.2 Preparação das amostras para análises</b> .....	40
<b>4.3.3 Análise química e garantia de qualidade</b> .....	40
<b>4.3.3.1 Equipamento DMA-80</b> .....	40
<b>4.3.3.2 Determinação de Hg por DMA-80</b> .....	41
<b>4.3.3.3 Curva de calibração</b> .....	42
4.4 ANÁLISE DOS DADOS.....	42
4.5 LEVANTAMENTO, DADOS DE ABUNDÂNCIA E A BIOMASSA DAS ESPÉCIES DE PEIXES.....	42
<b>4.5.1 Cálculo da captura por unidade de esforço</b> .....	43
<b>4.5.2 Cálculo de exposição humana</b> .....	43
4.6 DADOS DE OCORRÊNCIA DAS VAZÕES.....	44
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	45



5.1 COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE Hg NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO .....	46
5.2 COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS COM A LEGISLAÇÃO .....	50
5.3 MATRIZ DE CORRELAÇÃO .....	56
5.4 QUOCIENTE DE RISCO (QR) .....	60
5.5 CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA .....	61
5.5.1 <b>Captura por unidade de esforço (cpue)</b> .....	63
5.6 BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO POR Hg .....	67
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	68
<b>7. TRABALHOS FUTUROS</b> .....	69
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	70

## 1 INTRODUÇÃO

Desde a época do descobrimento do Brasil, as margens do Rio São Francisco já eram ocupadas pelos indígenas, e com o passar dos anos, o aumento populacional ocasionou uma grande urbanização ao longo da bacia hidrográfica, a qual está associada à poluição dos cursos d'água, que aumenta de forma considerável a quantidade de poluentes, gerando consequências para os ecossistemas aquáticos e provocando mudanças nos padrões de escoamento e aumento de sedimentos para o rio (DOTTO, 2006; RIGHETTO, 2009; POLETO & MARTINEZ 2011; CORNELLI *et al.*, 2016; ALVES, 2017). O processo de urbanização desordenado é responsável pelo aumento de áreas impermeáveis, pela geração de resíduos urbanos e pela diminuição da infiltração da água no solo. Estes fatores são pontuados como os responsáveis pela ocorrência de inúmeras problemas ambientais, como inundações, erosões no solo e conseqüente carreamento de poluentes para os corpos d'água (SILVA, 2014; CORNELLI *et al.*, 2016). Tais problemas ocasionados pelo aumento do escoamento superficial degradam o meio ambiente e a qualidade dos recursos hídricos.

Em áreas urbanas, uma parcela da poluição dos cursos d'água tem origem no escoamento superficial, o qual transporta uma carga poluidora característica do tipo de uso e ocupação do solo, e advindo das diversas atividades antrópicas. Os diferentes usos do solo nas áreas urbanas, tais como volume de tráfego de veículos, quantidade de áreas comerciais, residenciais e industriais, influenciam na carga poluidora e no tipo de poluente que será acumulado nas superfícies. Este poluente acumulado, por sua vez, é carregado pelo escoamento superficial até os corpos d'água (SILVA, 2014).

A expansão desordenada das cidades promovem impactos significativos sobre os recursos hídricos, devido à remoção da mata ciliar e construção de barragens ao longo do rio (SANTOS *et al.*, 2013). A mata ciliar presente nas margens do rio é responsável pela manutenção dos ecossistemas, auxiliando na transferência de energia ao ambiente aquático, proteção e na troca de matéria orgânica entre os dois ambientes (CASSATI, 2010; ALVES, 2017). As barragens atrasam e reduzem os pulsos de inundação sazonal, diminuindo o acesso da fauna aquática aos habitats, essencial para abrigo, alimentação e reprodução (POFF e SCHMIDT, 2016; FIGUEIREDO *et al.*, 2020). A redução das vazões impacta diretamente na dinâmica das águas e altera substancialmente o transporte de sedimentos de todas as origens e tipos, e associados ao desmatamento, esse quadro pode se agravar em função da retirada da

cobertura vegetal nativa e de um solo estruturalmente frágil (FIGUEIREDO *et al.*, 2020; MATIAS *et al.*, 2020; SILVA; VIEIRA; RIAL, 2020).

As atividades antrópicas geram impactos ambientais para a fauna e flora constituintes dos rios, afetando o habitat das espécies e os recursos utilizados pelas mesmas. O acúmulo de poluentes está relacionado à atividade humana em uma determinada área, ao número de dias secos e à natureza do poluente. O carreamento está relacionado com os eventos hidrológicos, ou seja, a intensidade e duração da chuva e a quantidade de poluentes (FERREIRA & CASATTI, 2006).

A população cresce, produzindo e liberando compostos no meio ambiente. Entre as áreas de maior risco ambiental estão as que circundam os cursos de água, onde substâncias citotóxicas são transportadas para os rios, e a poluição de seus canais é exacerbada por resíduos agrícolas e/ou cidades marginais. Por outro lado, quando os pesticidas são aplicados em terras agrícolas, eles podem atingir os corpos hídricos através da água da chuva, irrigação ou infiltração do solo, levando à eutrofização e intoxicação dos biomas aquáticos (RODRIGUES, 2017).

As substâncias como os fertilizantes, que são utilizados em culturas agrícolas e a grande carga de efluentes residenciais e industriais em altas concentrações no meio aquático, podem ocasionar mudanças nos nutrientes e prejudicar os organismos presentes no ambiente e até mesmo comprometer os diversos usos da água (FARAGE *et al.*, 2010). As principais fontes de poluição por elementos potencialmente tóxicos são os efluentes domésticos (Cr, Cu, Mn e Ni), termoelétricas a base de carvão (As, Hg e Se), siderúrgicas (Cr, Mo, Sb e Zn), fundições (Cd, Ni, Pb e Se), efluentes industriais (As, Mn, Sb e Zn), fertilizantes (Cd, Cr, Pb, Zn e Hg), pesticidas (Cu, Pb, Mn e Zn), e dejetos da pecuária (Cu, As e Zn) (SANTOS *et al.*, 2002; LIMA, 2013; SOUZA *et al.*, 2015). Além disso, os metais liberados no solo em decorrência dessas atividades são transferidos para os rios pelo escoamento de águas superficiais das chuvas, permanecendo no meio aquático por estarem na forma livre, ou iônica, o que facilita seu acúmulo nos tecidos dos peixes (LIMA, 2013). No meio aquático, os metais podem ocorrer em várias formas, ou espécies, dependendo das condições físicas e químicas do ambiente, como íons livres, complexados com compostos orgânicos ou minerais solúveis ligados à matéria orgânica ou mineral insolúvel. A presença de partículas em suspensão, formadas por material orgânico e óxidos metálicos, afeta diretamente o comportamento dos elementos, pois atinge a fração dissolvida, o tempo de residência e, conseqüentemente, a biodisponibilidade e o transporte no curso de água (MELO *et al.*, 2012).

Segundo Moraes (2000), a utilização de bioindicadores em avaliações ambientais, acrescentam os resultados obtidos através de avaliações físico-químicas, com destaque para a resposta dos organismos, em função das mudanças ocorridas no ambiente no qual ele está inserido. Os organismos utilizados em programas de monitoramento ambiental, podem contribuir com informações a respeito da exposição acumulativa, respostas aos efeitos letais e subletais, como também seus efeitos indiretos (BROMENSHENK *et al.*, 1995). Os peixes, por exemplo, são sensíveis às modificações no meio aquático, podendo apresentar alterações nos diversos níveis de organização biológica, em decorrência de alterações físico-químicas da água e poluentes presentes no meio, fazendo com que os mesmos possam ser considerados indicadores biológicos da poluição (FREITAS & SIQUEIRA SOUZA, 2009; ALVES, 2017).

Desta forma, a utilização de animais para avaliar os impactos ambientais é considerada ferramenta essencial (MORAES, 2000). A avaliação das condições atual dos corpos d'água na bacia do rio São Francisco realizada por Castro e Pereira (2016) mostrou que as principais fontes de poluição são os esgotos domésticos, as atividades agropecuárias e a mineração, e que o lançamento de efluentes industriais e domésticos e a disposição inadequada de resíduos sólidos, comprometem a qualidade dos corpos recursos hídricos são essenciais à manutenção da vida humana e dos ecossistemas aquáticos, e considerando também as novas condições ambientais que foram criadas em decorrência da expansão urbana acelerada e da instalação dos complexos Hidrelétricos, como também o lançamento de efluentes não tratados e os desastres ambientais que ocorreram na bacia do rio São Francisco, vale destacar a necessidade de estudos que enfoquem a análise dos níveis de mercúrio (Hg) em amostras de peixes, avaliando o quociente de risco, e monitorando a dinâmica pesqueira e populacional dos recursos economicamente importantes na região. Sendo assim, diante dos aspectos apresentados, o objetivo deste trabalho será utilizar peixes como bioindicadores de poluição aquática, a fim de evidenciar os danos provocados aos organismos, por consequência da degradação da qualidade da água.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Determinar o nível de contaminação por mercúrio total nos peixes capturados no Baixo São Francisco nas regiões de Propriá/SE e Porto Real do Colégio/AL, podendo assim, subsidiar metodologicamente um programa de biomonitoramento de poluição no rio.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Verificar e quantificar possíveis diferenças entre as concentrações de mercúrio total nas amostras de tecido muscular das espécies de peixes de diferentes níveis tróficos capturados na região de estudo;
- II. Analisar e comparar as concentrações de mercúrio total nos músculos dos peixes entre os períodos seco e chuvoso;
- III. Observar se as concentrações de mercúrio total nas espécies de peixes capturados na região de Porto Real do Colégio-AL e Propriá-SE estão dentro do limite permitido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA).
- IV. Avaliar o risco do consumo de peixes contaminados com mercúrio total através do cálculo do quociente de risco (QR);
- V. Calcular o rendimento da captura por unidade de esforço do conjunto das redes de emalhar para cada espécie;
- VI. Selecionar espécies com características ideais para uso como bioindicadores de poluição por mercúrio no rio São Francisco.

### 3 REVISÃO LITERÁRIA

#### 3.1 BACIA HIDROGRÁFICA E IMPACTOS NO BAIXO SÃO FRANCISCO

Diversas definições de bacia hidrográfica foram formuladas ao longo dos anos. No entanto, o conceito adotado no trabalho será o de Lima e Zakia (2000) e Almeida (2013) por se adequar melhor ao perfil do trabalho. Os autores definem bacia hidrográfica como “um sistema aberto que permite a troca de matéria e energia entre o ambiente onde ocorrem partes do ciclo hidrológico e diversos processos físicos que darão origem a variáveis como vazão, infiltração, percolação, evaporação, escoamento superficial e fluxo de base, necessários para determinar a disponibilidade e quantidade de água, além de diversos processos químicos e biológicos que afetam diretamente a qualidade das águas superficiais, bem como o equilíbrio das relações ecológicas e ambientais”.

A bacia hidrográfica do rio São Francisco é a primeira bacia hidrográfica a estar inteiramente em território brasileiro, com fauna diversificada, ampla distribuição e importância ecológica e econômica (NASCIMENTO *et al.*, 2013; ARAÚJO, 2015). Para Santana (2017) os impactos ambientais no Baixo São Francisco, são oriundos do crescimento populacional, da poluição e da remoção da cobertura vegetal, além da implantação de barragens que propiciam perdas ambientais. O autor destaca que o aproveitamento hidroelétrico está entre as principais causas dos impactos na bacia do rio São Francisco. Para os autores Holanda *et al.* (2011); Nascimento *et al.* (2013) e Santana (2017), os barramentos alteram e modificam o regime de cheias e vazantes, prejudicando as atividades econômicas consideradas tradicionais como a agricultura, a pesca artesanal, a reprodução dos organismos aquáticos e a estabilidade das margens.

Para Medeiros *et al.* (2014), o rio São Francisco apresenta diversos impactos ambientais, os quais são comuns a outros rios que sofreram processos de barramento. Todavia, os impactos são mais visíveis no Baixo São Francisco em razão das barragens em cascata a montante. A manutenção das vazões em valores tão baixos durante períodos tão significativos contribui para o avanço das águas marinhas no leito do rio na sua foz, bem como a redução da condição diluidora e depurativa das águas, aumentando as concentrações de sais e poluentes (BERNARDES *et al.*, 2012). Gonçalves (2016) e Medeiros *et al.* (2016) relatam que o Baixo São Francisco, vem apresentando, nos últimos anos, sérios problemas

decorrentes do avanço da cunha salina, afetando negativamente as atividades econômicas da região, podendo vir a inviabilizar a utilização das águas para fins de abastecimento humano.

Segundo Medeiros *et al.* (2016), o aumento das vazões após longos períodos de baixo escoamento promove o revolvimento e a ressuspensão dos sedimentos depositados no fundo, fontes de cargas poluidoras com altos graus de toxicidade, como elementos potencialmente tóxicos e agroquímicos. A regulação e redução das vazões influenciam no aumento da intrusão salina, na forma de cunha salina, adentrando à foz do rio São Francisco (SANTANA, 2017).

Para Souza (2007) e Santana (2017), o aumento da salinidade em um rio pode ter efeitos adversos no sistema ambiental aquático. Além disso, a salinidade é um parâmetro que dita os possíveis usos da água em uma bacia hidrográfica tornando-se um desafio para os gestores (SANTOS, 2014). Oliveira *et al.* (2018) ainda destacam que a salinização pode trazer prejuízos para o abastecimento doméstico e a agricultura. Afetando negativamente a pesca e a rizicultura, que são consideradas atividades econômicas relevantes para o Baixo São Francisco, os efeitos da salinização possivelmente vêm promovendo alterações na biota local, devido à competição entre espécies e conseqüentemente, provocando a diminuição dos estoques pesqueiros e até mesmo o desaparecimento de algumas espécies (MARTINS *et al.*, 2011; SOARES *et al.*, 2011; GONÇALVES, 2016; MEDEIROS *et al.*, 2016; BARBOSA *et al.*, 2018).

A mudança no regime hidrológico do rio e as alterações provocadas pelas barragens hidroelétricas contribuem para a diminuição das áreas de captura e destruição de áreas de berçários de muitos organismos aquáticos, e têm ocasionado o declínio da biodiversidade de espécies aquáticas que provocam mudanças na atividade pesqueira da região do Baixo São Francisco (LORENÇO, 2016).

Segundo Assis *et al.* (2017), as alterações causadas pela construção da barragem, tem a ver com o aparecimento de espécies exóticas marinhas. Para os autores, o fenômeno pode estar associado às alterações realizadas após a construção da barragem de Xingó, provocando uma menor faixa de níveis hidrométricos e de vazão nos anos subsequentes. Estudos realizados por Lima *et al.* (2010); Soares *et al.* (2011) e Araújo *et al.* (2016) mostraram que em localidades mais próximas à foz, as espécies marinhas estão substituindo as espécies dulcícolas na pesca. Marinho *et al.* (2006), por sua vez, afirma que a introdução de espécies não nativas nos corpos hídricos e a degradação do habitat natural, vêm gerando impactos no meio aquático e conseqüentemente, vêm apresentando uma diminuição na diversidade de peixes nativos.

No estudo de Martins *et al.* (2011), a magnitude das mudanças no regime de vazões do rio, provocadas devido à construção do reservatório de Sobradinho, foi avaliada utilizando-se curvas de permanência de cotas e vazões. Os resultados mostram que a regularização do regime de vazões após a construção da usina hidrelétrica minimizou os efeitos das grandes cheias nas regiões à jusante, mas também vêm afetando negativamente atividades tradicionais das populações ribeirinhas, como a pesca, navegação e agricultura.

Castro e Pereira (2019) relataram que devido ao uso intensivo do rio São Francisco em vários tipos de atividades antrópicas, como navegação, irrigação, pesca, e devido à ocupação indiscriminada de suas margens, diversos impactos ambientais resultaram desse processo de aproveitamento do rio, sem critérios. Os mesmos autores apontam que para lidar com a degradação do rio, o governo federal, demandado pela sociedade civil e políticos dos estados banhados pelo São Francisco, elaborou algumas políticas públicas com o objetivo de revitalizar e preservar o rio e toda a sua bacia.

De acordo com Castro e Pereira (2019) a intensidade da ação humana sobre esses recursos gerou externalidades negativas, evidente no caso da degradação ambiental do rio e dos seus inúmeros afluentes. O aumento da intensidade dos processos erosivos resultantes do desmatamento sem controle de áreas sensíveis, bem como a poluição das águas do São Francisco e tributários por meio do lançamento de dejetos industriais e domésticos sem tratamento adequado, são alguns dos exemplos dessas externalidades. Rocha e Azevedo (2015) avaliaram a presença de elementos traço nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), e afirmaram que a indústria contribui na transferência dos elementos traço para o meio aquático através de seus efluentes, relataram ainda que essa contribuição excessiva acontece devido ao crescimento da produtividade e a expansão dos mais diversos ramos dessas atividades.

Segundo Souza *et al.* (2013) o rio São Francisco se encontra em condições deploráveis de degradação ambiental, suas margens e leito fluvial estão assoreados, com solo erodido pela devastação da mata ciliar. O desmatamento ciliar é o principal elemento que contribui para a degradação ambiental. Também são notórios os lançamentos de esgotos domésticos e industriais, além de construções nas margens dentro do leito maior, que têm aumentado a erosão local.



### 3.2 POLUIÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO POR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Os elementos potencialmente tóxicos podem ser inseridos no meio aquático através de fontes naturais ou antropogênicas (CORRALES *et al.*, 2016; BONFIM, 2018; LEÓN-CAÑEDO *et al.*, 2019). De forma natural, ocorre pela liberação da rocha matriz, por meio da precipitação e aporte atmosférico (LIMA, 2013). De maneira artificial, por fontes antropogênicas como atividades agrícolas, despejo industrial e despejos de efluentes domésticos, rejeitos de mineração e garimpo (GOMES & SATO, 2011; LIMA, 2013; GOMES *et al.*, 2021).

Os corpos hídricos são contaminados diariamente com o lançamento de contaminantes orgânicos e inorgânicos, e dentre as fontes poluidoras inorgânicas, a contaminação por elementos traço é a mais preocupante, devido à biomagnificação e à bioacumulação na flora e fauna aquática (SCHILLER *et al.*, 2017). A liberação de efluentes industriais e domésticos são ações antrópicas que modificam as condições abióticas nos corpos hídricos. Em contato com o ambiente aquático, os poluentes são degradados por meio de processos bióticos e abióticos. No caso dos elementos potencialmente tóxicos, esses possuem persistência (GU *et al.*, 2015), ou seja, não são eliminados pelas instalações de saneamento ou pelo processo de autopurificação da natureza (JIN *et al.*, 2012). O que faz com que permaneçam nos corpos hídricos por muito tempo, causando toxicidade no ambiente (COSTA *et al.*, 2008).

Os elementos potencialmente tóxicos podem ter diversas classificações. Dessa forma, fazem parte desse grupo alguns elementos considerados essenciais em quantidades pequenas como Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, V e Zn, mas podem ser prejudiciais em quantidade excessiva (TÚZEN, 2003), e As, Cd, Hg e Pb que não possuem nenhum efeito benéfico nos organismos, considerados as principais ameaças por serem altamente prejudiciais aos animais e plantas (AVEGLIANO *et al.*, 2008; MUNIR *et al.*, 2016). O Hg destaca-se por ser um elemento altamente tóxico, devido à perniciosidade à biota, sendo o único metal que transpõe toda cadeia trófica aquática através dos processos de bioacumulação e biomagnificação (BAIRD & CANN, 2011). Além de ser um metal altamente teratogênico e carcinogênico, classificado como poluente prioritário (EPA, 2022).

O Hg está presente no meio ambiente naturalmente, por emissões vulcânicas, incêndios florestais e intemperismo da crosta terrestre. Como também por origem antropogênica, incluindo associação com processos de alta temperatura (fusão, combustão de carvão e incineração) combinados com usos comerciais do Hg (pilhas e termômetros),

descarte de resíduos carregados de Hg (por exemplo, operações de mineração) que são convertidos em formas voláteis no meio ambiente (LEÓN-CAÑEDO *et al.*, 2019).

O Hg é um metal que se caracteriza por ser volátil à temperatura ambiente. Devido à sua estabilidade quando na atmosfera, seu vapor pode ser transportado para regiões distantes, ampliando a área de contaminação (SILVA & ESTANISLAU, 2015). Isso pode explicar porque o Hg pode ser encontrado em locais que não possuem fontes originárias de contaminação (AMARO *et al.*, 2014). O Hg pode estar presente no ambiente em forma elementar, inorgânica e orgânica, sendo que em todas as formas, o Hg provoca efeitos tóxicos em espécies de mamíferos (CLARKSON *et al.*, 2003), onde cada forma tem um perfil toxicológico único, com diferentes mecanismos de transporte, disposição no corpo e destino metabólico (CLARKSON *et al.*, 2007). Organismos aquáticos são propícios aos efeitos tóxicos do Hg porque a maioria dos elementos potencialmente tóxicos são transportados através da atmosfera e escoam para os ecossistemas costeiros onde eles se acumulam (LUOMA *et al.*, 2008).

Alves e Seo (2014) e Schons *et al.* (2014) avaliaram a contaminação dos corpos hídricos por elementos traço através de monitoramento da coluna d'água, no qual argumentam que o monitoramento das atividades antrópicas e das emissões de elementos traço é de grande importância, pois os impactos no ecossistema aquático são de grande escala, onde avaliam desde os níveis de elementos traço até os parâmetros físicos e químicos como turbidez, pH, e sólidos dissolvidos totais.

Kang *et al.* (2009) evidenciam que as concentrações de elementos traço encontradas na água são relativamente mais baixas do que as concentrações nos sedimentos. Isso porque o acúmulo dos elementos traço em suspensão se deposita no fundo do corpo d'água em cursos de baixa velocidade, sendo considerado fonte de contaminação (ROCHA, 2011). Além disso, para o autor Machado (2016) a bioacumulação de substâncias nocivas como elementos traço pela cadeia trófica é uma ameaça à biota e aos seres humanos, que são considerados consumidores finais de organismos aquáticos.

O organismo aquático pode ser sensível aos efeitos tóxicos de um determinado elemento traço ou pode ser insensível, mas o bioacumula, potencializando seus efeitos nocivos na cadeia alimentar, expondo ao risco os organismos do topo da cadeia alimentar (BRAGA *et al.*, 2005). Para Lemos e Terra (2003) os organismos vivos podem acumular compostos orgânicos e até substâncias tóxicas, e o acúmulo ocorre por meio da bioacumulação e biomagnificação, na qual as substâncias são alocadas em seus tecidos e órgãos.

Para Rajeshkumar e Li (2018), as principais maneiras pelas quais os elementos potencialmente tóxicos entram na cadeia alimentar aquática são através da entrada direta de água pelas brânquias e ingestão de alimento através do trato digestivo. Geralmente os níveis de elementos traço encontrados nos peixes refletem os níveis encontrados nos sedimentos, que são excelentes reservatórios de elementos traço, e das águas dos locais onde os organismos pertencem.

Segundo Aguiar *et al.* (2002), os elementos traço podem existir em solução na forma iônica ou em complexos orgânicos e inorgânicos, podendo precipitar com partículas ou ser incorporados à biota, acumulando-se ao longo da cadeia alimentar. A toxicidade desses elementos potencialmente tóxicos varia com as condições ambientais, como pH, temperatura, velocidade do curso d'água e a presença de ligantes, ou seja, partículas complexadas com o elemento traço.

Marcovecchio (2004) afirma que a contaminação aquática é mais dramática dentro de estuários e zonas costeiras semifechadas, especialmente quando elas estão perto de áreas densamente povoadas ou industriais (SALOMONS & FORSTNER, 1984; LACERDA, 1998). Devido à sua toxidez, o mercúrio se destaca. As indústrias metalúrgicas, de tintas, de cloro e polímeros, utilizam metais de traço, que, quando lançados irregularmente no ambiente, majoritariamente contaminam os cursos de águas e lençóis freáticos. A incineração de lixo urbano produz emissões de gases ricos em metais, principalmente mercúrio, chumbo e cádmio, que podem ser solubilizados pela água contaminando, no processo, animais aquáticos que fazem parte da cadeia alimentar.

De acordo com os autores Rocha e Azevedo (2015) é mais eficaz avaliar a concentração de poluentes presentes nos ambientes aquáticos através dos organismos vivos, pois fornecem informações sobre a biodisponibilidade e bioacumulação de poluentes ao invés de monitorar a qualidade da água ou dos sedimentos. Dessa forma, obtêm-se informações detalhadas sobre a área do local de estudo e como esses contaminantes são transportados ao longo da cadeia alimentar com maior precisão.

### 3.3 BIOMONITORAMENTO: PEIXES COMO BIOINDICADORES

Com o passar dos anos, a comunidade científica e as agências reguladoras aumentaram o interesse em relação à detecção, conhecimento e controle sobre os agentes ambientais responsáveis por danos à saúde humana e à sustentabilidade dos ecossistemas (SILVA *et al.*,

2003). Este interesse foi intensificado com o constante crescimento da população mundial e o consequente aumento da industrialização, associado à utilização inadequada de recursos naturais (BENINCÁ, 2006). Segundo Silva *et al.* (2003) para requerer o biomonitoramento são necessárias situações onde acredita-se que espécies nativas estão sendo ameaçadas; quando há implicações para a saúde humana, quanto ao consumo de organismos potencialmente afetados; e quando existe o interesse em conhecer a qualidade ambiental.

Para Pinhatti *et al.* (2006), a sociedade moderna e o avanço tecnológico, com o desenvolvimento de novos produtos, estão cada vez mais produzindo substâncias que causam danos aos ecossistemas, onde os organismos afetados podem alertar para os riscos que existem no ambiente que vivem. Os autores afirmam que as metodologias empregadas em estudo de biomonitoramento ambiental, além de destacar o risco aos quais os organismos estão expostos, evidenciam mudanças ocorridas no estado original do ambiente.

Carvalho (2003), por sua vez, destaca que os dados obtidos a partir de programas de monitoramento ambiental, podem contribuir efetivamente para uma estimativa de tendências referentes à qualidade dos ecossistemas, favorecendo o estabelecimento de ações de proteção ao ambiente. Portanto, a melhor forma de determinar a extensão e a ameaça da contaminação no ambiente é através do monitoramento dos níveis de contaminantes nos próprios espécimes (MARKERT, 2007).

Segundo Buss *et al.* (2003), a avaliação da qualidade da água por meio dos parâmetros biológicos é baseada na resposta dos organismos ao ambiente que ele está inserido. Organismos utilizados em programas de monitoramento ambiental podem contribuir com informações a respeito da exposição acumulativa, respostas aos efeitos letais e subletais, como também seus efeitos indiretos (BROMENSHENK *et al.*, 1995).

Entre os organismos aquáticos, moluscos, peixes, anfíbios, mamíferos, algas e planárias, são utilizados, com maior frequência, como bioindicadores ambientais (AOYAMA *et al.*, 2003; TÜRKMEN *et al.*, 2007). Os peixes, por exemplo, indicam o potencial de exposição de populações humanas a genotóxicos químicos, podendo ser considerados os maiores vetores de transferência de contaminantes para humanos (AL-SABTI & METCALFE, 1995).

De acordo com os autores Johnson *et al.* (1993), para estabelecer um indicador biológico ideal, as seguintes características devem estar presentes: taxonomicamente bem definido e facilmente identificável por não-especialistas; apresentar ampla distribuição geográfica; ser abundante ou de fácil coleta; ter baixa variabilidade genética e ecológica; possuir preferencialmente grande tamanho; apresentar longo ciclo de vida e baixa mobilidade;

possuir características ecológicas bem conhecidas; e ter potencial para estudos em laboratório.

Segundo Callisto e Esteves (1998), as avaliações biológicas devem ser incluídas nas avaliações ambientais, pois correspondem às mudanças nas comunidades já estabelecidas, por consequência das ações antrópicas. Schons *et al.* (2014) avaliaram a contaminação dos corpos hídricos por elementos traço através de monitoramento da coluna d'água do rio do Ouro, em Ouro Verde do Oeste, Paraná, no qual relataram que o monitoramento das atividades antrópicas e das emissões de elementos traço é de suma importância, pois os impactos no ecossistema aquático são de grande escala, onde avaliam desde o nível de teor de metais até os parâmetros físicos e químicos.

Dificuldade na obtenção de dados confiáveis de toxicidade torna necessária a busca de bioindicadores mais promissores para a detecção preventiva de efeitos adversos aos organismos (CAMPOS, 2015). A dificuldade de obter dados sobre toxicidade em organismos aquáticos como no fitoplâncton e zooplâncton, na busca de minimizar efeitos adversos a todos os organismos, torna o peixe um modelo biológico, pois possui características específicas como tamanho corporal, ciclo de vida longo, ampla distribuição geográfica e diferentes níveis tróficos, possibilitando estudar os efeitos da bioacumulação e da biomagnificação (FRANCALANZA, 2007; JESUS & CARVALHO, 2008; GOMES & SATO, 2011; ENEJI *et al.*, 2011).

A bioacumulação aumenta seu efeito ao longo do tempo e advém tanto da exposição, quanto da ingestão de elementos ou compostos, como os metais, que o organismo não tem capacidade de excretar (SCHWARZENBACH *et al.*, 2003). Os metais dissolvidos na água são absorvidos pelos peixes através das vias respiratória, dérmica ou digestiva e concentram-se em diferentes tecidos, como o tecido muscular, que é um potencial local de absorção dos elementos metálicos, e consumido pela população humana (KEHRIG *et al.*, 2011). Porém, os peixes herbívoros, onívoros, carnívoros e detritívoros absorvem quantidades diferentes de metais através da alimentação conforme sua posição trófica (AMADO-FILHO & PFEIFFER, 1998; CAMPOS, 2015), uma vez que a dieta de peixes do topo da cadeia é baseada em presas maiores, que acumulam um teor de contaminação maior por um período superior que peixes menores, dentro da mesma população (LIMA, 2013).

O estudo de diferentes níveis tróficos permite verificar a biomagnificação, onde é possível perceber que os peixes de hábito alimentar detritívoros absorvem quantidade de metais oriundos dos detritos de fundo que também acumulam metais, enquanto os onívoros e

carnívoros absorvem metais tanto de origem animal quanto vegetal, sendo os piscívoros, foco de estudos devido a posição trófica que ocupam (FRANCALANZA, 2007).

De acordo com Lins *et al.* (2010), em seu estudo sobre o uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático, ao utilizar os peixes para avaliar o impacto ambiental, é essencial a utilização de métodos histológicos como ferramentas sensíveis na verificação de efeitos tóxicos diretos e indiretos que acometem os tecidos dos animais.

Marcovecchio *et al.* (2004) utilizaram as espécies *Micropogonias furnieri* (corvina) e *Mugil liza* (tainha) como indicadores da poluição por Hg no estuário La Plata, na Argentina. Os resultados obtidos demonstraram que as concentrações de Hg total no tecido muscular da *M. furnieri* variaram entre 0,03 e 0,19 mg kg<sup>-1</sup> (peso úmido), com concentração média de 0,11 mg kg<sup>-1</sup>, enquanto as concentrações de Hg total no tecido muscular de *M. liza* variaram entre 0,30 e 0,50 mg kg<sup>-1</sup>, com média de 0,40 mg kg<sup>-1</sup>. Os altos coeficientes de variação observados sugerem a existência de variabilidade individual de Hg para ambas as espécies.

### 3.4 RELAÇÃO DO MERCÚRIO COM A BIOTA AQUÁTICA E TOXICIDADE

A contaminação por mercúrio é emblemática devido à sua alta toxicidade e associação com eventos históricos de contaminação em ambientes aquáticos (KASPER *et al.*, 2007), sendo um poluente persistente (ARIYA *et al.*, 2004) e tóxico para seres humanos (WHO, 1990).

De acordo com Kasper *et al.* (2007) o mercúrio tem a capacidade de bioacumular e biomagnificar ao longo da cadeia alimentar, e como os peixes têm um amplo espectro alimentar, estudos de biomagnificação podem ser realizados analisando peixes com diferentes hábitos alimentares.

Estudos realizados encontraram o mesmo padrão onde descrevem que os peixes de hábito alimentar carnívoro apresentam concentrações elevadas de Hg, e os com hábitos alimentares herbívoros e planctívoros, concentrações menores (BELTRAN-PEDREIROS *et al.* 2011; SILVA *et al.* 2012; KASPER *et al.* 2012; SOARES *et al.* 2016). Neste sentido, os peixes com hábito alimentar carnívoro, podem ser usados como bons indicadores para o monitoramento da poluição por mercúrio (MALM *et al.* 1995).

Para Campos (2015), os peixes onívoros, carnívoros e detritívoros absorvem quantidades diferentes de elementos traço através da alimentação conforme sua posição

trófica e acabam apresentando diferentes concentrações de elementos por apresentarem características físicas e biológicas distintas, existindo diferença na relação entre peso, comprimento e nível trófico. O mesmo conclui que essas diferenças tornam necessária a utilização de mais de uma espécie para avaliar se há bioacumulação de elementos traço.

De acordo com Francalanza (2007), o estudo de diferentes níveis tróficos permite verificar a biomagnificação, exemplificando que os peixes de hábito alimentar detritívoros absorvem certas quantidades de metais oriundos dos detritos de fundo, enquanto os onívoros absorvem metais tanto de origem animal quanto vegetal. A biomagnificação é o aumento sucessivo da concentração desses elementos ou compostos à medida que se examina organismos ao longo de uma dada cadeia alimentar (SCHWARZENBACH *et al.*, 2003).

Para Jesus e Carvalho (2008), o crescimento populacional e os avanços tecnológicos relacionados ao aumento na produção e uso de fertilizantes, inseticidas e herbicidas levaram à expansão dos compostos xenobióticos no ecossistema aquático. Paviani *et al.* (2013) apontaram em seu estudo que o crescimento populacional juntamente com o desenvolvimento urbano, geram mudanças no meio aquático, devido ao tipo de efluente doméstico e industrial, principalmente das atividades galvanotécnicas (cromagem; prateação; douração; niquelagem; dentre outras). Os autores afirmam que é necessário avaliar a concentração de metais oriundos desses efluentes potencialmente tóxicos para indicar se o corpo hídrico e sua biota estão ameaçados.

Estudos realizados no Brasil relatam contaminação por mercúrio em peixes e em outras matrizes. Kasper *et al.* (2009) avaliaram as concentrações de mercúrio orgânico (OrgHg) e inorgânico (InorgHg) em músculo de peixes de diferentes níveis tróficos coletados em um reservatório tropical impactado, no sudeste do Brasil. Observaram em seus resultados que as concentrações de OrgHg no músculo variaram de acordo com o nível trófico das espécies onde as maiores concentrações foram em *Hoplias malabaricus* (traíra: 0,185 mg kg<sup>-1</sup>) e *Oligosarcus hepsetus* (peixe cacho: 0,096 mg kg<sup>-1</sup>), ambas as espécies têm hábito alimentar carnívoro. Por outro lado, as concentrações de InorgHg no músculo diminuíram com o aumento do nível trófico, sugerindo que esta forma do mercúrio não biomagnificou ao longo da cadeia alimentar.

Para Bosch *et al.* (2016), as concentrações de elementos traço como o Hg são dependentes da espécie, localização e nível trófico, o que pode resultar em variação considerável, dificultando a comparação e a interpretação significativa. Os mesmos afirmaram que são necessárias mais pesquisas sobre as disparidades do nível trófico, que podem ajudar a entender como os metais se acumulam na cadeia alimentar, enquanto estudos de escala

espacial podem fornecer ligações entre a poluição ambiental e os efeitos na contaminação dos peixes e, conseqüentemente, segurança dos alimentos e saúde do consumidor.

Segundo Morgano *et al* (2011), a principal fonte de exposição em relação ao Hg decorre do consumo do pescado, e devido a este motivo, estudos do acúmulo de elementos tóxicos em peixes são amplamente realizados para garantia da segurança alimentar (GU *et al.*, 2015). Os danos causados pelo consumo a longo prazo de alimentos contaminados por metilmercúrio são devidos à sua eficiente absorção (90%) pelo organismo humano e à sua longa meia-vida biológica (cerca de 70 dias), com acumulação de metilmercúrio no cérebro (BERLIN, 1986).

O caso mais conhecido e citado de envenenamento por Hg ocorreu na cidade de Minamata localizada na ilha Kyushu, sudoeste do Japão, onde nos anos 50, começaram a aparecer peixes mortos (HARADA, 1995). A partir do ano de 1953 começaram a aparecer os primeiros casos em humanos, onde várias pessoas morreram e sofreram de sintomas neurológicos e características de envenenamento. Apesar da gravidade do problema, foi apenas em 1986 que o governo japonês reconheceu que a Doença de Minamata estava associado ao consumo de peixes e frutos do mar contaminados com metilmercúrio (MeHg) (PHILLIPS & RAINBOW, 1994).

Já nos anos de 1971 e 1972, ocorreu outro caso de intoxicação por Hg considerado de grande proporção no Iraque, onde as sementes de trigo e cevada que eram destinadas para o plantio foram utilizadas para o consumo, essas sementes tinham sido tratadas com fungicida à base de metilmercúrio, e os grãos foram utilizados na produção de pão caseiro que foi consumido pelas comunidades rurais em todo o país (WHO, 1990).

### 3.5 BENEFÍCIOS E RISCOS DO CONSUMO DO PESCADO

O consumo de peixes apresenta inúmeros benefícios para a saúde humana (ZMOZINSKI *et al.*, 2015; RAJESHKUMAR & LI, 2018). O pescado é fonte de proteínas de alta qualidade e fácil digestibilidade, e apresenta altos teores de vitaminas e minerais (MEDEIROS, 2011; DOMINGO, 2016). Possui nutrientes essenciais, apresentam baixo teor de gorduras saturadas e é abundante em ácidos graxos poli-insaturados, ômega-3, indicados para uma dieta saudável (MACLEAN, 2003; DOMINGO *et al.*, 2007; RAHMAN *et al.*, 2012; BOSCH *et al.*, 2016; DE BOER *et al.*, 2020; NESTEL *et al.*, 2020). Devido a essas características nutricionais, que são consideradas essenciais para a realização das funções



fisiológicas no corpo humano, são importantes para a manutenção da boa saúde (SILVA, 2012).

Estudos comprovam que o consumo de peixe com frequência tem reduzido os riscos de câncer de próstata (FERNANDES *et al.*, 2012). O consumo de peixes também é benéfico para o tratamento de depressão e transtorno bipolar em crianças e adolescentes, ajuda no crescimento e desenvolvimento neurológico, possui efeito protetor contra doenças cardiovasculares e acidente vascular cerebral, previne coágulos sanguíneos, melhora a pressão arterial, além de aumentar as respostas imunológicas em humanos (FALLAH *et al.*, 2011; SILVA, 2012; OLMEDO *et al.*, 2013; NEFF *et al.*, 2014; OKYERE *et al.*, 2015; OLIVEIRA, 2018; LIN *et al.*, 2019; JAMSHIDIA *et al.*, 2020; NESTEL *et al.*, 2020). Em um estudo realizado pela Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), com mulheres e homens de 10 países da Europa, entre os anos de 1992 e 1998, observou uma diminuição do risco de câncer em relação à substituição do consumo de carne vermelha por peixe (NORAT *et al.*, 2005).

Nos últimos anos, foi observado o aumento da procura da população por uma busca de alimentação saudável, e a oferta de peixes de qualidade pode direcionar o consumo, em especial, por ser considerado um produto que permite uma dieta rica em nutrientes e com baixos índices calóricos (COBB & ERNST, 2006; LUND, 2013). Em relação à frequência do consumo, a Associação Americana do Coração (AHA) – do inglês, American Heart Association recomenda ingerir pelo menos duas porções de peixe por semana (DOMINGO, 2016; AMERICAN HEART ASSOCIATION, 2017; RIMM *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2020). No entanto, o valor nutricional dos pescados pode ser comprometido pela capacidade desses organismos de bioacumular alguns elementos tóxicos, como Hg (DOMINGO *et al.*, 2007; FERNANDES *et al.*, 2012).

Além dos elementos essenciais encontrados nos peixes, também podem ser encontrados elementos potencialmente tóxicos em seus tecidos, oriundos da exposição a substâncias químicas presentes no ecossistema, como resultado da contaminação ambiental, tanto por fontes naturais quanto por fontes antropogênicas (HAHN, 2002), que ao serem consumidos são tóxicos e danificam as funções orgânicas dos seres humanos (OLIVEIRA, 2018). Esses elementos potencialmente tóxicos atingem os peixes a partir do meio contaminado de onde vivem. O meio pode ser contaminado pelos despejos irregulares de efluentes industriais ou até mesmo pela característica geológica do local (OLIVEIRA, 2018). Desta forma, o pescado pode apresentar risco se estiver contaminado por substâncias tóxicas (HELLBERG *et al.*, 2012). Provocando sérios danos à saúde dos organismos expostos,

inclusive da população humana, pois muitas espécies de peixes são consumidas principalmente pelas comunidades ribeirinhas (HASHIM *et al.*, 2014).

Os riscos à saúde associados à ingestão de pescado contaminado por elementos traço chegam a ser de vinte a quarenta vezes mais altos do que o resultado de ingestão de água contaminada (BARROS *et al.*, 2010), pois os organismos aquáticos são capazes de concentrar os elementos potencialmente tóxicos de cinco até dez vezes as concentrações observadas no meio ambiente (FORAN, 1990; TELES *et al.*, 2008). A intoxicação por mercúrio pode provocar danos na visão e audição, alergias, danos à sensibilidade ao toque, perda do controle muscular, lesões cerebrais e renais, inflamação gastrointestinal, hipertensão, vômitos, diarreia, estomatite, tremores, depressão, doenças crônicas e até mesmo, a morte (RIBEIRO, 2013; OLIVEIRA, 2018). Do ponto de vista higiênico e sanitário, é essencial que exista monitoramento da cadeia produtiva do pescado, possibilitando a identificação de contaminação (MANTOVANI, 2005; TAPPIZ, 2019).

O risco associado ao consumo de pescado contaminado depende do tipo de peixe. É recomendável seguir orientações de saúde pública e regulamentações locais para minimizar a exposição a peixes contaminados e garantir um consumo seguro e saudável de pescado.

### 3.6 LEGISLAÇÃO DOS LIMITES MÁXIMOS DE MERCÚRIO (Hg) PERMITIDOS EM PEIXES

A legislação dos limites máximos de mercúrio permitidos em peixes varia de acordo com a jurisdição e pode estar sujeita a mudanças ao longo do tempo. Em geral, essas regulamentações são protegidas por órgãos responsáveis pela proteção do meio ambiente e da saúde no mundo, existindo várias legislações e documentos técnicos que tratam de limites máximos de Hg em alimentos. Em relação ao pescado, segundo a *Food and Drug Administration- FDA* (2011) os contaminantes químicos apresentam potencial risco à saúde humana e devido a isso, os limites máximos de tolerância são estabelecidos em alguns contaminantes considerados mais tóxicos e persistentes que possam existir nesse alimento.

De acordo com a *Food Standard Australia New Zealand- FSANZ* (2016), os alimentos devem ser adequados e seguros para a alimentação humana, sendo assim, os limites máximos têm sido estabelecidos quando os contaminantes e toxinas naturais apresentam potencial risco ao consumidor final.

Quanto à legislação brasileira, vale destacar que os níveis máximos de Hg em alimentos estavam regulados pelo Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965 (BRASIL, 1965) que definia limites máximos de forma genérica para a categoria de quaisquer outros alimentos. Já a Portaria da SVS-MS nº 685, de 27 de agosto de 1998, estabeleceu limites máximos de Hg para as categorias de peixes e produtos da pesca. Mais recentemente, a Resolução nº 42, de 29 de agosto de 2013 (ANVISA, 2013), incorpora o ordenamento jurídico do Mercado Comum do Sul- MERCOSUL, revoga a Portaria nº 685 e regulariza os limites máximos de Hg em alimentos. Como pode ser visto na **Tabela 1**, a atual legislação brasileira está em grande parte em sintonia com as legislações internacionais.

**Tabela 1.** Legislações que estabelecem valores máximos de mercúrio presentes em peixes.

Elemento (mg kg <sup>-1</sup> )	Legislações					
	ANVISA	Mercosul	FSANZ	Codex	União Europeia	USA
Mercúrio	0,50/1,00 <sup>2</sup>	0,50/1,00 <sup>2</sup>	0,5/1,0 <sup>2</sup>	1,2-1,7 <sup>1</sup>	0,50	1 <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Valores referem-se à metilmercúrio; <sup>2</sup>1000 µg kg<sup>-1</sup> para peixes predadores e 500 µg kg<sup>-1</sup> para peixes não predadores. Fonte: Adaptado da ANVISA (Decreto nº 55.871/1965 e Resolução nº42/2013); FSANZ, 2017; CODEX, 2018; EFSA, 2005; FDA, 2011.

A imposição destes teores se dá pela necessidade de manter o teor de Hg em níveis toxicológicos aceitáveis, visando proteger a saúde pública. Segundo pautado nas legislações e documentos técnicos, é evidente que o Hg é de crescente preocupação global (GU *et al.*, 2015). É neste contexto, que este tópico aborda e contextualiza, estudos presentes na literatura. Foram destacados estudos que tratam sobre a determinação de Hg e comparação com os limites permitidos pelas legislações.

Morgano *et al.* (2005) avaliaram os níveis de mercúrio total em amostras de peixes de água doce, das espécies *Piaractus mesopotamicus* (pacu), *Oreochromis niloticus* (tilápia), *Leoporum sp* (piaçu), *Brycon cephalus* (matrinxã), *Colossoma macropomum* (tambaqui) e *Cyprinus carpis* (carpa), procedentes de pesqueiros e pisciculturas de 39 regiões do estado de São Paulo. Verificou-se que o tambaqui apresentou menor nível de contaminação por mercúrio (0,0003-0,012 mg kg<sup>-1</sup>), do que a carpa (0,063 mg kg<sup>-1</sup> mg kg<sup>-1</sup>), matrinxã (0,0003-0,074 mg kg<sup>-1</sup>), pacu (0,0003-0,078 mg kg<sup>-1</sup>), piaçu (0,0003-0,183 mg kg<sup>-1</sup>). A tilápia (0,0003 - 0,217 mg kg<sup>-1</sup>) apresentou o maior índice de contaminação. Os resultados não indicaram níveis de mercúrio total acima do permitido pela legislação brasileira, que é de 0,5 mg kg<sup>-1</sup> para pescado não-predador.

Morgano *et al.* (2011) determinaram os teores de Hg em 240 amostras de peixes, adquiridas na Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais de São Paulo, no inverno de 2009 e no verão de 2010. Os autores relataram que, baseados nos dados obtidos no estudo nas duas épocas de coletas, as espécies *Macrodon ancylodon* (pescada) (0,0230 mg kg<sup>-1</sup> no inverno e 0,0430 mg kg<sup>-1</sup> no verão), *Mugil liza* (tainha) (0,0120 mg kg<sup>-1</sup> no inverno e 0,0020 mg kg<sup>-1</sup> no verão), *Micropogonais furnieri* (corvina) (0,0420 mg kg<sup>-1</sup> no inverno e 0,0520 mg kg<sup>-1</sup> no verão) e *Sardinella brasiliensis* (sardinha) (0,0190 mg kg<sup>-1</sup> no inverno e 0,0160 mg kg<sup>-1</sup> no verão) não atingiram o limite máximo permitido pela legislação brasileira ANVISA, Portaria n° 685/1998 (0,5 mg kg<sup>-1</sup> para Hg em espécies não predadoras e 1,0 mg kg<sup>-1</sup> para espécies predadoras), concluindo que as espécies analisadas, comercializadas na cidade de São Paulo, não apresentaram contaminação por Hg. Os autores destacam a necessidade de monitoramento constante de contaminantes no pescado nacional.

Lima *et al.* (2015) determinaram as concentrações de Hg no tecido muscular de 55 espécies de diferentes níveis tróficos da bacia do rio Cassiporé, Amapá. Através deste estudo, considerando os limites permitidos pela legislação da ANVISA, Portaria n° 685/1998 e do Decreto n° 55.871/1965, os autores identificaram altas concentrações de Hg no tecido muscular das seguintes espécies de peixes que estão no topo da cadeia alimentar aquática, porém não atingiram o LMT para carnívoros de 1,0 mg kg<sup>-1</sup> conforme a legislação: *Hoplias aimara* (trairão; 0,540 mg kg<sup>-1</sup>), *Pseudoplatystoma fasciatum* (surubim; 0,630 mg kg<sup>-1</sup>), *Plagioscion squamosissimus* (Pescada branca 0,670 mg kg<sup>-1</sup>), *Hoplias malabaricus* (traíra; 0,570 mg kg<sup>-1</sup>) e *Serrasalmus rhombeus* (piranha preta; 0,548 mg kg<sup>-1</sup>). Todas essas espécies são de hábito carnívoro, acumulando assim a carga de Hg transferida ao longo da cadeia e pelo alimento ingerido, processos conhecidos como biomagnificação e bioacumulação, respectivamente.

Soares *et al.* (2016) analisaram as concentrações de Hg Total (HgT) em 264 espécimes, pertencentes a 10 espécies de peixes com hábitos alimentares distintos, a fim de investigar a existência de bioacumulação nas espécies na bacia do rio Negro e verificar se os teores de Hg encontrados estão em conformidade com o limite estipulado para consumo humano. Avaliaram as espécies *Leporinus friderici* (aracu; 0,227 mg kg<sup>-1</sup>), *Auchenypterichthys thoracatus* (cachorro de padre; 0,117 mg kg<sup>-1</sup>), *Hemiodus immaculatus* (charuto; 0,275 mg kg<sup>-1</sup>), *Triportheus albus* (sardinha comum; 0,158 mg kg<sup>-1</sup>), *Serrasalmus rhombeus* (piranha preta; 0,589 mg kg<sup>-1</sup>), *Hypophthalmus fimbriatus* (mapará; 0,427 mg kg<sup>-1</sup>), *Hypophthalmus marginatus* (mapará; 0,515 mg kg<sup>-1</sup>), *Cichla temensis* (tucunaré; 0,324 mg kg<sup>-1</sup>), *Hoplias malabaricus* (traíra; 0,573 mg kg<sup>-1</sup>) e *Acestrorhynchus falcirostris* (peixe cachorro; 0,563), e

concluíram que as concentrações elevadas de HgT foram encontradas em músculo de peixes predadores, em um período de águas altas na bacia do rio Negro, e que as espécies *H. malabaricus*, *S. rhombeus*, *A. falcistrostris* e *H. marginatus* apresentaram valores médios de Hg acima dos limites estabelecidos pela FAO e OMS, porém, nenhum espécime apresentou concentrações médias de Hg em desconformidade com a ANVISA.

Makedonski *et al.* (2017) avaliaram os níveis Hg total em espécies de peixes mais consumidas na Bulgária: *Sprattus sprattus sulinus* (espadilha), *Trachurus mediterraneus ponticus* (carapau), *Alosa pontica* (sável-do-mar-negro), *Sarda sarda* (bonito do Atlântico), *Pomatomus saltatrix* (anchova) e *Mugil cephalus* (tainha). Os resultados obtidos mostraram que os níveis mais baixos e mais altos do metal em espécies de peixes foram encontrados como 0,05 mg kg<sup>-1</sup> em *Mugil cephalus* e 0,16 mg kg<sup>-1</sup> em *Trachurus mediterraneus ponticus*. O nível máximo de Hg permitido para peixes é de 0,5 mg kg<sup>-1</sup> de acordo com a Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos e o Codex Alimentar da Bulgária. Os mesmos concluíram que não haviam riscos para a saúde humana devido à exposição pelo consumo dos pescados analisados, uma vez que os resultados obtidos estavam dentro dos limites considerados aceitáveis para o consumo humano.

Ríos *et al.* (2018) em sua pesquisa, determinaram Hg em 96 amostras de *Centropomus undecimalis* (robalo-flexa), *Caranx hippos* (xaréu), *Scomberomorus brasiliensis* (carapau), *Lutjanus purpureus* (pargo), *Caranx crysos* (cioba), *Megalops atlanticus* (tarpão do atlântico), *Elops saurus* (joaninha) e *Epinephelus itajara* (garoupa do Atlântico), coletados no delta do rio Atrato, no Golfo de Urabá, Caribe colombiano. Os resultados obtidos mostraram que os níveis de mercúrio nas espécies *Caranx hippos* (1,230 mg kg<sup>-1</sup>) e *Megalops atlanticus* (0,931 mg kg<sup>-1</sup>) excederam o valor de 0,5 mg kg<sup>-1</sup>, limite máximo permitido pela Resolução da diretoria do colegiada- RDC nº 24/2011. Os autores recomendaram que as autoridades competentes realizassem a supervisão dos contaminantes inorgânicos, tanto em áreas contaminadas quanto para espécies comestíveis, sendo que nessa avaliação deveriam estar inclusas avaliações de risco para estimar o potencial impacto desses poluentes na saúde humana.

Silva *et al.* (2020) determinaram as concentrações de Hg em amostras de peixes coletados no Baixo São Francisco durante o projeto Expedição Científica Velho Chico, tomando-se como base os LMT. As concentrações médias de Hg com o menor nível de 0,0300 mg kg<sup>-1</sup> foram encontradas nas duas espécies de *Megaleporinus obtusidens* (piauí pintado) e *Schizodon knerii* (piauí branco); o maior, no *Eugerres brasiliensis* (carapeba; 0,1600 mg kg<sup>-1</sup>). Concluíram que nenhuma das espécies de peixes analisadas apresentaram

concentração de Hg acima do limite máximo de tolerância estabelecido pela Resolução Anvisa nº 42, de 29 de agosto de 2013.

Gomes *et al.* (2021) avaliaram as concentrações de Hg em 13 espécies de peixes com diferentes hábitos alimentares capturados no reservatório de Três Marias na região do Alto São Francisco e os resultados obtidos mostraram que as espécies com hábitos alimentares carnívoros apresentaram as maiores concentrações médias de mercúrio no músculo, que variaram de 0,0932 mg kg<sup>-1</sup> *Hoplias intermedius* (trairão) a 0,4147 mg kg<sup>-1</sup> *Serrasalmus brandtii* (pirambeba). Concluíram afirmando que todas as espécies estudadas apresentaram concentrações médias de mercúrio abaixo dos limites máximos de 0,5 mg kg<sup>-1</sup> em peixes não predadores e de 1,0 mg kg<sup>-1</sup> estabelecidos pela ANVISA.

Silva *et al.* (2022) determinaram os níveis de Hg presentes no tecido muscular das espécies de peixes de diferentes níveis tróficos, capturados ao longo do percurso do Baixo São Francisco, onde a maior concentração de mercúrio foi observada na espécie *Cathorops agassizii* (bagre; 0,2700 mg kg<sup>-1</sup>), espécie invasora marinha de hábito onívoro capturada na região da foz do Rio São Francisco; e a menor, no *Metynnis maculatus* (pacu-disco; 0,0070 mg kg<sup>-1</sup>), espécie introduzida de hábito alimentar onívoro e de ampla ocorrência. Nenhuma das espécies de peixes analisadas apresentaram concentração de Hg acima dos limites máximos de tolerância de Hg em peixes estabelecidos pela ANVISA.

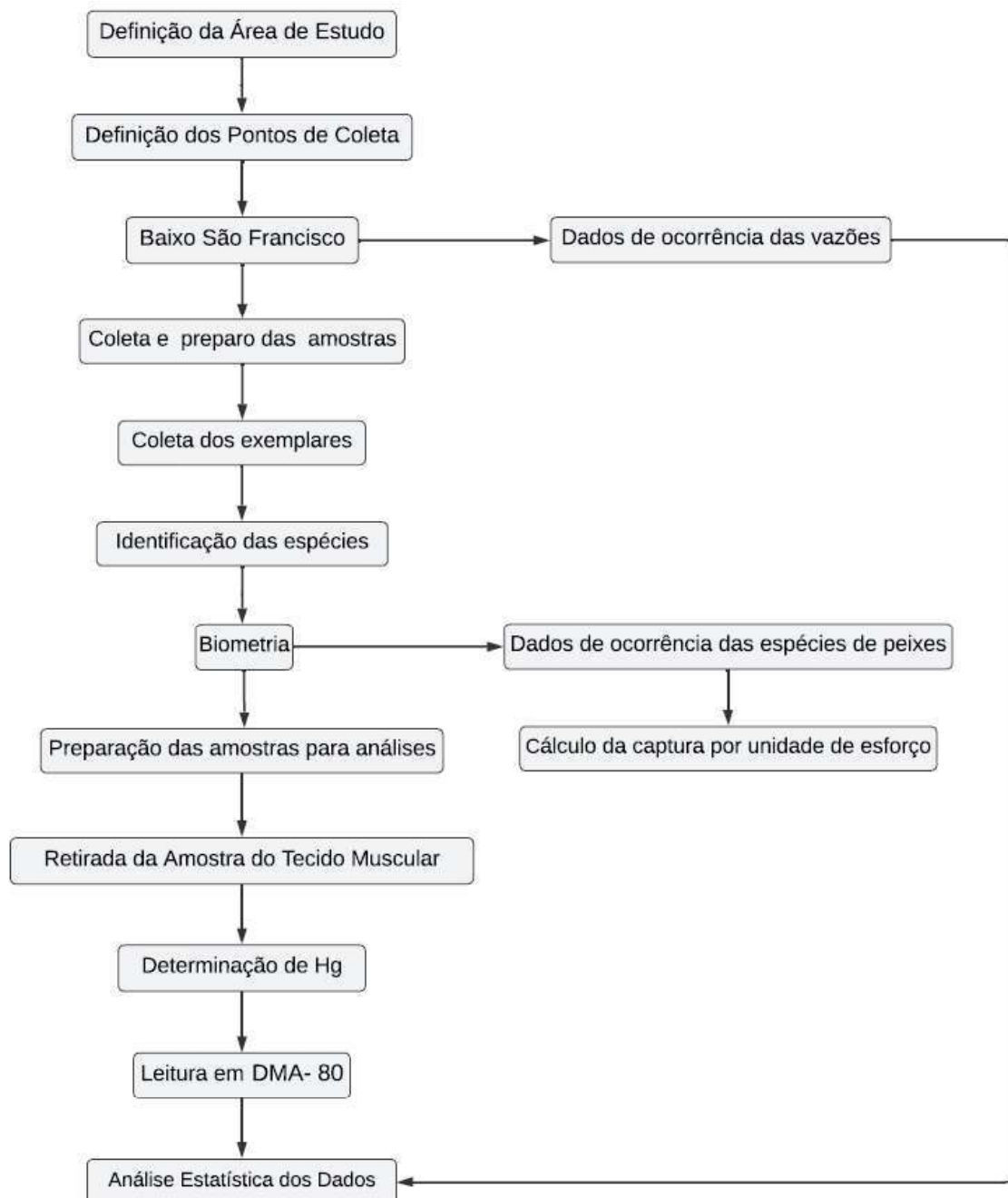
É importante que os consumidores estejam cientes dessas regulamentações e orientações em seu país ou região e sigam as recomendações para consumo seguro de peixe, especialmente para grupos populacionais mais sensíveis aos efeitos do consumo de peixe.

Foi possível perceber que as pesquisas nesta área se intensificaram, o que possibilitou o estabelecimento de legislações modernas, mencionadas anteriormente, visando proteger a saúde do consumidor. Por meio deste tópico, torna-se possível verificar a correlação do presente estudo com a literatura, tanto nacional quanto internacionalmente.

#### 4 MATERIAIS E MÉTODOS

A seguir serão apresentadas a descrição da área de estudo, os pontos de coletas, bem como as metodologias utilizadas, caracterização e análises dos dados. A Figura 1 apresenta os passos metodológicos utilizados no estudo.

**Figura 1.** Fluxograma dos passos metodológicos aplicados no estudo.



**Fonte:** elaborado pela autora (2022)

#### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

O rio São Francisco nasce na Serra da Canastra, no sudoeste do Estado de Minas Gerais, passa pelos Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe, deslocando-se em grande parte no semiárido do Nordeste, percorrendo uma extensão de aproximadamente 2.800 km até a foz, no Oceano Atlântico, área entre os estados de Alagoas e Sergipe (GODINHO e GODINHO, 2003).

A bacia hidrográfica do rio São Francisco é uma das mais importantes do Brasil, levando em consideração o volume de água transportada numa região semiárida, o que tem contribuído com o desenvolvimento econômico da região. Sua Bacia Hidrográfica está dividida em alto, médio, submédio e baixo São Francisco (SILVA *et al.*, 2010; MEDEIROS *et al.*, 2014). O Alto, o Médio e o Submédio São Francisco são zonas onde se localiza a maior parte das indústrias e agroindústrias (RAMINA, 2014). Destacando que a agropecuária e a pesca tradicional são características do Baixo São Francisco, entretanto, nos últimos anos houve um crescimento notório da aquicultura, turismo e lazer (SOUZA *et al.*, 2013).

A área de estudo do presente trabalho localiza-se na região do Baixo São Francisco, entre os Estados de Sergipe e Alagoas. Essa região está localizada à jusante da usina hidrelétrica do Xingó até a foz do Oceano Atlântico. Com expansão territorial de aproximadamente 25.500 km<sup>2</sup> da área e correspondendo a cerca de 5,1% da bacia hidrográfica do rio São Francisco, abrangendo os estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (ANA, 2022).

O Baixo São Francisco sofre influência de todos os barramentos Sobradinho, Itaparica, Moxotó e do complexo de Paulo Afonso e Xingó que se localizam no terço inferior do rio, além de Três Marias, instalada no alto curso do São Francisco (GODINHO e GODINHO, 2003). Devido à localização em ambiente árido, a região do Baixo São Francisco é considerada uma das regiões mais conflitantes do Nordeste, onde a água é considerada força motriz das comunidades rurais e ribeirinhas. Fatores ligados à pesca e aquicultura, geração de energia elétrica, poluição provocada por esgotos das cidades, assoreamento, uso de agrotóxicos, desmatamento da vegetação marginal, avanço da cunha salina, alterações de vazão, endemismo de espécies, entre outras atividades, acaba gerando problemas ambientais, econômicos, culturais e sociais (SOARES *et al.*, 2019). Desta forma, os dados de uso e ocupação de solo constituem elementos básicos para o planejamento e ordenação do território. Esses dados mostram as atividades humanas que levam a fontes poluidoras e é um elo entre os

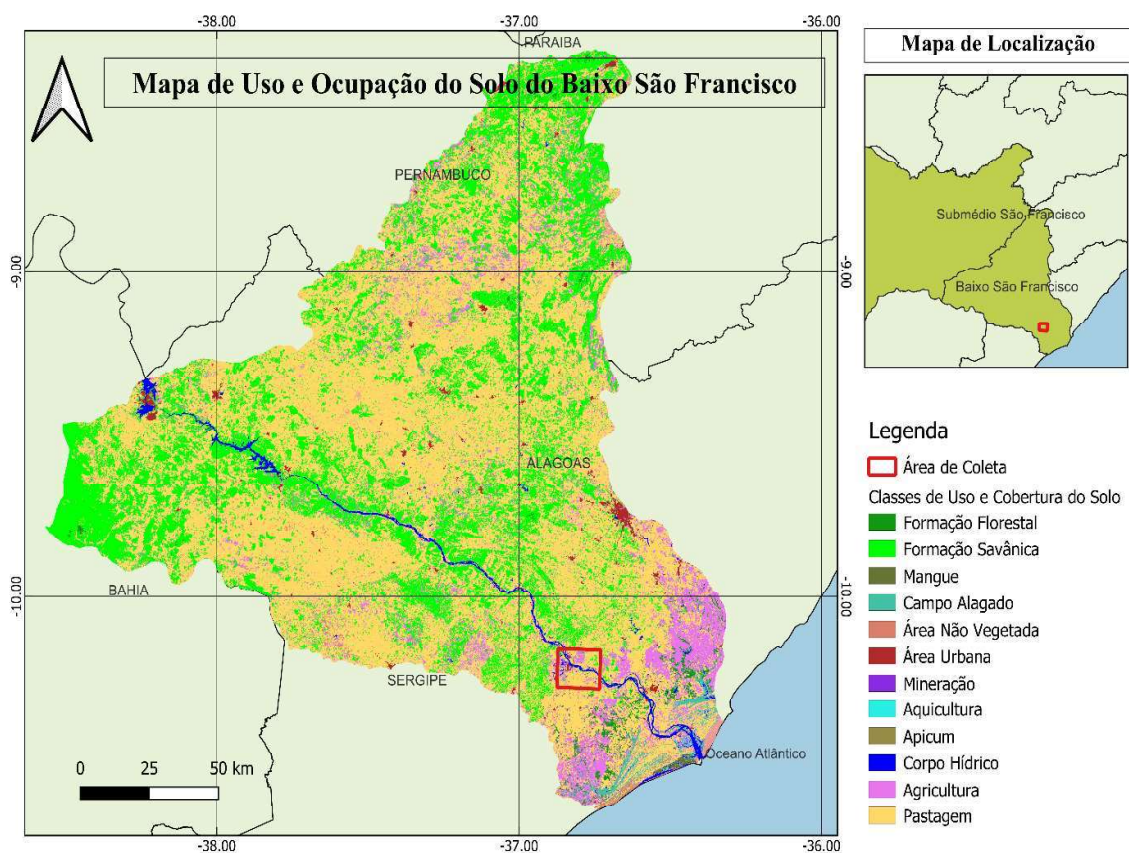


meios de informações sobre condições biofísicas e socioeconômicas (CORNELLI *et al.*, 2016).

#### 4.1.1 Classificação do uso e ocupação do solo

A classificação para o uso e cobertura do solo utilizou dados do projeto MapBiomias, essa iniciativa disponibiliza dados de mapeamento de todo o território nacional desde 1985 a 2021, este último, referente aos dados utilizados neste estudo. Inicialmente foi realizado o download do mapeamento de uso e ocupação do solo na escala de 1:250.000, referente à coleção 7.0 do projeto. As classificações do MapBiomias (2021), foram agrupadas de maneira que possibilitou representar de forma fiel as áreas que compõem o Baixo São Francisco, sendo agrupadas em 12 classes principais (Figura 2).

**Figura 2.** Mapa de uso e ocupação do solo do Baixo São Francisco



**Fonte:** elaborado pela autora (2022)

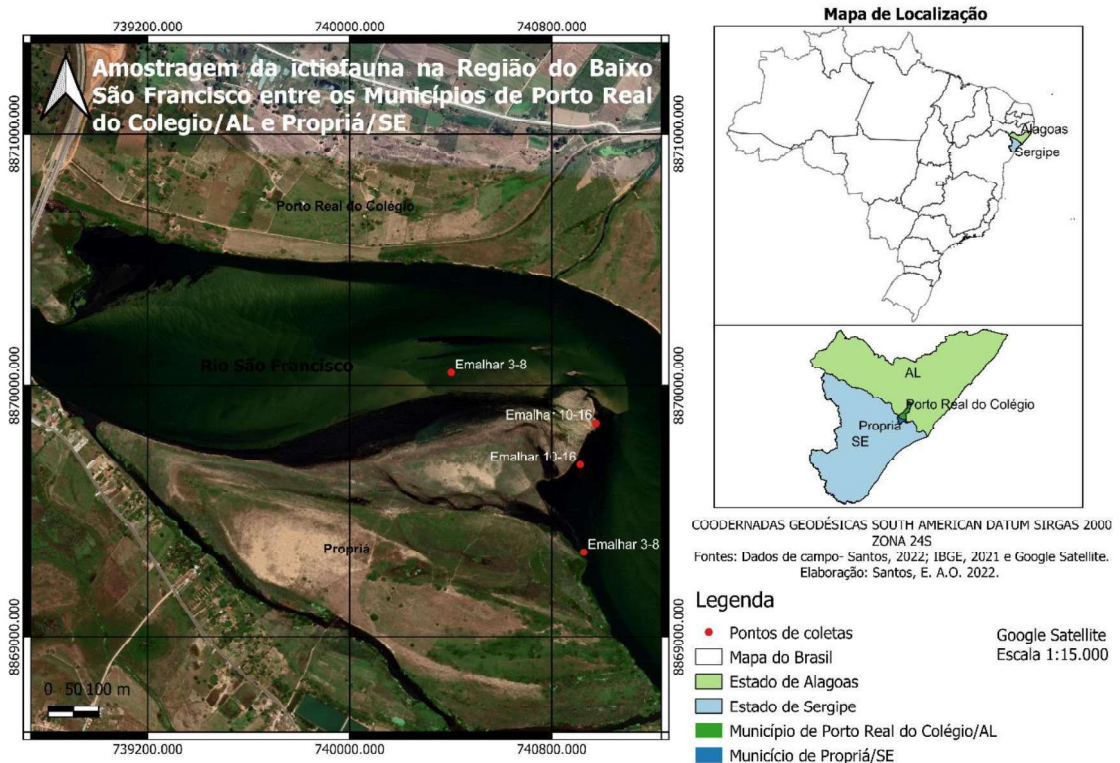
O conjunto das classes de uso e ocupação do solo perfazem um total de 30.132,58 Km<sup>2</sup>. As áreas de pastagens predominaram, com cerca de 57,93% do total, seguida da

formação de savana, com 27,77%, enquanto a agricultura, ocupa o terceiro lugar, com 9,65%. Os municípios localizados no entorno do Baixo São Francisco produzem principalmente cana-de-açúcar e arroz (IBGE, 2014). Sabe-se que parte destas culturas utilizam pesticidas como base para o manejo, entretanto, não existem informações a respeito dos principais princípios ativos utilizados e dos impactos na qualidade da água e as suas consequências para a vida aquática (NASCIMENTO & OLIVEIRA, 2016).

#### 4.2 PONTOS DE COLETA DAS AMOSTRAS

A área amostral foi selecionada ao longo do rio São Francisco em uma região próxima à área urbana e rural, localizada entre os municípios de Propriá/SE e Porto Real do Colégio/AL que sofre influência da barragem de Xingó e da maré. Os pontos foram devidamente georreferenciados com GPS Garmin, GPSmap 76 (Brasil). As localizações dos pontos de coleta estão indicadas na Figura 3.

**Figura 3.** Mapa com a localização das redes de emalhar nos pontos de coleta das amostras da ictiofauna no Baixo São Francisco/SE.



Fonte: elaborado pela autora (2022)

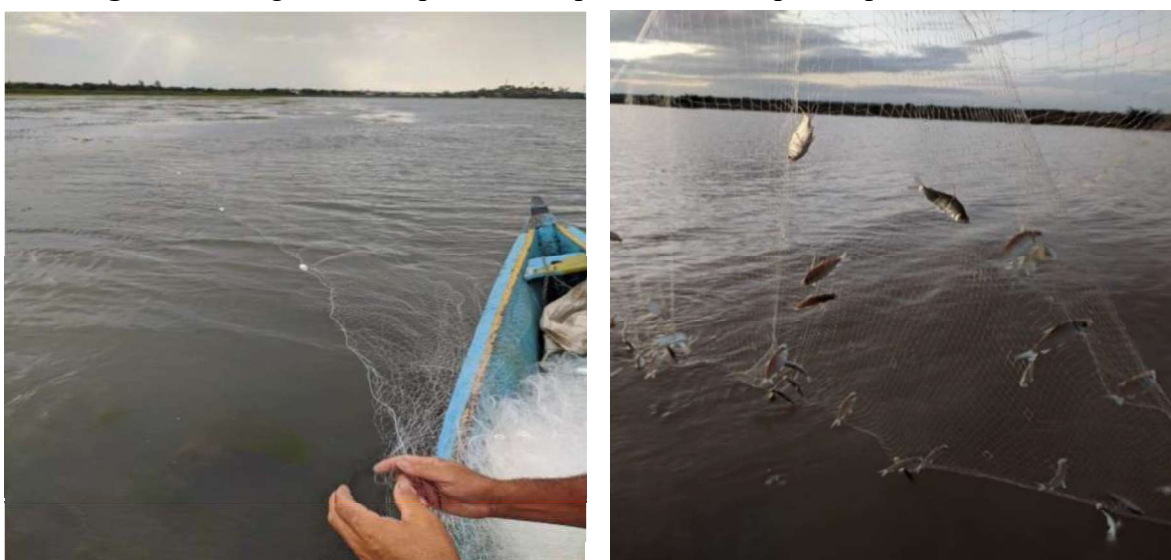
### 4.3 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS

Devido à variação sazonal de importantes parâmetros reguladores da dinâmica das espécies químicas na área de estudo, o planejamento para coleta da ictiofauna teve como base a distribuição anual de chuvas na região. No período seco, a coleta foi realizada no mês de dezembro/2021 e no período chuvoso, a coleta foi realizada no mês de maio/2022.

#### 4.3.1 Coleta dos exemplares

Para coleta dos peixes, foi utilizado um conjunto de redes de emalhar com malhas de 3 a 16 cm entre nós opostos, com 50 metros de comprimento cada. As redes foram colocadas no rio no período da tarde e retiradas ao amanhecer do dia seguinte, permanecendo na água por aproximadamente 14 horas (Figura 4). Os espécimes capturados foram transportados sob refrigeração em caixas térmicas até a Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF), localizada no município de Porto Real do Colégio/AL. Na base, os peixes foram identificados e submetidos à biometria, determinando o peso corporal (PC) e o comprimento total (CT). A identificação ocorreu de acordo com Britski *et al.* (1988), Lessa e Nóbrega (2000) e Barbosa *et al.* (2017).

**Figura 4.** Fotografias do apetrecho de pesca utilizado para captura da ictiofauna



**Fonte:** Registradas pela própria autora

#### 4.3.2 Preparação das amostras para análises

O preparo das amostras do tecido muscular dos peixes coletados foi realizado no Laboratório de Análises Limnológicas, instalado na CODEVASF de Porto Real do Colégio/AL. Após o procedimento anterior, em cada exemplar foi retirado um fragmento, sem pele da musculatura da região lateral-dorsal, com o auxílio de um bisturi com lâmina de aço inoxidável, como descrito por Lima *et al.* (2015). A quantidade variou entre 1,5 e 2,0 g, a depender do tamanho do espécime, devidamente identificado e estocado em temperaturas abaixo de -15 °C em freezer até o momento da análise. Todo o material biológico foi acondicionado em recipientes plásticos previamente lavados com solução de detergente neutro a 2% v.v<sup>-1</sup>, em seguida, para a descontaminação, todos os materiais lavados foram imersos em banho de ácido de HNO<sub>3</sub> 10% v.v<sup>-1</sup> por 24h e enxaguado com água ultrapura (18 µΩ cm) (SOUZA *et al.*, 2019; SILVA & NOGUEIRA, 2022).

#### 4.3.3 Análise química e garantia de qualidade

O método de análise empregado para determinação da concentração de mercúrio total nas amostras de músculo de peixe foi baseado na decomposição térmica, amalgamação e detecção por espectrometria de absorção atômica, alcançando um limite de detecção de 0,005 ng de mercúrio. Utilizando-se o equipamento DMA-80 (Direct Mercury Analyser, Milestone), com análise direta de mercúrio, sem a necessidade de digestão ou pré-tratamento da amostra, de acordo com o método USEPA 7473, recomendado pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2007). Para a validação do método analítico, foi utilizado o material de referência certificado de proteína de peixe da National Research Council Canadá (NRC) (DORM-4), sendo possível avaliar a precisão e a exatidão do método utilizado.

##### 4.3.3.1 Equipamento DMA-80

O equipamento DMA-80 (Milestone, BG, Italy), apresentado na Figura 5, realiza a quantificação em um comprimento de onda de 253,65 nm, com uma lâmpada de mercúrio de baixa pressão como fonte de radiação, e caminho óptico composto por cela, como é mostrado na Figura 6. Possui limite de detecção de 0,005 ng de Hg e faixa de trabalho entre 0,01 e 1500 ng de Hg, com precisão típica de 1% na faixa de 5 ng de Hg.

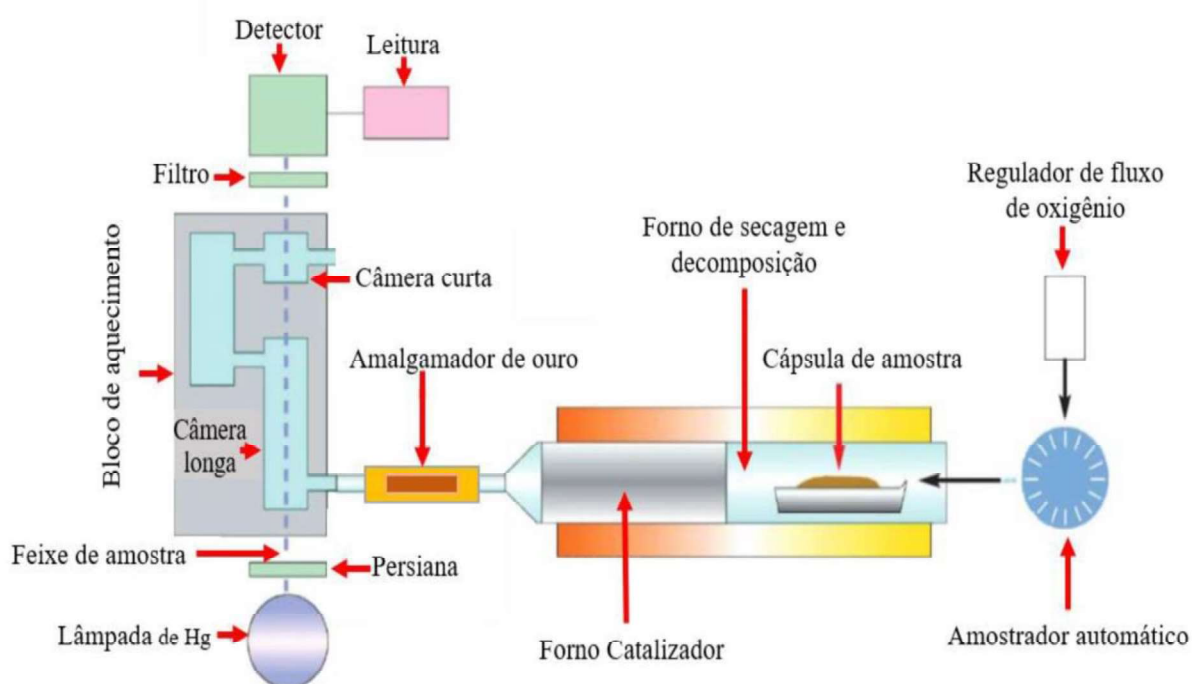


**Figura 5.** Analisador Direto de Mercúrio DMA-80.



**Fonte:** (MILESTONE, 2010)

**Figura 6.** Diagrama esquemático do DMA-80 de feixe único.



**Fonte:** Adaptado de (MILESTONE, 2021) pela autora.

#### 4.3.3.2 Determinação de Hg por DMA-80

O sistema DMA-80 requer, aproximadamente, 10 a 15 minutos de tempo de pré-aquecimento, antes que a medição possa ser iniciada. Certifica-se que a pressão de saída esteja em cerca de 4 bar. Quando o sistema está pronto para iniciar as medições, é realizada a análise do branco (a cápsula de níquel sem amostra) a fim de certificar-se de que o sistema

está livre de contaminação por Hg. Para a realização das análises foram utilizadas espátulas e cápsulas de níquel, as quais foram lavadas previamente com detergente diluído e enxaguadas com água destilada. As barcas de níquel, posteriormente, foram secas em mufla a 600°C durante 20 minutos e esfriadas à temperatura ambiente.

Para análise das amostras, não ocorreu etapa de preparo de amostra, dessa forma as amostras úmidas foram pesadas nas cápsulas de níquel. Adicionou-se os dados de massa das amostras no software do equipamento, e as cápsulas de níquel foram posicionadas no amostrador automático. As amostras foram analisadas em triplicata com massas de aproximadamente 100 mg, de acordo com as orientações do fabricante.

#### 4.3.3.2 Curva de calibração

A curva de calibração foi construída com material de referência composto por proteína de peixe (DORM- 3), com teor de Hg conhecido ( $0,382 \pm 0,060 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e elaborado pelo National Research Council Canada (NRC). A partir desse material de referência, foram analisadas alíquotas de massas diferentes para a composição da curva.

#### 4.4 ANÁLISE DOS DADOS

Para análise dos dados foi utilizado o programa BioEstat 5.0. Os dados foram submetidos à regressão linear e à determinação do grau de correlação entre as variáveis por meio do coeficiente de correlação de Pearson.

#### 4.5 LEVANTAMENTO, DADOS DE ABUNDÂNCIA E A BIOMASSA DAS ESPÉCIES DE PEIXES

O levantamento das espécies que ocorrem no Baixo São Francisco foi realizado com base em literatura científica especializada, onde foi considerada a espécie e o hábito alimentar. Já a abundância e a biomassa foram estimadas por meio do cálculo da captura por unidade de esforço (CPUE).

#### 4.5.1 Cálculo da captura por unidade de esforço

O cálculo da captura por unidade de esforço (CPUE) considera os dados obtidos, por meio da rede de emalhar, separadamente, as análises de CPUE foram realizadas em número de indivíduos e biomassa para a ictiofauna total e para espécies, seguindo as equações (1) e (2):

$$CPUE_n = \sum_{i=1}^n N/E \times 100 \quad (1)$$

$$CPUE_b = \sum_{i=1}^n B/E \times 0,1 \quad (2)$$

Sendo:

CPUE<sub>n</sub> = Captura em número em 100 m<sup>2</sup> por unidade de esforço;

CPUE<sub>b</sub> = Captura em biomassa (Kg) em 100 m<sup>2</sup> por unidade esforço;

N = Número de peixes capturados para um determinado tamanho de malha;

n = Tamanhos de malha empregados (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm);

B = Biomassa (kg) dos peixes capturados para um determinado tamanho de malha;

E = Esforço de pesca para um dado tamanho de malha referente à área de rede empregada durante o tempo de exposição

#### 4.5.2 Cálculo de exposição humana

O cálculo de exposição humana (Equação 3) foi realizado com base em dados da literatura, onde as concentrações médias de mercúrio avaliadas no músculo dos peixes foram utilizadas para estimar o quociente de risco (QR), associado ao consumo de pescado, estabelecido pela USEPA (1989) a partir da seguinte equação (3):

$$QR = \frac{(FE \times DE \times TI \times C)}{(DOR \times PMC \times TE)} \times 10^{-3} \quad (3)$$

Sendo:

FE = Frequência de exposição (365 dias ano<sup>-1</sup>);

DE = Duração de exposição para a estimativa de duração de vida humana média (70 anos);

TI = Taxa de ingestão de pescado (36 g pessoa<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>);

C = Concentração de metal no peixe (µg g<sup>-1</sup>);

DOR = Referência de dose oral do mercúrio é  $0,5 \times 10^{-3} \mu\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ;

PMC = Peso médio corporal de um adulto (70 kg);

TE = Tempo médio de exposição para não cancerosa ( $365 \text{ dias ano}^{-1} \times \text{DE}$ )

Na avaliação de risco, é assumido que a ingestão oral do contaminante é igual à dose absorvida pelo organismo humano e que, ao cozinhar o peixe, não se altera a concentração ou a toxicidade do contaminante (USEPA, 1989). É definido que, se o QR calculado for  $< 1$ , não existe risco apreciável para determinado poluente analisado, e se o valor do QR for  $> 1$ , existe risco eminente ao continuar consumindo peixe com essa frequência (STORELLI, 2008).

#### 4.6 DADOS DE OCORRÊNCIA DAS VAZÕES

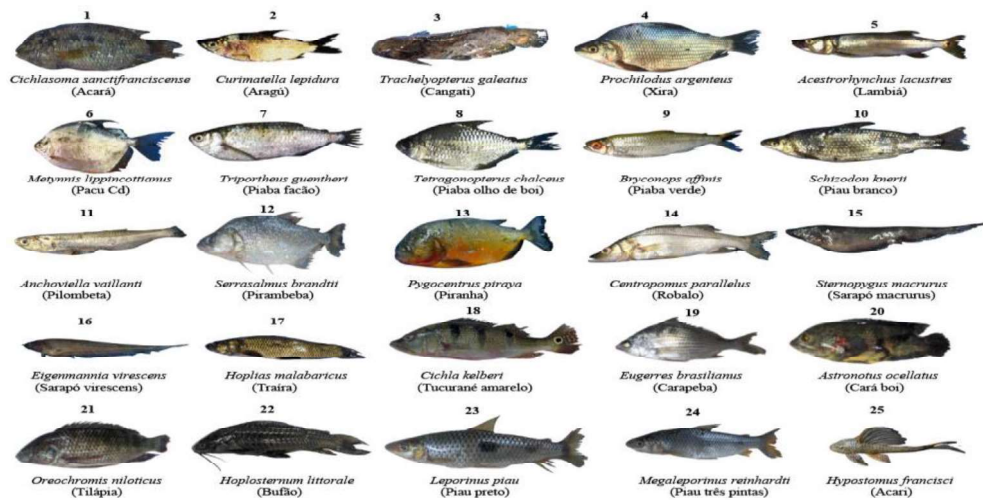
Os registros das vazões do rio tomaram por base os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH no portal HidroWeb (ANA, 2022).



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante as duas coletas foram capturados cerca de 1.606 espécimes no Baixo São Francisco (Tabela 2), sendo 239 espécimes no período seco, pertencentes a um grupo de 18 espécies de peixes, com diferentes hábitos alimentares, sendo 8 onívoros, 6 carnívoros, 2 detritívoros, 1 herbívoro e 1 planctófago. Já no período chuvoso foram coletados 1.367 espécimes pertencentes a um grupo de 25 espécies de peixes, com diferentes hábitos alimentares, sendo 13 onívoros, 6 carnívoros, 4 detritívoros, 1 herbívoro e 1 planctófago. Para a avaliação da concentração de Hg total em peixes foi selecionado um total de 696 amostras, 239 espécimes do período seco e 457 espécimes do período chuvoso. Devido a logística foi necessário reduzir o número de amostras no período chuvoso uma vez que as análises são realizadas em triplicatas. A Figura 7 ilustra todas as espécies capturadas durante o período de amostragem, seco e chuvoso.

**Figura 7.** Espécies de peixes capturadas na região do baixo São Francisco, durante o período de amostragem.



**Fonte:** elaborado pela autora (2022)

Para certificar o método analítico, foram realizados ensaios para determinação da concentração de Hg em material de referência composto por proteína de peixe (DORM- 4), com teor de Hg de  $0,410 \pm 0,055 \text{ mg kg}^{-1}$ , onde a recuperação dos teores de mercúrio total foi de  $98,2 \pm 2,4 \%$ , mostrando assim boa exatidão e precisão, representada pelo desvio padrão relativo (%RSD) que foi menor que 3%, demonstrando que o método adotado é adequado para a análise quantitativa de mercúrio total.

**Tabela 2.** Classificação e hábito alimentar da ictiofauna capturada durante a coleta no ponto amostral na região do Baixo São Francisco

Família	Nome científico	Nome comum	Hábito Alimentar	Status das espécies	Nº	
					Seco	Chuvoso
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Lambiá	Carnívoro	Nativo	20	89
Engraulidae	<i>Anchoviella vaillanti</i> (Steindachner, 1908)	Pilombeta	Planctófago	Endêmico	1	3
Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Cará boi	Onívoro	Introduzida	-	3
Iguanodectidae	<i>Bryconops affinis</i> (Günther 1864)	Piaba verde	Onívoro	Nativo	8	3
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	Robalo	Carnívoro	Invasora/Marinha	1	2
Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i> (Kullander & Ferreira, 2006)	Tucunaré amarelo	Carnívoro	Introduzida	3	38
Cichlidae	<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> (Kullander, 1983)	Acará	Onívoro	Nativo	2	4
Curimatidae	<i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Aragú	Detritívoro	Nativo	2	588
Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1847)	Sarapó virescens	Onívoro	Nativo	2	4
Gerreidae	<i>Eugerres brasiliensis</i> (Valenciennes, 1830)	Carapeba	Onívoro	Invasora/Marinha	-	2
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	Carnívoro	Nativo	17	99
Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Bufão	Detritívoro	Nativo	-	8
Loricariidae	<i>Hypostomus francisci</i> (Lütken, 1874)	Cari	Detritívoro	Nativo	-	1
Anostomidae	<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	Piau preto	Onívoro	Nativo	-	8
Anostomidae	<i>Megaleporinus reinhardt</i> (Lütken, 1835)	Piau três pintas	Onívoro	Endêmico	-	99
Serrasalmidae	<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	Pacu CD	Onívoro	Introduzida	39	227
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilápia	Onívoro	Introduzida	-	1
Prochilodontidae	<i>Prochilodus argenteus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Xira	Detritívoro	Endêmico	1	9
Serrasalmidae	<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1819)	Piranha	Carnívoro	Endêmico	8	25
Anostomidae	<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner, 1875)	Piau branco	Herbívoro	Nativo	7	48
Serrasalmidae	<i>Serrasalmus brandtii</i> (Lütken 1875)	Pirambeba	Carnívoro	Endêmico	98	39
Sternopygidae	<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1847)	Sarapó macrurus	Onívoro	Nativo	10	29
Characidae	<i>Tetragonopterus chalceus</i> (Agassiz, 1829)	Piaba olho de boi	Onívoro	Endêmico	8	20
Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Cangati	Onívoro	Nativo	2	14
Triportheidae	<i>Triportheus guentheri</i> (Garman, 1890)	Piaba facão	Onívoro	Endêmico	10	4

Nº número de espécimes capturadas por espécie. Fonte: elaborado com os dados da autora (2022), com base em Britski *et al.* (1988), Barbosa *et al.* (2017) e Lessa e Nóbrega (2000).

## 5.1 COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE Hg NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO

Os resultados obtidos no período seco revelaram que a espécie *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) com hábito alimentar carnívoro apresentou a maior concentração média de Hg (0,1183 mg kg<sup>-1</sup>). Nas demais espécies, as médias variaram de 0,0066 mg kg<sup>-1</sup> *Metynnis lippincottianus* (Pacu cd) a 0,0749 mg kg<sup>-1</sup> *Anchoviella vaillanti* (Pilombeta). Os níveis máximos de Hg no músculo foram encontrados nas espécies com hábito alimentar carnívoro: *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá; 0,316 mg kg<sup>-1</sup>) e *Serrasalmus brandtii* (Pirambeba; 0,242 mg kg<sup>-1</sup>) (Tabela 3). No período chuvoso os resultados revelaram que a espécies com hábitos alimentares onívoro e carnívoro apresentaram as maiores concentrações médias de Hg no músculo, que variaram de 0,1228 mg kg<sup>-1</sup> na *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) a 0,1541 mg kg<sup>-1</sup> na *Bryconops affinis* (piaba verde). Nas demais espécies, as médias variaram de 0,0069 mg kg<sup>-1</sup> (cari) a 0,0983 mg kg<sup>-1</sup> *Serrasalmus brandtii* (pirambeba). Os níveis máximos de Hg no músculo foram encontrados nas espécies com hábito alimentar carnívoro: 0,6888 mg kg<sup>-1</sup> *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) e 0,3692 mg kg<sup>-1</sup> *Pygocentrus piraya* (piranha). Com esses resultados, foi possível observar tendência do aumento da concentração de mercúrio com o nível trófico (Tabela 3).

Os resultados do presente estudo estão de acordo com os encontrados por Moura *et al.* (2018) onde os mesmos estudaram as concentrações de Hg em 13 espécies de peixes na região estuarina do rio Jaguaribe, no Ceará, e concluiu que as maiores concentrações em peixes foram encontradas em espécies de hábitos alimentares carnívoro e onívoro, como *Lutjanus synagris* (ariacó; 0,257 mg kg<sup>-1</sup>) e *Archosargus rhomboidalis* (dourada do Atlântico; 0,228 mg kg<sup>-1</sup>), mas não encontraram diferenças significativas entre as concentrações médias entre peixes carnívoros e onívoros. Os autores relatam que pode estar relacionado às características biológicas, como tamanho, estado de maturação e composição da dieta. Estudos mostram que peixes de hábitos alimentares herbívoros e onívoros apresentam menores taxas de acumulação de Hg, devido à sua dieta ser à base de vegetais e algas, alimentos estes, que bioacumulam pouco Hg (BASTOS *et al.* 2007, 2008, KASPER *et al.*, 2009; NEVADO *et al.* 2010; KASPER *et al.*, 2012; YI; ZANG, 2012). Pinho *et al.* (2002), também observaram variações na concentração de Hg entre espécies com hábito alimentar distinto, sendo que, as maiores concentrações foram encontradas em espécies piscívoras. O hábito alimentar contribui para uma maior variância nas concentrações de Hg entre espécies, conforme a Figura 8.

**Tabela 3.** Espécie, nome popular, concentrações médias de mercúrio total no músculo e dados biométricos (comprimento total e peso corporal) de peixes capturados.

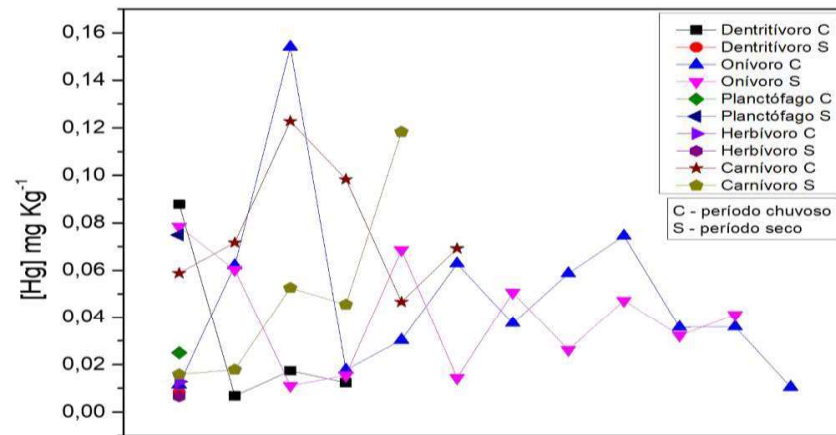
Espécie	Nome comum	Biometria				Concentrações de mercúrio total em peixe (mg kg <sup>-1</sup> )	
		Período Seco		Período Chuvoso		Período Seco	Período Chuvoso
		CT (cm)	PC (g)	CT (cm)	PC (g)		
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Lambiá	18,1±3,2 (12,3-23,6)	52,8±31,8 (12,3-120,0)	18,5±2,5 (13,0-4,2)	62,4±31,3 (13,4-142,4)	0,1183±0,0737 (0,0271-0,3160)	0,1228±0,1055 (0,0368-0,6888)
<i>Anchoviella vaillanti</i>	Pilombeta	14,5	20,5	14,5±0,8 (14,0-5,5)	21,4±2,9 (18,2-24,0)	0,0749	0,0249±0,0015 (0,0240-0,0400)
<i>Astronotus ocellatus</i>	Cará boi	-	-	22,2±2,5 (19,5-4,3)	329,1±31,3 (238,0-407,6)	-	0,0359±0,0400 (0,0093-0,0820)
<i>Bryconops affinis</i>	Piaba verde	11,6±0,7 (10,6-12,5)	16,7±4,1 (10,9-22,9)	10,8±1,7 (8,8-12,0)	14,8±8,9 (5,3-22,8)	0,0506±0,0328 (0,0185-0,1239)	0,1541±0,1053 (0,0602-0,2679)
<i>Centropomus parallelus</i>	Robalo	28,0	232,9	34,0±8,5 (28,0-40,0)	531,7±457,3 (208,3-855,0)	0,0158	0,0466±0,0051 (0,0431-0,0502)
<i>Cichla kelberi</i>	Tucunará amarelo	23,5±0,5 (23,0-24,0)	167,3±18,6 (150,0-187,0)	22,4±4,3 (13,5-31,5)	209,5±140,0 (40,2-585,0)	0,0178±0,0063 (0,0116-0,0241)	0,0588±0,0184 (0,0343-0,1178)
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	Acará	13,0±1,4 (12,0-14,0)	75,0±36,3 (49,3-100,7)	13,1±0,2 (12,9-13,3)	82,6±19,8 (69,5-112,0)	0,00154±0,0061 (0,0111-0,0197)	0,0358±0,0164 (0,0173-0,0515)
<i>Curimatella lepidura</i>	Aragú	12,6±2,1 (11,1-14,0)	20,2±6,9 (15,3-25,0)	11,3±2,4 (8,3-15,0)	28,1±19,4 (6,0-60,1)	0,0111±0,0033 (0,0088-0,0135)	0,0173±0,0072 (0,0051-0,0341)
<i>Eigenmannia virescens</i>	Sarapó virescens	21,7±3,0 (19,5-23,8)	26,0±4,8 (22,6-29,4)	28,2±2,1 (27,0-31,3)	58,9±15,0 (49,3-81,2)	0,0686±0,0064 (0,0641-0,0731)	0,0303±0,0192 (0,0124-0,0546)
<i>Eugerres brasiliensis</i>	Carapeba	-	-	23,6±0,3 (23,4-23,8)	232,8±9,8 (225,8-239,7)	-	0,0785±0,0060 (0,0742-0,0827)
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	25,2±2,7 (21,7-29,0)	184,0±54,6 (112,2-285,3)	24,8±3,6 (16,0-35,0)	218,2±83,9 (45,0-459,0)	0,0411±0,0260 (0,0126-0,1003)	0,0717±0,0505 (0,0189-0,2125)
<i>Hoplosternum littorale</i>	Bufão	-	-	18,1±0,6 (17,0-19,0)	113,5±10,2 (98,8-129,0)	-	0,0879±0,0496 (0,0173-0,1530)
<i>Hypostomus francisci</i>	Cari	-	-	16,0± (16,0-16,0)	53,5± (53,5-53,5)	-	0,0069
<i>Leporinus piau</i>	Piau preto	-	-	23,5±6,5 (17,6-34,4)	170,8±113,7 (76,0-415,7)	-	0,0587±0,0391 (0,0229-0,1373)
<i>Megaleporinus reinhardti</i>	Piau três pintas	-	-	14,7±2,8 (10,6-18,9)	44,7±26,0 (15,9-96,7)	-	0,0177±0,0076 (0,0079-0,0400)
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Pacu CD	11,8±1,6 (8,2-14,8)	42,6±18,4 (11,4-83,6)	12,0±1,8 (8,9-15,2)	44,8±19,5 (18,8-87,5)	0,0066±0,0048 (0,0022-0,0275)	0,0105±0,0044 (0,0049-0,0247)
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	-	-	25,5± (25,5-25,5)	285,4±26,0 (285,4-285,4)	-	0,0115 (0,0115-0,0115)
<i>Prochilodus argenteus</i>	Xira	33,0	468,4	24,3±5,7 (20,5-39,1)	190,5±58,8 (117,0-274,1)	0,0083	0,0124±0,0034 (0,0077-0,0189)

(Continua)

								(Continuação)
<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha	20,1±3,9 (14,0-25,2)	212,1±119,2 (65,9-402,7)	18,4±5,2 (8,6-31,5)	218,8±6,4 (15,8-1085,0)	0,0526±0,0434 (0,0091-0,1398)	0,0692±0,3692 (0,0150-0,0193)	
<i>Schizodon knerii</i>	Piau branco	31,4±1,1 (29,7-33,0)	394,7±49,2 (318,3-465,0)	16,6±5,9 (11,3-37,5)	79,6±147,8 (17,1-695,0)	0,0144±0,0118 (0,0061-0,0398)	0,0128±0,0193 (0,0016-0,0939)	
<i>Serrasalmus brandtii</i>	Pirambeba	14,9±4,2 (7,1-29,1)	72,8±62,0 (4,9-429,3)	17,4±4,1 (8,1-23,80)	128,3±68,4 (9,1-276,2)	0,0456±0,0466 (0,0060-0,2421)	0,0983±0,0595 (0,0195-0,2225)	
<i>Sternopygus macrurus</i>	Sarapó macrurus	31,1±2,1 (26,0-33,0)	118,5±38,0 (34,9-190,0)	29,0±10,4 (14,0-57,0)	87,6±68,8 (11,5-196,0)	0,0322±0,0132 (0,0180-0,0603)	0,0629±0,0353 (0,0228-0,1617)	
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Piaba olho de boi	8,3±1,1 (7,3-9,8)	9,6±3,6 (6,4-16,0)	9,2±1,1 (6,8-11,4)	17,0±6,4 (5,1-32,3)	0,0262±0,0147 (0,0138-0,0543)	0,0621±0,0293 (0,0131-0,1186)	
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Cangati	15,9±0,9 (15,2-16,5)	73,0±10,0 (65,9-80,0)	16,3±0,8 (14,9-17,5)	79,0±17,3 (59,0-116,7)	0,0602±0,0253 (0,0423-0,0782)	0,0745±0,0324 (0,0358-0,1282)	
<i>Triportheus guentheri</i>	Piaba facão	13,6±1,2 (11,5-15,5)	30,5±7,7 (23,5-49,0)	12,3±3,1 (10,1-14,5)	22,3±16,5 (10,6-34,0)	0,0472±0,0251 (0,0125-0,0948)	0,0375±0,0358 (0,0122-0,0628)	

CT Comprimento total e PC peso corporal. Fonte: elaborado com os dados da autora (2022)

**Figura 8.** Concentrações médias de Hg e hábito alimentar das espécies de peixes coletadas no Baixo São Francisco.



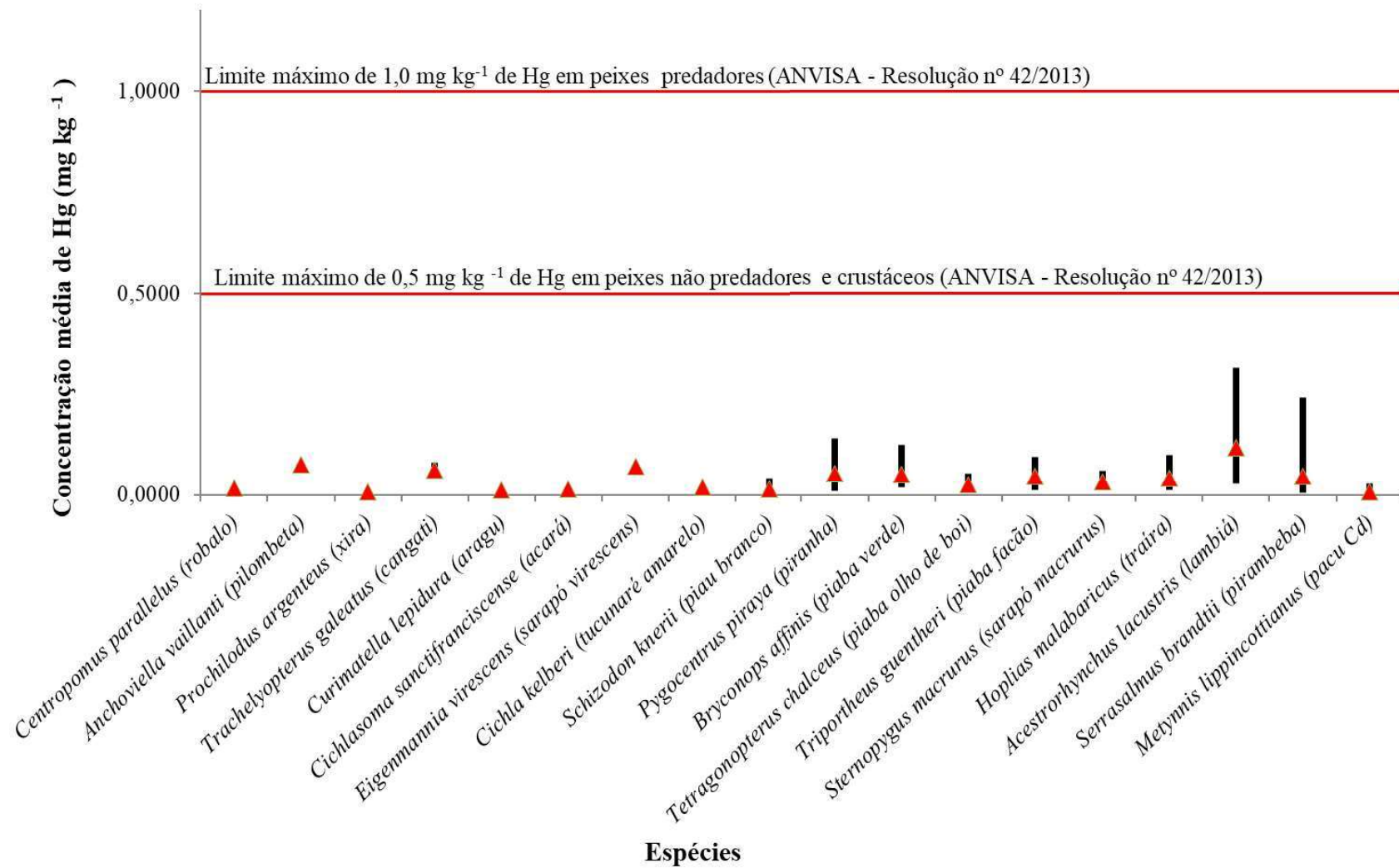
Fonte: elaborado pela autora (2022)

É possível perceber através da Tabela 3 e Figura 8, que as espécies se comportaram em ambos os períodos da mesma forma, com exceção da *Bryconops aff. affinis* (piaba verde). A espécie *Bryconops aff. affinis* é uma espécie ativa, prefere ambientes de correnteza reduzida e com muita vegetação. São onívoros, podendo ingerir algas, organismos planctônicos, demais invertebrados, como insetos aquáticos ou terrestres (que caem na água por acaso), e restos de frutos, sementes e pedaços de talos e folhas (REIS, 1989). Os valores mais elevados de Hg no período chuvoso, podem ser atribuídos ao revolvimento do sedimento ou aspectos reprodutivos da espécie, já que nessa época os peixes não se alimentam e utilizam suas reservas corpóreas, o que pode influenciar as diferentes concentrações do metal (JESUS & CARVALHO, 2008). De acordo com Soares *et al.* (2016) as espécies onívoras, possivelmente, possuem baixas concentrações de Hg em músculo devido à dieta alimentar destas ser composta por diversificados itens alimentares.

## 5.2 COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES MÉDIA DE Hg COM A LEGISLAÇÃO

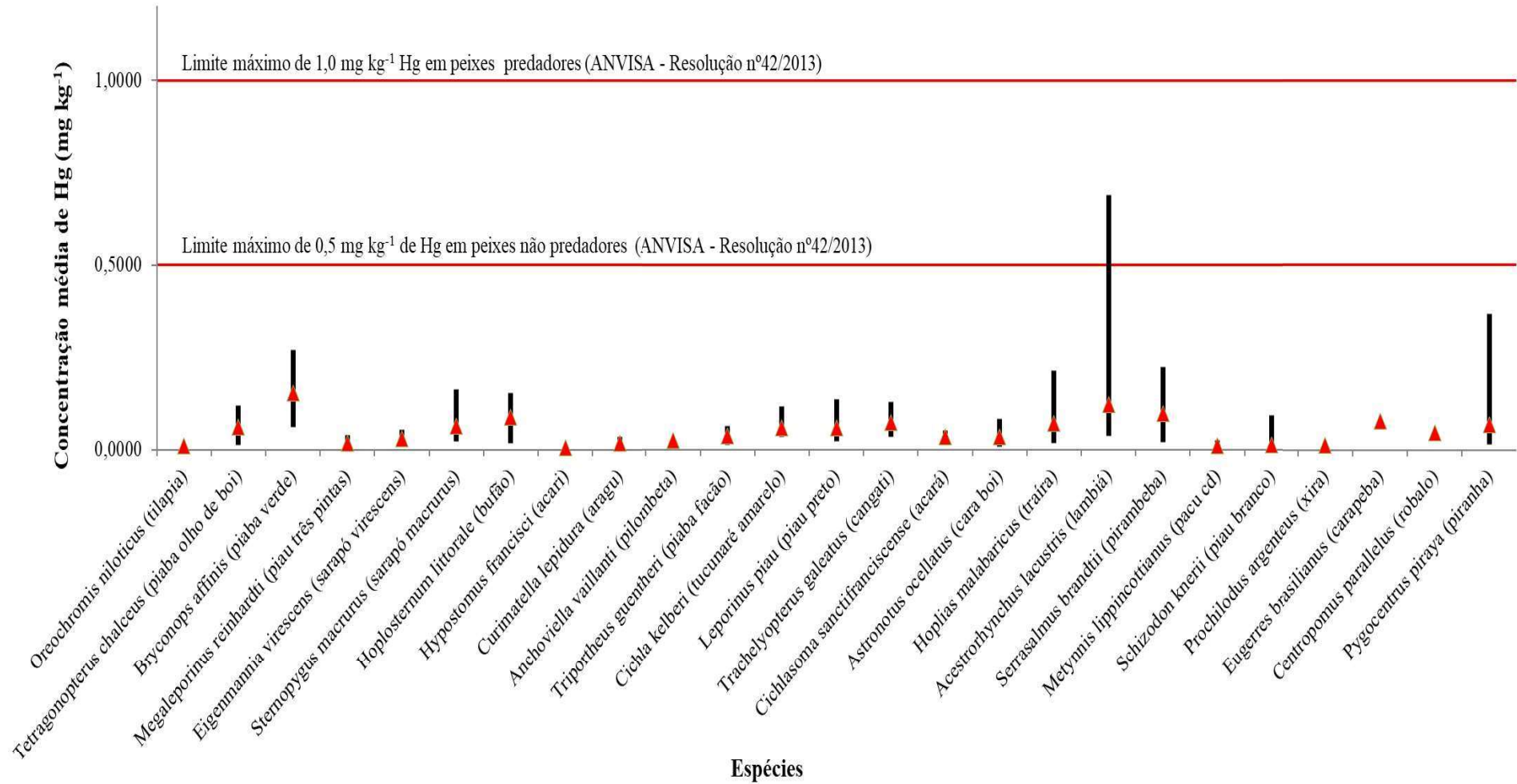
Em todas as espécies estudadas no período seco (Figuras 9) e chuvoso (Figura 10), as concentrações médias ficaram abaixo do limite máximo tolerável do mercúrio no pescado para consumo, que é de 0,5 mg kg<sup>-1</sup> de Hg em peixes não predadores e de 1,0 mg kg<sup>-1</sup> em peixes predadores, instituído pela ANVISA. Considerando cada espécie, os valores, mínimo e máximo, de mercúrio no tecido muscular apresentaram ampla dispersão.

**Figura 9.** Concentrações médias de Hg no músculo das espécies de peixes coletadas no período seco, em relação ao limite estabelecido por lei no Brasil



Fonte: elaborado pela autora (2022)

**Figura 10.** Concentrações médias de Hg no músculo das espécies de peixes coletadas no período chuvoso, em relação ao limite estabelecido por lei no Brasil.



Fonte: elaborado pela autora (2022)



Os resultados obtidos permitiram analisar se os peixes capturados na região do Baixo São Francisco estavam de acordo com os parâmetros da legislação brasileira em relação aos Limites Máximos Toleráveis do mercúrio no pescado para consumo.

Os resultados do presente estudo estão de acordo com os encontrados por Lima *et al.* (2015), que identificaram altas concentrações de mercúrio nas espécies *Hoplias malabaricus* (traíra; 0,570 mg kg<sup>-1</sup>) e *Serrasalmus rhombeus* (piranha preta; 0,548 mg kg<sup>-1</sup>), apresentando valores que não ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação brasileira. Todas essas espécies são de hábito carnívoro e estão no topo da cadeia alimentar aquática (Lima *et al.*, 2005).

Corroborando com Soares *et al.* (2016), os quais observaram que as espécies de peixe *Hoplias malabaricus* (traíra; 0,573 mg kg<sup>-1</sup>), *Serrasalmus rhombeus* (piranha preta; 0,589 mg kg<sup>-1</sup>), *Acestrorhynchus falcirostris* (peixe cachorro; 0,563 mg kg<sup>-1</sup>), *Hypophthalmus marginatus* (mapará; 0,515 mg kg<sup>-1</sup>) e *Leporinus friderici* (aracu; 0,227 mg kg<sup>-1</sup>), não apresentaram concentrações acima dos limites estipulados pela ANVISA. Os autores concluíram que a espécie (*H. marginatus*), planctívora, apresentou níveis elevados de Hg, comparáveis às concentrações encontradas nas espécies carnívoras e piscívoras.

Em estudo realizado por Silva *et al.* (2020), os peixes *Centropomus parallelus* (robalo; 0,1200 mg kg<sup>-1</sup>), *Cichla monoculus* (tucunaré; 0,0900 mg kg<sup>-1</sup>) e *Hoplias microcephalus* (traíra; 0,0800 mg kg<sup>-1</sup>) apresentaram maiores concentrações de Hg, como era esperado, para as espécies de nível trófico elevado, devido à biomagnificação ao longo da cadeia alimentar. Estes resultados corroboram com os encontrados por Silva *et al.* (2022), que também observaram maiores concentrações de Hg nas espécies de peixes *Pygocentrus piraya* (piranha-verdadeira; 0,1900 mg kg<sup>-1</sup>) e *Cichla monoculus* (tucunaré; 0,1800 mg kg<sup>-1</sup>), de elevado nível trófico.

Em concordância, Gomes *et al.* (2021) também observaram concentrações elevadas de Hg em espécies com hábito alimentar carnívoro, onde apresentaram as maiores concentrações médias de mercúrio em músculo, com destaque para *Serrasalmus brandtii* (pirambeba; 0,4147) e *Pygocentrus piraya* (piranha; 0,1774 mg kg<sup>-1</sup>). Nenhuma das espécies de peixes analisadas por Silva *et al.* (2020), Gomes *et al.* (2021) e Silva *et al.* (2022) apresentaram concentração de Hg acima do Limite Máximo de Tolerância pela legislação brasileira ANVISA.

Para facilitar a comparação entre os resultados obtidos neste trabalho com os valores da literatura, a Tabela 4 é apresentada.

**Tabela 4.** Comparação das concentrações médias de mercúrio total Hg (mg kg<sup>-1</sup>) em relação aos encontrados na literatura.

Espécie	Período		Hg	Referência	Espécie que pertence ao mesmo Gênero	Hg	Referência
	Hg (Seco)	Hg (Chuvoso)					
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (lambíá)	0,1183	0,1228			<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i> (lambíá)	0,5630	Soares <i>et al.</i> , 2016
					<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (uêua)	1,2920	Basto <i>et al.</i> , 2008
<i>Centropomus parallelus</i> (robalo)	0,0158	0,0466	0,0695	Moura <i>et al.</i> , 2018		0,3200	Lima <i>et al.</i> , 2015
					<i>Cichla Piquiti</i> (tucunaré azul)	0,1100	Gomes <i>et al.</i> , 2021
<i>Cichla kelberi</i> (tucunaré amarelo)	0,0178	0,0588	0,1800	Silva <i>et al.</i> , 2022	<i>Cichla monoculus</i> (tucunaré)	0,5240	Basto <i>et al.</i> , 2008
					<i>Cichla ocellaris</i> (tucunaré)	0,4280	Basto <i>et al.</i> , 2008
					<i>Cichla sp.</i> (tucunaré açú)	0,3050	Basto <i>et al.</i> , 2008
					<i>Cichla temensis</i> (tucunaré paca)	0,4190	Basto <i>et al.</i> , 2008
<i>Eigenmannia virescens</i> (sarapó virescens)	0,0686	0,0303	0,0790	Moura <i>et al.</i> , 2018	<i>Eigenmannia trilineata</i> (ituí)	0,3450	Lima <i>et al.</i> , 2015
<i>Eugerres brasiliensis</i> (carapeba)		0,0785	0,1600	Silva <i>et al.</i> , 2019			
			0,1600	Silva <i>et al.</i> , 2020			
<i>Hoplias malabaricus</i> (traira)	0,0411	0,0717	0,5700	Lima <i>et al.</i> , 2015	<i>Hoplias intermedius</i> (trairão)	0,0932	Gomes <i>et al.</i> , 2021
			0,5730	Soares <i>et al.</i> , 2016	<i>Hoplias aimara</i> (trairão)	0,5350	Lima <i>et al.</i> , 2015
<i>Leporinus piau</i> (piauí preto)		0,0587	0,0703	Gomes <i>et al.</i> , 2021	<i>Leporinus friderici</i> (acarú piauí)	0,2350	Lima <i>et al.</i> , 2015
<i>Megaleporinus reinhardti</i> (piauí três pintas)		0,0177	0,0609	Gomes <i>et al.</i> , 2021			
<i>Metynnis lippincottianus</i> (pacu CD)	0,0066	0,0105	0,0600	Silva <i>et al.</i> , 2019			
			0,0070	Silva <i>et al.</i> , 2022			

(Continua)

(Continuação)

<i>Oreochromis niloticus</i> (tilápia)		0,0115	0,0500	Silva <i>et al.</i> , 2019			
<i>Prochilodus argenteus</i> (xira)	0,0083	0,0124	0,0407	Gomes <i>et al.</i> , 2021	<i>Prochilodus costatus</i> (curimatã piosa)	0,0269	Gomes <i>et al.</i> , 2021
<i>Pygocentrus piraya</i> (piranha)	0,0526	0,0692	0,1774	Gomes <i>et al.</i> , 2021	<i>Pygocentrus nattereri</i> (piranha vermelha)	0,3650	Lima <i>et al.</i> , 2015
			0,1900	Silva <i>et al.</i> , 2022			
<i>Schizodon knerii</i> (piauí branco)	0,0144	0,0128	0,0300	Silva <i>et al.</i> , 2020			
			0,0520	Gomes <i>et al.</i> , 2021			
						0,5890	Soares <i>et al.</i> , 2016
			0,0500	Silva <i>et al.</i> , 2019	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (piranha preta)	0,7810	Basto <i>et al.</i> 2008
						0,5480	Lima <i>et al.</i> , 2015
<i>Serrasalmus brandtii</i> (pirambeba)	0,0456	0,0983			<i>Serrasalmus sp</i> (piranha branca)	0,5370	Basto <i>et al.</i> , 2008
					<i>Serrasalmus Eigenmanni</i> (piranha amarela)	1,6970	Basto <i>et al.</i> , 2008
			0,4147	Gomes <i>et al.</i> , 2021		0,2100	Lima <i>et al.</i> , 2015
					<i>Serrasalmus spilopleura</i> (piranha branca)	0,2940	Basto <i>et al.</i> , 2008
						0,1650	Lima <i>et al.</i> , 2015
<i>Sternopygus macrurus</i> (sarapó macrurus)	0,0322	0,0629	0,1100	Lima <i>et al.</i> , 2015			

---

### 5.3 MATRIZ DE CORRELAÇÃO

Para espécies com número de espécimes maior que 3, foi calculada a matriz de correlação, mostrando os coeficientes de correlação de Pearson e a significância ( $p < 0,05$ ), que medem o grau de relação linear entre cada par dos seguintes parâmetros: concentração de Hg no músculo, comprimento total e peso corporal.

Os resultados obtidos no período seco, neste trabalho, indicaram correlação muito forte (Tabela 5) entre o comprimento total e o peso corporal do *Schizodon knerii* (piauí branco) ( $r=0,9772$  e  $p < 0,0001$ ), da *Pygocentrus piraya* (piranha) ( $r=0,9772$  e  $p < 0,0001$ ), da *Tetragonopterus chalceus* (piaba olho de boi) ( $r=0,9545$  e  $p=0,0002$ ); forte correlação entre o comprimento total e o peso corporal da *Bryconops affinis* (piaba verde) ( $r=0,7921$  e  $p=0,0191$ ), da *Triportheus guentheri* (piaba facão) ( $r=0,7186$  e  $p=0,0192$ ), da *Hoplias malabaricus* (traíra) ( $r=0,9525$  e  $p < 0,0001$ ), da *Serrasalmus brandtii* (pirambeba) ( $r=0,8884$  e  $p < 0,0001$ ), do *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) ( $r=0,9704$  e  $p < 0,0001$ ) e do *Metynnis lippincottianus* (pacu cd) ( $r=0,9230$  e  $p < 0,0001$ ), uma moderada correlação foi observada entre o comprimento total e o peso corporal do *Sternopygus macrurus* (sarapó macrurus) ( $r=0,6650$  e  $p=0,0358$ ); houve forte correlação entre o comprimento total e as concentrações de Hg no músculo do *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) ( $r=0,7074$  e  $p=0,0005$ ) e da *Serrasalmus brandtii* (pirambeba) ( $r=0,7064$  e  $p < 0,0001$ ), foi possível constatar correlação moderada entre peso corporal e as concentrações de Hg no músculo do *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) ( $r=0,6437$  e  $p < 0,0022$ ) e da *Serrasalmus brandtii* (pirambeba) ( $r=0,6647$  e  $p < 0,0001$ ).

Já no período chuvoso, os resultados obtidos indicaram que houve forte correlação positiva altamente significativa (Tabela 6) entre o comprimento total e o peso corporal do (aragú) ( $r=0,9907$  e  $p=0,0001$ ), da *Tetragonopterus chalceus* (piaba olho de boi) ( $r=0,9640$  e  $p < 0,0001$ ), do *Megaleporinus reinhardti* (piauí três pintas) ( $r=0,9602$  e  $p < 0,0001$ ), da *Hoplias malabaricus* (traíra) ( $r=0,9576$  e  $p < 0,0001$ ), da *Serrasalmus brandtii* (pirambeba) ( $r=0,9499$  e  $p < 0,0001$ ), do *Cichla kelberi* (tucunaré amarelo) ( $r=0,9393$  e  $p < 0,0001$ ), do *Metynnis lippincottianus* (pacu cd) ( $r=0,9379$  e  $p < 0,0001$ ), do *Schizodon knerii* (piauí branco) ( $r=0,9261$  e  $p < 0,0001$ ) e da *Pygocentrus piraya* (piranha) ( $r=0,9051$  e  $p < 0,0001$ ); forte correlação entre o comprimento total e o peso corporal do *Sternopygus macrurus* (sarapó macrurus) ( $r=0,8869$  e  $p < 0,0001$ ), do *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) ( $r=0,8769$  e  $p < 0,0001$ ), do *Trachelyopterus galeatus* (cangati) ( $r=0,8678$  e  $p < 0,0001$ ) e do *Leporinus piau*

(piauí preto) ( $r= 0,8169$  e  $p<0,0001$ ); moderada correlação foi observada entre o comprimento total e o peso corporal do *Hoplosternum littorale* (bufão) ( $r=0,6530$  e  $p=0,0791$ ); forte correlação também obtida entre o comprimento total e as concentrações de Hg no músculo da *Pygocentrus piraya* (piranha) ( $r=0,8772$  e  $p< 0,0001$ ), da *Serrasalmus brandtii* (pirambeba) ( $r=0,5599$  e  $p<0,0036$ ), da *Sternopygus macrurus* (sarapó macrurus) ( $r= - 0,7512$  e  $p<0,0001$ ), do *Curimatella lepidura* (aragú) ( $r=0,5725$  e  $p=0,0009$ ), *Cichla kelberi* (tucunaré amarelo) ( $r= 0,6996$  e  $p= 0,0001$ ) e *Leporinus piau* (piauí preto) ( $r= 0,8772$  e  $p= < 0,0001$ ), correlação moderada entre peso corporal e as concentrações Hg no músculo do *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) ( $r=0,6437$  e  $p<0,0022$ ) e do *Sternopygus macrurus* (sarapó macrurus) ( $r = - 0,6668$  e  $p= 0,0001$ ).

**Tabela 5.** Coeficiente de determinação e significância para os dados biométricos em relação às concentrações de Hg ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em músculo de peixe do período seco.

Espécie	Nome comum	r (Pearson)/(p)		
		CT e PC	CT e Hg-M	PC e Hg-M
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Lambiá	<b>0,9704</b>	<b>0,7074</b>	<b>0,6437</b>
		<b>&lt; 0,0001</b>	<b>0,0005</b>	<b>0,0022</b>
<i>Bryconops affinis</i>	Piaba verde	<b>0,7912</b>	0,3118	0,6301
		<b>0,0191</b>	0,4522	0,0940
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	<b>0,9525</b>	0,3872	0,5319
		<b>&lt; 0,0001</b>	0,1243	0,0279
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Pacu cd	<b>0,9230</b>	0,2091	0,2125
		<b>&lt; 0,0001</b>	0,2014	0,1940
<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha	<b>0,9772</b>	0,2858	0,2018
		<b>&lt; 0,0001</b>	0,4926	0,6317
<i>Schizodon knerii</i>	Piauí branco	<b>0,9772</b>	0,2858	0,2018
		<b>&lt; 0,0001</b>	0,4926	0,6317
<i>Serrasalmus brandtii</i>	Pirambeba	<b>0,8884</b>	<b>0,7064</b>	<b>0,6647</b>
		<b>&lt; 0,0001</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>&lt; 0,0001</b>
<i>Sternopygus macrurus</i>	Sarapó macrurus	<b>0,6650</b>	-0,1358	-0,0887
		<b>0,0358</b>	0,7084	0,8075
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Piaba olho de boi	<b>0,9545</b>	0,3288	0,4986
		<b>0,0002</b>	0,4265	0,2084
<i>Triportheus guentheri</i>	Piaba facão	<b>0,7186</b>	0,0060	-0,0284
		<b>0,0192</b>	0,9869	0,9437

CT: Comprimento total; PC: Peso corporal; Hg-M: Concentração de mercúrio no músculo; r: Coeficiente de determinação; p: Significância; os valores em negrito evidenciam tendência significativa de bioacumulação.

Todas as espécies de predadores mostraram correlação positiva significativa entre as concentrações de Hg em músculo de peixe, mas nem todas apresentaram correlação positiva

significativa entre a concentração de Hg e o peso corporal do peixe. Isso pode ser devido à variabilidade da forma química de Hg na coluna de água e em material alimentar, e/ou diferenças na fisiologia dos peixes.

**Tabela 6.** Coeficiente de determinação e significância para os dados biométricos em relação às concentrações de Hg ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em músculo de peixe do período chuvoso.

Espécie	Nome comum	r (Pearson)/(P)		
		CT e PC	CT e Hg-M	PC e Hg-M
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Lambiá	<b>0,8769</b>	0,1802	0,2023
		< <b>0,0001</b>	0,2724	0,2167
<i>Cichla kelberi</i>	Tucunará amarelo	<b>0,9393</b>	<b>0,6996</b>	<b>0,7733</b>
		< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	Acará	-0,2842	-0,7881	0,6615
		0,7158	0,2118	0,3384
<i>Curimatella lepidura</i>	Aragú	<b>0,9907</b>	<b>0,5725</b>	<b>0,5929</b>
		< <b>0,0001</b>	<b>0,0009</b>	<b>0,0005</b>
<i>Eigenmannia virescens</i>	Sarapó virescens	-0,3329	-0,4142	0,3492
		0,6671	0,5858	0,6508
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	<b>0,9576</b>	<b>0,5922</b>	<b>0,6847</b>
		< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>
<i>Hoplosternum littorale</i>	Bufão	0,6530	-0,3760	-0,0457
		0,0791	0,3585	0,9144
<i>Leporinus piau</i>	Piau preto	<b>0,8169</b>	<b>0,8772</b>	0,5894
		<b>0,0133</b>	<b>0,0042</b>	0,1241
<i>Megaleporinus reinhardti</i>	Piau três pintas	<b>0,9602</b>	0,1321	0,1052
		< <b>0,0001</b>	0,5682	0,6500
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Pacu cd	<b>0,9379</b>	<b>0,4992</b>	<b>0,4604</b>
		< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>	<b>0,0002</b>
<i>Prochilodus argenteus</i>	Xira	-0,3133	0,6074	<b>-0,8599</b>
		0,4116	0,0827	<b>0,0029</b>
<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha	<b>0,9051</b>	<b>0,5599</b>	0,3618
		< <b>0,0001</b>	<b>0,0036</b>	0,0755
<i>Schizodon knerii</i>	Piau branco	<b>0,9261</b>	<b>0,8417</b>	<b>0,9722</b>
		< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>
<i>Serrasalmus brandtii</i>	Pirambeba	<b>0,9499</b>	<b>0,7742</b>	<b>0,8513</b>
		< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>
<i>Sternopygus macrurus</i>	Sarapó macrurus	<b>0,8869</b>	<b>-0,6668</b>	<b>-0,7512</b>
		< <b>0,0001</b>	<b>0,0001</b>	< <b>0,0001</b>
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Piaba olho de boi	<b>0,9640</b>	0,4953	0,4117
		< <b>0,0001</b>	0,0716	0,1435
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Cangati	<b>0,8678</b>	<b>0,5556</b>	0,4711
		< <b>0,0001</b>	<b>0,0391</b>	0,0890

CT: Comprimento total; PC: Peso corporal; Hg-M: Concentração de mercúrio no músculo; r: Coeficiente de determinação; p: Significância; os valores em negrito evidenciam tendência significativa de bioacumulação.

Os resultados obtidos neste estudo, com peixes de diferentes hábitos alimentares, capturados no ponto amostral na região do Baixo São Francisco, são similares aos de outros estudos e demonstram tendência geral do aumento da concentração de Hg com o nível trófico, devido à bioacumulação do Hg ao longo da cadeia alimentar (SOARES *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2020; GOMES *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2022), comprovando que os maiores teores de Hg são observados em peixes carnívoros, que são considerados do topo da cadeia.

Espécies de peixes predadores, como os carnívoros, tendem a concentrar maiores quantidades de Hg em seu músculo do que aquelas pertencentes às outras categorias alimentares, resultado que coincide com o observado anteriormente por diversos autores (BARBOSA *et al.*, 2003; BASTOS *et al.*, 2008; BELTRAN-PEDREROS *et al.*, 2011; SILVA, 2012). A variação na bioacumulação de Hg em músculo de peixes é esperada devido à diversidade de estratégias alimentares, além de outros fatores, como a mobilidade, localização de forrageio, características migratórias, bem como as diferentes formas de metabolização do Hg de cada espécie (BARBOSA *et al.*, 2003). Segundo Goulding *et al.* (1988), alguns peixes podem mudar as estratégias de aquisição de alimentos durante seu ciclo de vida. Independentemente do nível trófico, a concentração de Hg em peixe varia consideravelmente, mesmo quando considera o tamanho ou peso.

Os resultados se assemelham aos obtidos por Silva *et al.* (2022), onde foi observada correlação positiva significativa entre a concentração de Hg e o peso corporal das espécies coletadas: *Cichla monoculus* (tucunaré), *Centropomus parallelus* (robalo) e *Pygocentrus piraya* (piranha), todas as espécies de hábito alimentar carnívoro. Em relação à *Serrasalmus brandtii* (pirambeba), os dados sugerem tendência de correlação positiva entre a concentração de Hg e o peso corporal. Em relação aos peixes onívoros mais capturados nas redes de emalhar, *Metynnis maculatus* (pacu-disco) e *Megaleporinus obtusidens* (piauí três pintas), não foi observada correlação entre a concentração de Hg e o peso corporal dos exemplares coletados.

Informações que corroboram com Gomes *et al.* (2021), onde observaram que houve forte correlação positiva altamente significativa entre as concentrações musculares e o comprimento total do *Cichla Piquiti* (tucunaré azul) ( $r=0,7279$  e  $p<0,0001$ ); entre as concentrações musculares e o peso corporal de *Pygocentrus piraya* (piranha) ( $r=0,7154$  e  $p<0,0027$ ), *Schizodon Knerii* (piauí branco) ( $r= 0,7883$  e  $p<0,0014$ ) e *Cichla Piquiti* (tucunaré azul) ( $r= 0,6500$  e  $p<0,0001$ ). Já Soares *et al.* (2016) observaram correlação linear positiva entre as concentrações de Hg e o comprimento padrão do *Hoplias malabaricus* (traíra)

( $r=0,677$  e  $p < 0,001$ ) e do *Serrasalmus rhombeus* (piranha preta) ( $r=0,446$  e  $p = 0,009$ ), ocorrendo também em *Cichla temensis* (tucunaré) ( $r=0,532$  e  $p=0,050$ ), em relação ao comprimento padrão; e entre as concentrações musculares e o peso corporal do *Hoplias malabaricus* (traíra) ( $r=0,687$  e  $p < 0,001$ ) e do *Serrasalmus rhombeus* (piranha preta) ( $r=0,443$  e  $p < 0,009$ ).

#### 5.4 QUOCIENTE DE RISCO (QR)

A avaliação dos níveis de Hg em peixes capturados localmente é o primeiro passo para avaliar o risco para a população humana, devido à contaminação ambiental por esse elemento (NIENCHESKI *et al.*, 2001). No cálculo do quociente de risco (QR), associado ao consumo de pescado, foi considerada a concentração média do Hg total no músculo, que é apontada como a parte comestível do peixe (Tabela 7).

**Tabela 7.** Valores do QR associado ao consumo de pescado para o mercúrio.

Espécies	Nome comum	Período	
		QR (Seco)	QR(Chuvoso)
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Lambiá	0,1217	0,1263
<i>Anchoviella vaillanti</i>	Pilombeta	0,0771	0,0256
<i>Astronotus ocellatus</i>	Cará boi	-	0,0370
<i>Bryconops affinis</i>	Piaba verde	0,0521	0,1585
<i>Centropomus parallelus</i>	Robalo	0,0163	0,0480
<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré amarelo	0,0183	0,0605
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	Acará	0,0158	0,0368
<i>Curimatella lepidura</i>	Aragú	0,0114	0,0178
<i>Eigenmannia virescens</i>	Sarapó virescens	0,0706	0,0312
<i>Eugerres brasiliensis</i>	Carapeba	-	0,0807
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	0,0423	0,0737
<i>Hoplosternum littorale</i>	Bufão	-	0,0904
<i>Hypostomus francisci</i>	Cari	-	0,0070
<i>Leporinus piau</i>	Piau preto	-	0,0604
<i>Megaleporinus reinhardti</i>	Piau três pintas	-	0,0182
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Pacu CD	0,0067	0,0108
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	-	0,0118
<i>Prochilodus argenteus</i>	Xira	0,0086	0,0128
<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha	0,0541	0,0712
<i>Schizodon knerii</i>	Piau branco	0,0148	0,0132
<i>Serrasalmus brandtii</i>	Pirambeba	0,0469	0,1012
<i>Sternopygus macrurus</i>	Sarapó macrurus	0,0332	0,0646
<i>Tetragonopterus chalcus</i>	Piaba olho de boi	0,0269	0,0638
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Cangati	0,0620	0,0767
<i>Triportheus guentheri</i>	Piaba facão	0,0485	0,0385



É possível perceber que tanto no período seco como no período chuvoso, todas as espécies apresentaram QR inferiores a 1. De acordo com USEPA (1989), valores de QR menores que 1 não representam situação de risco ao consumidor.

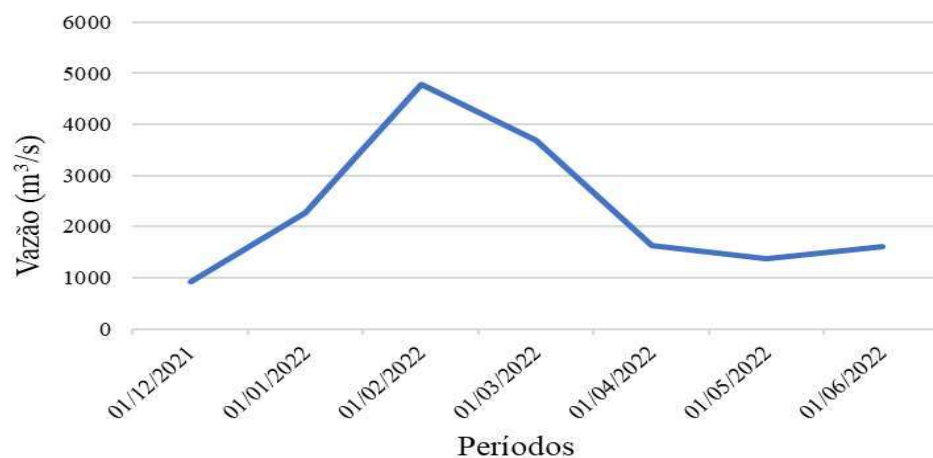
O resultado obtido se assemelha com os relatados por Silva *et al.* (2022) e Silva *et al.* (2020), onde os mesmos constataram que nenhuma das espécies avaliadas apresentou quociente de risco maior que 1 ( $QR > 1$ ), e não representam risco à saúde humana associado ao consumo do pescado. No entanto, diferente da pesquisa sobre metais em peixes marinhos comercializados no nordeste do Brasil, conduzida por Silva *et al.* (2019), os mesmos obtiveram valores de QR de Hg que variaram de 0,00 a 1,28, sendo os maiores valores nas espécies *Centropomus undecimalis* (robalo) com 1,28 e *Seriola spp* (amberjack) com 1,13, indicando potenciais riscos à saúde humana.

Esta análise é importante, especialmente, para a população ribeirinha, que depende da ingestão direta dessa valiosa fonte de proteína para segurança alimentar.

## 5.5 CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA

A figura 11 ilustra as vazões na estação fluviométrica de Propriá (SE) durante os anos de 2021 a 2022 e a conseqüente diminuição dos valores de vazão neste período.

**Figura 11.** Vazões médias mensais do rio São Francisco em Propriá-SE entre 2021 a 2022.



**Fonte:** elaborado pela autora (2022)

Foi observada nítida diferença na quantidade de espécimes e espécies, quando comparados os períodos seco e chuvoso, onde o período chuvoso apresentou uma maior

riqueza de diversidade. A presença de espécies marinhas nesse trecho do rio distante da foz do rio São Francisco pode ser atribuída ao avanço da cunha salina, como consequência da diminuição da vazão do rio que possibilitou o deslocamento dos peixes à montante. Apesar das diferenças entre as coletas, foram capturadas nas duas estações as espécies *Cichlasoma sanctifranciscense* (acará), *Curimatella lepidura* (aragú), *Trachelyopterus galeatus* (cangati), *Prochilodus argenteus* (xira), *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá), *Metynnis lippincottianus* (pacu cd), *Triportheus guentheri* (piaba facão), *Tetragonopterus chalceus* (piaba olho de boi), *Bryconops affinis* (piaba verde), *Schizodon knerii* (piauí branco), *Anchoviella vaillanti* (pilombeta), *Serrasalmus brandtii* (pirambeba), *Pygocentrus piraya* (piranha), *Centropomus parallelus* (robalo), *Sternopygus macrurus* (sarapó macrurus), *Eigenmannia virescens* (sarapó virescens), *Hoplias malabaricus* (traíra) e *Cichla kelberi* (tucunaré amarelo). Estiveram restritas à estação chuvosa as espécies *Eugerres brasilianus* (carapeba), *Astronotus ocellatus* (cará boi), *Oreochromis niloticus* (tilápia), *Hoplosternum littorale* (bufão), *Leporinus piau* (piauí preto), *Megaleporinus reinhardti* (piauí três pintas) e *Hypostomus francisci* (acari).

As espécies reofílicas, como por exemplo, a *Prochilodus argenteus*, a *Megaleporinus obtusidens* e a *Schizodon knerii*, são consideradas espécies médio-migradoras, no baixo São Francisco, seguindo a dinâmica de interação entre os habitats (calha do rio, afluentes e lagoas marginais), onde no período seco permanecem nas áreas marginais, abrigadas ou com diminuição de correntezas, e começam seus períodos reprodutivos a partir de outubro (ainda com volume reduzido) e, contudo, na aproximação do período de chuvas ou trovoadas (fevereiro a maio), intensificam a migração reprodutiva (SOARES *et al.*, 2020a). Esse fato pode explicar o aumento de espécimes e espécies no período chuvoso.

A ictiofauna do Baixo São Francisco é caracterizada por apresentar alto grau de endemismo, com espécies de pequeno porte e distribuição geográfica restrita (BARBOSA *et al.*, 2017). Ao confrontar com os dados obtidos pelo estudo atual, percebe-se o empobrecimento de espécies nativas na composição das capturas, com 25 espécies coletadas, constatando a diminuição das espécies nativas: xira, pilombeta e piauí, onde ocorreu o aumento de espécies eurialinas, marinhas e exóticas. Resultados estes que corroboram com os já apresentados por Soares *et al.* (2020a), que haviam relatado a diminuição da ocorrência de exemplares nativos na composição das capturas, constatando a redução drástica da população das *Prochilodus argenteus* (xira) e *Anchoviella* sp. (pilombetas). O desaparecimento e a diminuição das espécies na região, pode ter como possíveis causas, a pouca vazão do rio e elevados índices de contaminantes provenientes de esgotos das cidades ribeirinhas.

### 5.5.1 Captura por unidade de esforço (cpue)

Em relação às capturas por unidade de esforço do conjunto das redes de emalhar (malhas de 3 a 16 cm), os resultados mostram que para o rendimento da captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>), que a malha 3 obteve o maior rendimento em ambos os períodos com 14,67 no período seco e 873,33 no período chuvoso. Entretanto, apresentou maior eficiência de captura em ambos os períodos, além de ser a mais efetiva nas capturas, apresentando grande diferença no número de espécies capturadas entre os períodos seco e chuvoso, sendo mais efetiva no período chuvoso. A malha 8 apresentou maior rendimento quando se observar em relação à biomassa (kg) de peixes capturados (CPUE<sub>b</sub>), apresentou maior rendimento de 1,22 kg no período seco e 11,25 kg no período chuvoso. É possível perceber na Tabela 8 que as malhas 14 e 16, de tamanhos maiores, capturaram peixes apenas no período chuvoso, sendo estas as de menor eficiência. Os valores de CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub>, para cada rede de emalhar, foram relacionados na Tabela 8, para os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

**Tabela 8.** CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> no período seco e chuvoso.

Rede de emalhar (Malha total, cm)	Seco		Chuvoso	
	CPUE <sub>n</sub>	CPUE <sub>b</sub>	CPUE <sub>n</sub>	CPUE <sub>b</sub>
3,0	<b>14,67</b>	0,34	<b>873,33</b>	11,22
4,0	6,67	0,34	217,89	9,49
5,0	9,33	0,62	82,40	6,10
6,0	10,71	0,82	71,43	7,82
7,0	11,52	0,99	38,79	6,75
8,0	8,44	<b>1,22</b>	129,33	<b>11,25</b>
10,0	2,50	0,52	12,08	3,36
12,0	0,71	0,24	4,29	0,76
14,0	0,00	0,00	1,33	0,22
16,0	0,00	0,00	0,57	0,24
<b>Total</b>	<b>64,55</b>	<b>5,08</b>	<b>1431,45</b>	<b>57,23</b>

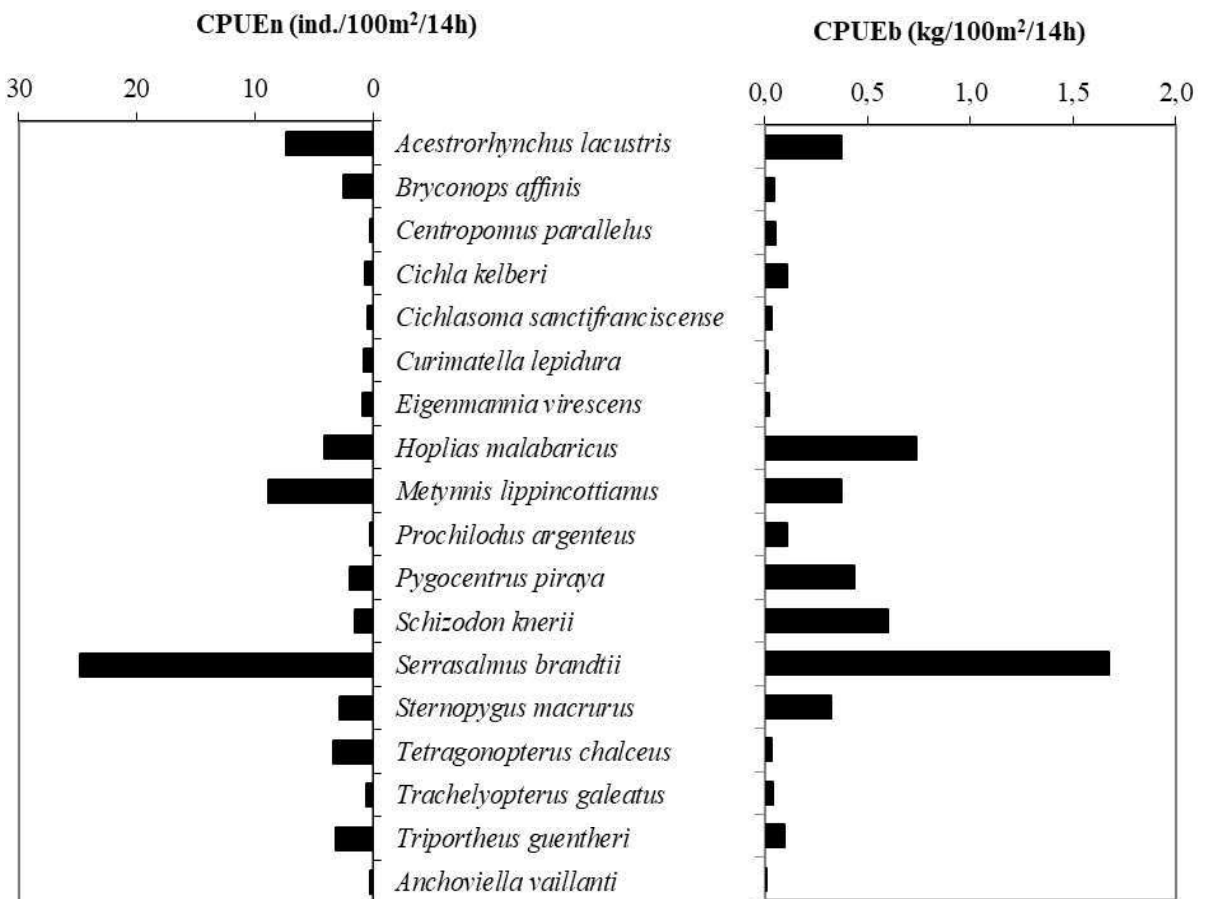
CPUE<sub>n</sub>: Captura por unidade de esforço em número de indivíduos, CPUE<sub>b</sub>: Captura por unidade de esforço em relação à biomassa (kg) de peixes capturados.

Segundo Sampaio (2013), durante o período seco é possível perceber a rede de pesca, isso devido à uma maior transparência da água, os peixes possuem maior probabilidade de evitar a rede de emalhar. Grande parte da ictiofauna capturada é constituída por peixes de

pequeno e médio porte e foram capturados nas malhas de tamanhos menores, sendo assim, as malhas de menor abertura, como a malha de 3 cm, têm a maior probabilidade de captura.

Nota-se através da Figura 12 que, no período seco, das 18 espécies capturadas, as mais abundantes em relação a CPUE<sub>n</sub>, foram as espécies *Serrasalmus brandtii* (pirambeba), espécie nativa da região, com hábito alimentar carnívoro, seguida da *Metymnis lippincottianus* (pacu cd), *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) e *Hoplias malabaricus* (traíra). A dominância em CPUE<sub>b</sub> foi também da *Serrasalmus brandtii* (pirambeba), seguida de *Hoplias malabaricus* (traíra), *Schizodon knerii* (piauí branco) e *Pygocentrus piraya* (piranha).

**Figura 12.** Relação das capturas no período seco por unidade de esforço do conjunto das redes de emalhar.

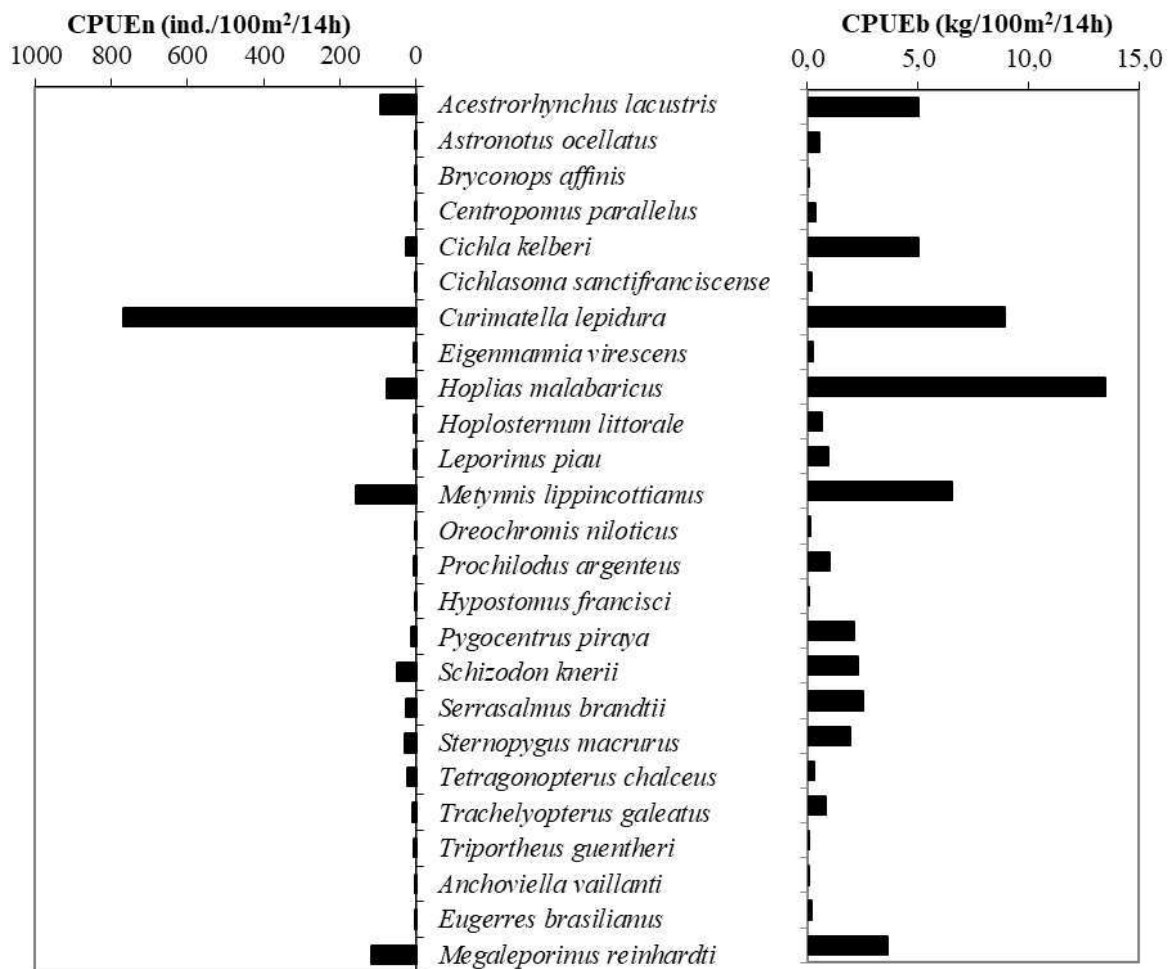


**Fonte:** elaborado pela autora (2022)

O período seco se caracteriza pela menor área alagada, sendo o período mais favorável aos predadores, que passam a perseguir os cardumes de peixes migradores. Além da mortalidade natural, a mortalidade por pesca aumenta, pois os níveis baixos da água concentram os peixes, facilitando a captura de espécies predadoras (BARROS, 2019).

Em relação ao período chuvoso (Figura 13), observa-se quanto à CPUE<sub>n</sub>, que a espécie dominante foi a *Curimatella lepidura* (aragú), de hábito alimentar detritívoro (GODINHO & GODINHO, 2003), seguida da *Metynnis lippincottianus* (pacu cd), *Megaleporinus reinhardti* (piauí três pintas) e *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá). A dominância em CPUE<sub>b</sub> foi da espécie nativa *Hoplias malabaricus* (traíra), seguida da *Curimatella lepidura* (aragú), *Metynnis lippincottianus* (pacu cd) e *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá).

**Figura 13.** Relação das capturas no período chuvoso por unidade de esforço do conjunto das redes de emalhar.



Fonte: elaborado pela autora (2022)

Segundo Neto *et al.* (2006), o sucesso da espécie *Curimatella lepidura* (aragú) na coleta, durante o período chuvoso, pode estar relacionado à disponibilidade de alimento, que pode ser maior quando o nível de água está mais alto, o que possibilita maior aporte de detritos local, o que explica sua maior abundância. De acordo com Yossa-Perdomo (2002), a

abundância de peixes com hábito alimentar detritívoro está associada à abundância de material detrítico no sistema e ao êxito no seu aproveitamento.

A espécie *Acestrorhynchus lacustris* (lambiá) não possui valor comercial, mas faz parte da dieta de espécies de valor pesqueiro como *Pseudoplastysoma curuscans* (surubim) e *Salminus brasiliensis* (dourado), além de ser considerada controladora de populações de peixes forrageiros (PERET, 2004). Esta espécie, lambiá, tem estratégia de predação onde formam cardumes para pescar suas presas (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Outras espécies como *H. malabaricus* (traíra), são associadas a locais com maior profundidade, menor velocidade da água e ausência de cobertura vegetal, sendo consideradas predadoras de tocaia e são encontradas em ambientes de águas rasas, próximos à vegetação submersa ou marginal (SABINO & ZUANON, 1998). As espécies nativas *Serrasalmus brandtii* (pirambebe), *Hoplias malabaricus* (traíra), e, a introduzida *Oreochromis sp.* (tilápia), são espécies caracterizadas por possuírem hábito alimentar pouco especializado e tolerante a alterações ambientais (FIGUEIREDO *et al.*, 2020).

A ordem da abundância das espécies demonstra que na área de captura, houve grande dominância de espécies nativas como a *Serrasalmus brandtii* (pirambebe) no período seco e *Curimatella lepidura* (aragú) no período chuvoso. Sendo que no período chuvoso foram capturadas quatro espécies introduzidas à bacia, o *Astronotus ocelatus* (cará boi), o *Chichla kelberi* (tucunaré), *Hoplosternum litotrale* (acari), e a *Oreochromis niloticus* (tilápia), e duas espécies invasora-marinhas, a *Eugerres brasilianus* (carapeba) e a *Centropomus parallelus* (robalo). Similar aos estudos realizados por Santos (2009), onde capturaram cerca de seis espécies, *Astronotus ocelatus* (cará boi), *Chichla kelberi* (tucunaré), *Hoplosternum litotrale* (acari), *Metynnis maculatus* (pacu cd) e *Oreochromis niloticus* (tilápia), consideradas espécies exóticas. Soares *et al.* (2020b) em seu estudo, citaram que as endêmicas *Serrasalmus brandtii* (pirambebe) e *Myleus micans* (pacu-prata) e a nativa *Leporinus sp.* (piauí branco), além da introduzida *Cichla sp.* (tucunaré), estavam entre as mais capturadas durante a Expedição Científica de 2020.

A presença de *Hoplosternum litotrale* (acari), parece indicar maior capacidade de adaptação desta espécie ao ambiente em questão, seguindo o conceito de que a abundância relativa de espécies tolerantes tende a aumentar com a urbanização (PAUL & MEYER, 2001). As espécies marinhas, por sua vez, estão adentrando o rio, devido à diminuição da vazão e avanço da cunha salina (BARBOSA *et al.*, 2017), sendo representadas, neste estudo, principalmente, pelas espécies *Eugerres brasilianus* (carapeba) e *Centropomus parallelus* (robalo). Segundo Lowe-McConnell (1999), anteriormente aos impactos advindos com a

implantação das barragens, as principais espécies comerciais do Baixo São Francisco eram *Pseudoplastysoma curuscans* (surubim), *Salminus brasiliensis* (dourado), *Schizodon knerii* (piauí-branco) e *Lophiosilurus alexandri* (pacamã).

Apesar da pesca ser considerada uma importante atividade de subsistência, Soares (2020a), durante as coletas pelo baixo curso do rio São Francisco, observou a diminuição de algumas espécies nativas como curimatãs-pacus e pilombetas. Este fato pode estar associado ao despejo de efluentes urbanos sem tratamento nos corpos d'água (ANA, 2019).

## 5.6 BIOINDICADORES DE POLUIÇÃO POR Hg

Diante dos critérios exigidos para bioindicadores, sugere-se, nesse estudo, que a espécie *Serrasalmus brandtii* (pirambeba), pode ser utilizada como bioindicador de poluição, já que em ambos os períodos a espécie apresenta correlação positiva com a concentração de Hg no músculo em relação aos dados biométricos, indicando o nível de contaminação do ecossistema aquático que vive. Além de ser uma espécie nativa de ampla distribuição na bacia hidrográfica do rio São Francisco, ter hábito alimentar carnívoro, ser abundante e de fácil coleta, possuir tamanho corporal considerado grande, e apresentar ciclo de vida longo.

Gomes *et al.* (2021), corroboram da mesma ideia, atribuindo que a espécie *Serrasalmus brandtii*, pode ser utilizada como biomonitor, pois a mesma pode bioacumular o Hg.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo dos níveis de mercúrio no músculo dos peixes e dos bioindicadores de poluição é de fundamental importância para que tanto a população ribeirinha quanto os demais consumidores, que dependem da ingestão direta dessa valiosa fonte de proteína, possam compreender acerca da segurança alimentar e tenham acesso às informações sobre os potenciais benefícios e eventuais riscos no qual estão sendo expostos indiretamente.

Foi possível perceber que a utilização de conjunto de redes de emalhar com malhas variadas possibilitou a captura de diferentes espécies e espécimes de diversos tamanhos. É nítido que a captura no período chuvoso é mais produtiva em relação à riqueza de espécies e captura de espécimes, devido à maior disponibilidade de alimento.

Estudos que avaliam o rendimento pesqueiro em várias estações do ano são essenciais, pois no ambiente existe o recrutamento de novos indivíduos e o aparecimento de novas espécies, uma vez que, as espécies nativas que realizam migração, têm baixa tolerância a impactos ambientais e taxa de crescimento lenta, são muitas vezes espécies comerciais e estão sendo substituídas ao longo do tempo por espécies não nativas e exóticas, que são tolerantes aos impactos, de menor longevidade, rápida produção de biomassa, menos exigentes em relação à vazão e ao hábito alimentar. Alterações no equilíbrio ecológico dos ambientes aquáticos podem provocar impactos econômicos aos pescadores que necessitam da pesca para sobreviver, onde muitas das espécies capturadas são de pequeno porte e não têm valor comercial, a exemplo do lambiá, pirambeba, piranha, entre outras.

É possível constatar que durante o período de amostragem (2021 e 2022) os espécimes capturados não apresentaram níveis de contaminação por Hg capaz de causar danos à saúde humana. Ressalta-se que mesmo não apresentando riscos, deve-se levar em consideração que as comunidades ribeirinhas consomem o pescado com maior frequência, existindo, portanto, a necessidade de maior integração do poder público com a academia, para promover maior vigilância sanitária dos usuários dos recursos pesqueiros do Baixo São Francisco que possam tornar possível um programa de monitoramento integrado, dos níveis de contaminantes no pescado e no ambiente aquático.



## 7 TRABALHOS FUTUROS

Embora nenhuma das espécies analisadas apresentem risco para o consumo humano, existe a necessidade de outras campanhas e avaliação de outras variáveis que esclareçam a dinâmica de interação do Hg e outros metais em organismos desta região, que visem:

- Determinar a presença de outros elementos potencialmente tóxicos nas mesmas amostras;

- Utilizar diferentes órgãos e tecidos na análise do Hg, pois a utilização de diferentes abordagens na análise de metais pode trazer diferentes perspectivas da contaminação dos peixes;

- Especificação química do Hg em peixes, pois a especificação é fundamental para a avaliação de risco de consumo quando, no caso específico do mercúrio, as formas químicas demonstram diferentes impactos e comportamentos, como sua toxicidade, mobilidade e biodisponibilidade;

- Determinar Hg em outras matrizes, com intuito de esclarecer a dinâmica de interação desses elementos nessa região como organismos da cadeia trófica, com os quais possa ser testada a bioacumulação dos metais; e

- Analisar a presença de Hg em amostras de água e sedimento, para avaliar a biodisponibilidade dos elementos no ambiente aquático.

Em geral, espera-se que o conjunto das perspectivas futuras permitam o desenvolvimento de um panorama da ictiofauna. Dessa forma, pode-se rastrear a origem de possíveis contaminantes e, portanto, garantir a busca de soluções viáveis e medidas mitigadoras para os possíveis impactos.

## REFERÊNCIAS

ANA- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Água Superficial**. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-água/aguasuperficial>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

ANA- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019**: informe anual. Brasília: ANA, 100p. 2019.

ANA- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2022.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Ecologia e Manejo de recursos Pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: EDUEM, 2007.

AGUIAR, M. R. M. P.; NOVAES, A. C.; GUARINO, A. W. S. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, v. 25, pp. 1145-1154, 2002.

ALMEIDA, C. A. P. de. **Predição de enchimento de barragem por meio de modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do rio Poxim-Açu-SE**. 2013. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2013.

AL-SABTI, K.; METCALFE, C.D. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. **Mutation Research**. V. 343 p.121-135. 1995

ALVES, L. C.; SEO, E. S. M. Caracterização do resíduo sólido proveniente do processo galvânico para valorização econômica ambiental. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 19, n. 4, p. 149-155, 2014.

ALVES, R. S. **Uso de peixe como bioindicador de poluição aquática do rio Catolé Grande**. Dissertação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 68f. 2017.

AMADO FILHO, G. M.; PFEIFFER, W. P. Utilização de Macrófitas Marinhas no Monitoramento da Contaminação por Metais Pesados: O Caso da Baía de Sepetiba. Rio de Janeiro. **Acta bot. bras.** 12 vol.: 411-419p, 1998.

AMARO, C.S.O.; RODRIGUES, D.; SILVA, M.C.F.; SANTOS, G.F.S.; PINHEIRO, M.C.N. Concentração de mercúrio total (HgT) em peixes comercializados em diferentes períodos sazonais no Mercado do Ver-o-Peso, Belém, Estado do Pará, Brasil. **Pan-Amazônica de Saúde (Impresso)**, (1): 53 - 60. 2014.

AMERICAN HEART ASSOCIATION. *Fish and Omega-3 Fatty Acids*, 2017.

ANVISA- Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2013). **Resolução nº 42, de 29 de agosto de 2013**. Adaptação sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. República Federativa do Brasil, Diário Oficial da União, Brasília, DF, seção 1, n. 168, 33 p.

AOYAMA, K.; IWAHORI, K.; MIYATA, N. Application of *Euglena gracilis* cells to comet assay: evaluation of DNA damage and repair. **Mutation Research**. v. 538 p.155-162. 2003.

ARAÚJO, S. S. **Apropriação dos recursos naturais e conflitos socioambientais no baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas**. Tese (doutorado). Universidade Federal de Sergipe – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. São Cristóvão, SE, 359 f. 2015.

ARAÚJO, S.S.; AGUIAR NETTO, A.O.; SALES, J.M. O peixe, o pescador e a barragem de Xingó no Baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas no Brasil. **RevIPI** v.2, 011701, 2016.

ARIYA, P. A.; DASTROOR, A. P.; AMYOT, M., SCHROEDER, W. H.; BARRIE, L.; ANLAUF, K.; STEFFEN, A. The Arctic: a sink for mercury. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 56(5), 397– 403. 2004.

ASSIS, D. A.S.; DIAS-FILHO, V. A.; MAGALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F. G. Establishment of the non-native fish *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) (*Characiformes: Serrasalminidae*) in lower São Francisco River, northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 2017.

AVEGLIANO, R. P.; MAIHARA, V. A.; SILVA, F. F. Metodologia de estudo de dieta total no estado de São Paulo para estimativa de ingestão dietética de elementos tóxicos e essenciais: a elaboração da cesta de mercado (Market Basket). **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 28, v.1, p. 90-97, 2008.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARBOSA, A. C. *et al.* Mercury biomagnification in a tropical black water, rio Negro, Brazil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.45, n.2, p.235-46, 2003.

BARBOSA, J. M. *et al.* Perfil da ictiofauna da bacia do rio São Francisco. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 1, n. 6, pp. 70- 90, 2017.

BARBOSA, J.M. *et al.* Evolução da atividade agrossilvipastoril na região e Brejo Grande, Estado de Sergipe: Carcinicultura. **Agroflorestalis News**, v. 3, n.1, pp. 52-60, 2018.

BARROS, B. C. V.; PEREIRA, S. F. P.; PALHETA, D. C.; SILVA, C. S. Determinação de Cd, Cr, e Al em tecido de peixes provenientes do rio Gelado/APA, Floresta de Carajás-PA. **HOLOS Environment**, v.10, nº, 2 p. 196. 2010.

BARROS, D. F. **A influência das características ambientais e pesqueiras sobre a pesca de área de várzea da Amazônia brasileira.** Tese (doutorado)- Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará, 87 p. 2019.

BASTOS, W. R.; REBELO, M. F.; FONSECA, M. F.; ALMEIDA, R.; MALM, O. A description of Mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v.38, n.3, p.421-430, 2008.

BASTOS, W.R.; ALMEIDA, R.; DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, 16: 341-346, 2007.

BELTRAN-PEDREROS, S.; ZUANON, J.; LEITE, R. G.; PELEJA, J. R. P.; MENDONÇA, A. B.; FORSBERG, B. R. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 4, p. 901-908, 2011.

BENINCÁ, C. **Biomonitoramento das lagoas estuarinas do Camacho - Jaguaruna (SC) e Santa Marta - Laguna (SC); utilizando *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae).** Dissertação (Mestrado em Genética) - Universidade Federal do Paraná, Paraná, 112 f. 2006.

BERLIN. M. Mercury. In friberg L, Nordberg GF, Nordam c(EDS): Handbook on the toxicology of metals. 2d ed. **Specific Metals. Amsterdam: Elsevier**, v2, P. 386-445, 1986.

BERNARDES, M. C *et al.* Land-sea interface feature of four estuaries on the South America Atlantic coast. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, pp. 761 – 774, 2012. Supplement.

BONFIM, A. C. **Avaliação de metais e fitorremediação de solos adjacentes à rodovia Washington Luiz no Rio de Janeiro**. Dissertação (mestrado)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

BOSCH, A. C; NEILL, B. O; SIGGE, G. O; KERWARTH, S. E; HOFFMAN, L. C. Heavy metal in marine fish meat and consumer health: a review. **JSci Food Agric** ;96:32–48, 2016.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; NEUSA, J.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Pearson, 2005.

BRASIL. Decreto n. 55871, de 26 de março de 1965. Modifica o Decreto nº 50.040, de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, 09 abr. 1965.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chaves de identificação para peixes da Bacia do São Francisco. Brasília: CODEVASF, 1988.

BROMENSHENK, J. J.; SMITH, G. C.; WATSON, V. J. Assessing ecological risks in terrestrial systems with honey bees. **Environmental Science Research**, v. 50, pp. 9-30, 1995.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação de qualidade de água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, pp. 465-473, 2003.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (*Diptera, Insecta*) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, pp. 299-309, 1998.

CAMPOS, S. A. B. **Metais pesados em peixes de diferentes níveis tróficos na área de influência do reservatório do AHE foz do Chapecó**. 2015. 45p. Dissertação - Mestrado em Ciências Ambientais – Universidade Comunitária Regional de Chapecó, 2015.

CARVALHO, M. C. **Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no estado de São Paulo**. 2003, 167 f. Tese (Doutorado

em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

CASSATI, L. Alterações no código florestal brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, pp. 31-34, 2010.

CASTRO, C.N.; PEREIRA, C.N. **Revitalização da bacia hidrográfica do rio São Francisco: histórico, diagnóstico e desafios**. Brasília: IPEA. 2019.

CLARKSON, T. W.; VYAS, J. B.; BALLATORI, N. Mechanisms of mercury disposition in the body. *American journal of industrial medicine*, **Wiley Online Library**, v. 50, n. 10, p. 757–764, 2007.

CLARKSON, T.W.; MAGOS, L.; MYERS, G. J. The toxicology of mercury—current exposures and clinical manifestations. *New England Journal of Medicine*, *Mass Medical Soc*, v. 349, n. 18, p. 1731–1737, 2003.

COBB, C. S.; ERNST, E. Systematic review of a marine nutraceutical supplement in clinical trials for arthritis: the effectiveness of the new zealand green-lipped mussel *perna canaliculus*. **Clinical Rheumatology**, **Springer**, v. 25, n. 3, p. 275–284, 2006.

CODEX ALIMENTARUS COMMISSION. **General standard for contaminants and toxins in food and feed**, 2018.

CORNELLI, R.; SCHNEIDER, V. E.; BORTOLINI, T. A.; CEMIN, G.; SANTOS, G. M. dos. Análise da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de duas sub-bacias hidrográficas do município de Caxias do Sul. **Scientia Cum Industria**, v. 4, n. 1, pp. 1-14, 2016.

CORRALES, D.; ACUÑA, A.; SALHI, M.; SAONA, G.; BRUGNOLI, E. Copper, zinc, mercury, and arsenic content in *Micropogonias furnieri* and *Mugil platanus* of the Montevideo coastal zone, rio de la Plata. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 1, p. 57-65, 2016.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, pp. 1820-1830, 2008.

DE BOER, J.; SCHÖSLER, H.; AIKING, H. Fish as an alternative protein: a consumer-oriented perspective on its role in a transition towards more healthy and sustainable diets. **Appetite**, n.152, 2020.

DOMINGO, J. L. Nutrients and chemical pollutants in fish and shellfish. Balancing health benefits and risks of regular fish consumption. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 56, n. 6, p. 979-988, 2016.

DOMINGO, J. L.; BOCIO, A.; FALCÓ, G.; LLOBET, J. M. Benefits and risks of fish consumption: Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. **Toxicology**, v. 230, n. 2-3, p. 219-226, 2007.

DOTTO, C.B.S. **Acumulação e balanço de sedimentos em superfícies asfálticas em área urbana de Santa Maria- RS**. 2006. 126f. Dissertação de Mestrado de Engenharia Civil Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS. 2006.

EFSA, *EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY*. **Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the European parliament related to the safety assessment of wild and farmed fish**. v. 236, p. 1–118, 2005.

ENEJI, I.S.; SHA'ATO, R.; ANNUNE, P. A. Bioaccumulation of heavy metals in fish (*Tilapia Zilli* and *Clarias Gariepinus*) organs from River Benue, North, Central Nigeria. **Pak. J. Anal. Environ. Chem.**, v. 12, n. 2, pp. 25-31, 2011.

EPA. National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table. Washington, DC, USA, 2022. Environmental Protection Agency. Disponível em: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>  
Acesso em: 11 jul. 2022.

FALLAH, A. A.; SAEI-DEHKORDI, S.; NEMATOLLAHITI, A.; JAFARI, T. Comparative study of heavy metal and trace element accumulation in edible tissues of farmed and wild rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using ICP-OES technique. **Microchemical Journal** 98 275–279, 2011.

FARAGE, J. A., MATOS, A. T., SILVA, D. D., BORGES, A. C. Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio Pomba. **Engenharia na Agricultura**, v. 18, n. 4, pp. 322-329, 2010.

FDA, *FOOD AND DRUGS ADMINISTRATION*. **Fish and Fishery Products Hazards and Control Guidance**, 4 ed. U.S: FDA, 2011.

FERNANDES, A. C.; MEDEIROS, C. O.; BERNARDO, G. L.; EBONE, M. V.; DI PIETRO, P. F.; ASSIS, M. A. A. DE; VASCONCELOS, F. DE A. G. DE. Benefits and risks of fish consumption for the human health. **Revista de Nutrição**, v. 25, n. 2, p. 283-295, apr. 2012.

FERREIRA, P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um Riacho em uma Micro-Bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Zool.** v. 23, n. 3, pp. 642-651, 2006.

FIGUEIREDO, A. V. A; AGRA FILHO, S. S; SANTOS, A. C. A. Regulação da vazão e seus efeitos sobre os atributos ecológicos da ictiofauna: o caso do Baixo Curso do rio São Francisco. **Revista de estudos ambientais (Online)**. v.22, n. 2, pp.6-21, jul./dez. 2020.

FORAN, J. A. Toxic substances in surface waters. **Environmental Science Technology**, v. 24, n.15, p.604-608, 1990.

FRANCALANZA, F. P. **Concentrações de mercúrio em peixes de diferentes níveis tróficos na bacia do rio Paraíba do Sul**. Seropédica – RJ: [s.n.], 2007.

FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**, v. 1, n. 2, pp. 39-45, 2009.

FSANZ, *FOOD STANDARDS AUSTRALIA NEW ZEALAND*. Australia and New Zealand Food Standard Code – Schedule 19 – Maximum levels of contaminants and natural toxicants, Australia e Nova Zelândia: FSANZ, 2017.

FSANZ, *FOOD STANDARDS AUSTRALIA NEW ZEALAND*. Australia and New Zealand Food Standard Code – Standard 1.4.1 – **Contaminants and natural toxicants, Australia e Nova Zelândia**: FSANZ, 2016.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 468 p., 2003.

GOMES, M. V. T. *et al.* Determination and evaluation of mercury concentration in fish in the São Francisco River Watershed, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v.16, n. 1, e 2, 647. p. 2021.

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 & Ambiente**, v.6, n. 1, 24-30 p. 2011.



GONÇALVES, M. J. S. Avaliação do impacto ambiental da redução de vazão na foz do rio São Francisco. **Anais...** Simpósio da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, 1, Juazeiro - BA, 2016.

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. rio Negro, rich life in poor water. SPB Academic Publishing, The Hague 35.00 (paper), xi + 200 p.; ill.; index. ISBN: 90- 5103-016-9. 1988.

GU, Y. G.; LIN, Q.; WANG, X. H.; DU, F. Y.; YU, Z. L.; HUANG, H. H. Heavy metal concentrations in wild fishes captured from the South China Sea and associated health risks. **Marine Pollution Bulletin**, v. 96, n. 1-2, p. 508-512, 2015.

HAHN, M. Biomarker and bioassays for detecting dioxin-like compounds in the marine environment. **Sci. Tot. Environ.** 289, 49–69. 2002.

HARADA. M. MINAMATA DISEASE: Methylmercury poisoning in japan caused by environmental pollution. **Crit rev toxicol**; 25: 1-24. 1995.

HASHIM, R.; SONG, T. H.; MUSLIM, N. Z. M.; YEN, T. P. Determination of heavy metal levels in fishes from the lower reach of the Kelantan River, Kelantan, Malaysia. **Tropical Life Sciences Research**, v. 25, n. 2, p. 21-39, 2014.

HELLBERG, R.S., DEWITT, C.A.M., MORRISSEY, M.T., Risk-benefit analysis of seafood consumption: a review. **Compr. Rev. Food Sci. Food Saf.** 11, 490–5172012.

HOLANDA, F. S. R.; SANTOS, L. C. G.; ARAÚJO FILHO, R. N. Percepção dos ribeirinhos sobre a erosão marginal e a retirada da mata ciliar do rio São Francisco no seu baixo curso. **Revista RAEGA – O espaço geográfico em análise**, Curitiba, pp. 219 – 237, 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2014.

JAMSHIDIA, A. *et al.* Advantages of techniques to fortify food products with the benefits of fish oil. **Food Research International**, v.137, 2020.

JESUS, T. B.; CARVALHO, C. E. V. Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg). **Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 4, pp. 680-693, 2008.

JIN, S. D.; SEO, S. G.; SHIN, Y. U.; BING, K. C.; KANG, T. H.; PAEK, W. K.; LEE, D. P. Heavy metal accumulations of 4 species of Anseriformes in Korea. **Journal of Korean Nature**, v. 5, n. 4, p. 345-349, 2012.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. **In: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates** (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), pp. 40-158, 1993.

KANG, J.-H.; LEE, Y. S.; KI, S. J.; LEE, Y. G.; CHA, S. M.; CHO, K. H.; KIM, J. H. Characteristics of wet and dry weather heavy metal discharges in the Yeongsan Watershed, Korea. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 11, pp. 3482–3493, 2009.

KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A.; MALM, O. Mercúrio em peixes e fontes de contaminação. **Oecologia brasiliensis**. v. 11, n. 2, pp. 228-239, 2007.

KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. **Hydrobiologia**, v. 694, n. 1, p.87-98, 2012.

KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; DIAS, A. C. M. I.; FERREIRA, G. L.; LEITÃO, R. P.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 4, p. 751-758, 2009.

KEHRIG, H. A.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BAETA, A. P.; MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, n. 3, pp. 377-384, 2011.

LACERDA, L.D. Biogeochemistry of trace metals and diffuse pollution in angrove ecosystems. **ISME Mangrove Ecosystems Occasional Papers No.2**, International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa (Japan); p.65. 1998.

LEMONS, C. T.; TERRA, N. R. Poluição: causas, efeitos e controle. **Genética toxicológica**, Porto Alegre: Alcance, 424 p, 2003.

LEÓN-CAÑEDO, J. A.; ALARCÓN-SILVAS, S. G.; FIERRO-SAÑUDO, J. F.; OCA, G. A. R.-M. de; PARTIDA-RUVALCABA, L.; DÍAZ-VALDÉS, T.; PÁEZ-OSUNA, F. Mercury and other trace metals in lettuce (*lactuca sativa*) grown with two low-salinity shrimp effluents: accumulation and human health risk assessment. **Science of the Total Environment, Elsevier**, v. 650, p. 2535–2544, 2019.

LESSA, R.; NÓBREGA, M. F. **Guia de identificação de peixes marinhos da Região Nordeste**. 2000.

LI, N. *et al.* Fish consumption and multiple health outcomes: umbrella review. **Trend in Food Science & Technology**, 2020.

LIMA, A.P.S.; SARKIS, J.E.S.; SHIMATSU, H.M.; MULLER, R.C.S. Mercury and selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piriá Municipality, Pará State, Brazil. **Environmental Research**, 97: 236-244, 2005.

LIMA, D. P. de. **Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da Bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Amazônia, Brasil**. Dissertação (mestrado em biodiversidade tropical) - Universidade Federal do Amapá. Macapá, 147 f. 2013.

LIMA, D. P. de.; SANTOS, C.; SILVA, R. de S.; YOSHIOKA, E. T. O.; BEZERRA, R. M. Contaminação por metais pesados em peixes e água da Bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. **Acta Amazonica**. V. 45(4): pp. 405-411, 2015.

LIMA, V. M. M.; SANTOS, M. M.; MARQUES, E.; CESARINA, A.; SOARES, E. C. Plano de manejo pesqueiro e comercialização do pescado na cidade de Penedo, Estado de Alagoas, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v.5, n. 3, 2010.

LIMA, W.P.; ZAKIA M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES; R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, pp.33-43, 2000.

LIN, Z. *et al.* Cardiovascular benefits of fish-oil supplementation against fine particulate air pollution in China. **Journal of the American College of Cardiology**, v.73, n.16, p.2076-2085, 2019.

LINS, J. A. P. N.; KIRSCHNIK, P. G.; QUEIROZ, V. S.; CIRIO, S. M. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 8, pp. 469-484, 2010.

LORENÇO, L. **Impasse adia decisão sobre redução da vazão do rio São Francisco**. 2016.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. USP, São Paulo, 535 p, 1999.

LUND, E. K. Health benefits of seafood; is it just the fatty acids? **Food chemistry, Elsevier**, v. 140, n. 3, p. 413–420, 2013.

LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S. *et al.* Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management. [S. l.]: **Cambridge university press**, 2008.

MACHADO, C. S. **Quantificação do risco à saúde humana pela exposição a poluentes químicos e potencial carcinogênico às comunidades adjacentes ao Rio Pardo, Brasil. Ribeirão Preto.** 2016. Tese de Doutorado - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Enfermagem Saúde Pública. 2016.

MACLEAN, N. Genetically modified fish and their effects on food quality and human health and nutrition. **Trends in Food science & Technology**, n. 14, p. 242- 252. 2003.

MAKEDONSKI, L.; PEYCHEVA, K.; STANCHEVA, M. Determination of some heavy metal of selected black sea fish species. **Food Control** 72, 313–318, 2017.

MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; AKAGI, H.; CASTRO, M. B.; PFEIFFER, W. C.; HARADA, M.; BASTOS, W. R.; KATO, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **The Science of the Total Environment**.175: 141-150. 1995.

MANTOVANI, D. M. B. Contaminantes inorgânicos na cadeia produtiva do pescado. **I Simpósio de Controle do Pescado: Qualidade e Sustentabilidade**, 17-18 mar. Santos, SP: Brasil. 2005.

MARCOVECCHIO, J.E. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. **Sci. Total Environ.**, v. 323, p. 219–226, 2004.

MARINHO, R. S. A.; SOUZA, J. E. R. T.; SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. L. Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, n. 1, pp. 112-121, 2006.

MARKERT B. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 21, pp. 77-82, 2007.

MARTINS, D. DE M. F.; CHAGAS, R. M.; MELO NETO, J. DE O.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. Impactos da construção da UHE de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.9, pp.1054–1061, 2011.

MATIAS, L. *et al.* Ecologia da Paisagem Aplicada à Análise e Temporal da Vegetação Remanescente em Penedo, Alagoas. **Geoambiente On-line**, v. 37, pp. 322-342, 2020.

MEDEIROS, P. R. P. *et al.* Inter-annual variability on the water quality in the Lower São Francisco River (NE- Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, n. 5, 2016.

MEDEIROS, P.R.P.; SANTOS, M. M.; CAVACANTE, G. H.; DE SOUZA, W, F. L.; SILVA, W.F. Características ambientais do Baixo São Francisco AL/SE: Efeitos de barragens no transporte dos materiais na interface no continente oceano. **Resvista Geochimica Brasiliense**. v. 28, pp. 65-78, 2014.

MELO, V. F.; ANDRADE, M.; BATISTA, A. H.; FAVARETTO, N. Chumbo e zinco em águas e sedimentos de área de mineração. **Quimica. Nova**, v. 35, n. 1, pp. 22-29, 2012.

MILESTONE. DMA-80: Operator manual MA122. Italy, 1-131 p. Revision 01/2010

MILESTONE. Application report DMA-80 evo: The determination of total mercury in fish biological tissues using direct analysis for mercury detection. Italy, 1- 4 p. 2021.

MORAES, D. S. L. **Avaliação dos potenciais tóxico, citotóxico e genotóxico de águas ambientais de Corumbá-MS em raízes de *Allium cepa***. 2000, 158 f. Dissertação (Mestrado em Genética e Melhoramento) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2000.

MORGANO, M. A.; OLIVEIRA, A. P. F.; RABONATO, L. C.; MILANI, R. F.; VASCONCELLOS, J. P.; MARTINS, C. N.; CITTI, A. L.; TELLES, E. O.; BALIAN, S. C. Avaliação de contaminantes inorgânicos (As, Cd, Cr, Hg e Pb) em espécies de peixes. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 70, n. 4, p. 497-506, 2011.

MORGANO, M.A.; GOMES, P.C.; MANTOVANI, D.M.B.; PERRONE, A.A.M.; SANTOS, T.F. Níveis de mercúrio total em peixes de água doce de pisciculturas paulistas. **Cienc Tecnol Aliment**.25(2):250-3, 2005.

MOURA, V.L.; COSTA, B.G.B.; LACERDA, L.D. Distribuição de mercúrio na fauna estuarina do rio Jaguaribe - CE. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 51, n. 1, pág. 49-56, 2018.

MUNIR, T.; SADDIQUE, M.; REHMAN, H. U.; RAMAZAN, S.; AZEEM, T.; AHMAD, I. Heavy metal analysis in fishes and water of Changhoz dam district Karak, KPK, Pakistan. **Journal of Entomology and Zoology Studies**, v. 4, n. 2, p. 321-325, 2016.

NASCIMENTO, M. C.; RIBEIRO JÚNIOR, C. E.; AGUIAR NETTO, A. O. **Relatório técnico da campanha de avaliação das mudanças Socioambientais decorrentes da regularização das vazões no baixo rio São Francisco** – Maceió, AL, 175 p, 2013.

NASCIMENTO, M.C.; OLIVEIRA, A.L.A. **Uso da terra no baixo São Francisco alagoano: um olhar sob o ponto de vista da sustentabilidade geoambiental**. In: Simpósio da bacia hidrográfica do rio São Francisco, **Anais ... Juazeiro**. 2016.

NEFF, M.R.; BHAVSAR, S.P.; NI, F.J.; CARPENTER, D.O.; DROUILLARD, K.; FISK, A.T.; ARTS, M.T. Risk-benefit of consuming Lake Erie fish. **Environmental Research**, 134, p. 57–65, 2014.

NESTEL. P.J. *et al.* Practical Guidance for Food Consumption to Prevent Cardiovascular Disease. **Heart, Lung and Circulation**, n.30, v.2, p.163-179,2020.

NETO, M. S. A. *et al.* Distribuição e hábito alimentar da *Curimatella lepidura* (Eigenmann & Eigenmann, 1889) na área de influência do reservatório de Sobradinho, rio São Francisco, Bahia. 3 p. 2006.

NEVADO, J.J.B.; MARTÍN-DOIMEADIOS, R.C.R.; BERNARDO, F.J.G.; MORENO, M.J. Mercury in the Tapajós river basin, Brazilian Amazon: A review. **Environment International**, v36, p 598-608. 2010.

NIENCHESKI, L. F. H.; WINDOM, H.; BARAJ, B.; WELLS, D.; SMITH, R. Mercury in fish from Patos and Mirim lagoons, Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, London, n. 42, p. 1403-1406, 2001.

NORAT, T. *et al.* Meat, Fish, And Colorectal Cancer Risk: The European Prospective Investigation Into Cancer And Nutrition. **Journal of The National Cancer Institute**, v. 97, N. 12, p. 906-916. 2005.

OKYERE, H., VOEGBORLO, R.B., AGORKU, S.E. Human exposure to mercury, lead and cadmium through consumption of canned mackerel, tuna, pilchard and sardine. **Food Chem.** 179, 331–335. 2015.

OLIVEIRA, E. M. S. **Avaliação de Metais (Al, As, B, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, V, Zn) em *Liposarcus pardalis* (Bodó) e *Prochilodus Cearensis* (Curimatã)** Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Curso de Química, Fortaleza. 47 f. 2018.

OLMEDO, P., PLA, A., HERNÁNDEZ, A.F., BARBIER, F., AYOUNI, L., GIL, F. Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. **Environ. Int.** 59, 63–72. 2013.

PAUL, M. J. & J. L. MEYER. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 32: 333–365, 2001.

PAVIANI, M. A.; PERESIN, D.; BORTOLINI, T. A.; MENDES, L. A.; SCHNEIDER, V. E. Monitoramento Qualitativo das Águas do rio Tega - Caxias do Sul. **Mostra de Iniciação Científica**, 3., Pós-Graduação, Pesquisa e Extensão - Conferência UCS. 2013.

PERET, A. M. **Dinâmica da alimentação de peixes piscívoros da Represa de Três Marias, MG.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2004.

PHILLIPS, D. J.H.; RAINBOW, P.S. Biomonitoring of trace aquatic contaminants, london, chapman e hall, 1994.

PINHATTI, V. R.; ALLGAYER, M. C.; BREYER, A. S.; PEREIRA, R. A.; SILVA, J. Determinação de danos basais no DNA de araras canidé (*Ara ararauna*) através do teste de micronúcleos: uma ferramenta na avaliação da saúde animal e seu uso no biomonitoramento da poluição ambiental. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 34, n. 3, pp. 313-317, 2006.

PINHO, A.P.; GUIMARÃES, J.R.D.; MARTINS, A.S.; COSTA, P.A.S.; OLAVO, G. & VALENTIN, J. Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: effects of feeding habit, sex, and length. **Environmental Research**, v. 89, n. 3, p. 250-258, 2002.

POFF, N. L.; SCHMIDT, J. C. How dams can go with the flow - small changes to water flow regimes from dams can help to restore river ecosystems. **Science**. v. 353, pp. 1099-1100, September 2016.

POLETO, C.; MARTINEZ, L.L.C. Sedimentos Urbanos: Ambiente e Água. **Holos Environment**, v.11, n.1, 2011.

RAHMAN, M.S., MOLLA, A.H., SAHA, N., RAHMAN, A. Study on heavy metals levels and its risk assessment in some edible fishes from Bangshi River, Savar, Dhaka, Bangladesh. **Food Chem.** 134, 1847–1854, 2012.

RAJESHKUMAR, S.; LI, X. Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meilang Bay, Taihu Lake, China. **Toxicology Reports**, v. 5, pp. 288-298, 2018.

RAMALHO, J. F. G. P.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X., 2000, Contaminação da microbacia de Caetes com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v 35, n. 7, 1289-1303p.

RAMINA, R. H. **Concepção de uma estratégia robusta para a gestão dos usos múltiplos das águas na bacia hidrográfica do rio São Francisco – cenários.** Consultoria e assessoria presencial especializada para estudo das vazões reduzidas em caráter emergencial no rio São Francisco a partir da UHE Sobradinho e proposição de alternativas que garantam o uso múltiplo das águas. Revisão 2014.

REIS, R. E. Systematic revision of the neotropical Characidae subfamily Stethaprioninae (Pisces, Characiformes). **Comunicações do Museu de Ciências, PUC-RS, Série Zoologia** 2(6): p. 3-86. 1989.

RIBEIRO, M. **Contaminação do solo por metais pesados.** Universidade de Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Faculdade de Engenharia. Engenharia do Ambiente. Portugal. Lisboa, 2013.

RIGHETTO, M. A. Manejo de águas Pluviais Urbanas. Rio de Janeiro: **ABES**, 369 p. 2009.

RIMM, E.B. *et al.* Seafood long-chain n-3 polyunsaturated fatty acids and cardiovascular disease: a science advisory from the American Heart Association. **Circulation**, v.138, n.1, p.e35-e47, 2018.

RÍOS, S. E. G.; RAMÍREZ, C. M.; LÓPEZ, B. E.; MACÍAS, S. M.; LEAL, J.; VELÁSQUEZ, C. M. Evaluation of mercury, lead, arsenic, and cadmium in some species of fish in the Atrato River Delta, Gulf of Urabá, Colombian Caribbean. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, n. 8, 275 p, 2018.

ROCHA, A. A. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). **Revista Saúde Pública**, v. 19, p. 401-410, 1985.



ROCHA, B. C. P. **Relações entre acúmulo de metais em tecido muscular de peixes com diferentes hábitos alimentares coletados na Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande, Estado de São Paulo, Brasil.** 2011. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Estadual "Júlio de Mesquita Filho", Programa de Pós Graduação em Química, Campus de São José do Rio Preto, São Paulo, 2011.

ROCHA, C.H. B.; AZEVEDO, L. P. de. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 4, n. 2, pp. 33-44, 2015.

RODRIGUES, M. L.; SANTOS, R. B.; SANTOS, E. J.S.; PEREIRA, S. M.; OLIVEIRA, A.; SOARES, E. C. Biologia populacional da carapeba listrada, *Eugerres brasilianus* (Cuvier, 1830), próximo à foz do rio São Francisco (Brasil). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 43, p. 152-163, 2017.

SABINO, J. & ZUANON. J. A stream fish assemblage in Central Amazonia: Distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, Munich, 8 (3): 201-210. 1998.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in Estuaries and Coastal Environments.** In Salomons, W.; Förstner, U, Metals in the Hydrocycle. Heidelberg (Germany): Springer, 1984, p. 212-213.

SAMPAIO, F. A. C. **Ifluência da variação de vazão sobre a comunidade de peixes a jusante de um reservatório brasileiro.** Tese (doutorado)- Universidade Federal de Lavras, 177 p. 2013.

SANTANA, N. R. F. **Hidrodinâmica ambiental no Baixo São Francisco e suas relações antrópicas.** Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, Sergipe. 182f, 2017.

SANTOS, A.; ALONSO, E.; CALLEJÓN, M.; JIMÉNEZ, J. C. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the guadiamar river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 134, pp. 275-286, 2002.

SANTOS, J. W. B. **Dinâmica da salinidade nas águas superficiais no curso inferior de uma bacia hidrográfica costeira.** Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) - Universidade Estadual de Santa Cruz. 2014.

SANTOS, Q. R.; FRAGA, M. S.; ULIANA, E. M.; REIS, A. S.; BARROS, F. M. Monitoramento da qualidade da água em uma seção transversal do rio Catolé Itapetinga-BA.

**Enciclopédia Biosfera** - Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 9, n. 16, pp. 1503-1519, 2013.

SCHILLER, A. P.; SCHWANTES, D.; GONÇALVES Jr., A. C.; MANFRIN, J.; KLAIS, B. T.; PARRALES, A. F.; KUHN, A. Teores de metais em cursos hídricos de Toledo – PR. **Revista de Ciências Ambientais**, Unilassale, Canoas, v. 11, n. 3, 2017.

SCHONS, D. C.; SCHWANTES, D.; ALEIXO, V.; SZYMANSKI, N.; FERRONATO, M. C.; GONÇALVES Jr., A. C.; PERTILE, V. E.; MORAES, L. B. de. Monitoramento da qualidade das águas do rio do Ouro, em Ouro Verde do Oeste- PR: análises toxicológicas. **Revista Agrogeoambiental**, v. 2, n., pp. 11-18, 2014.

SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P. M.; IMBODEN, D. M. **Environmental Organic Chemistry**. 2. ed. New Jersey: John Wiley & Sons. 2003.

SILVA, C. A.; GARCIA, C. A. B.; SANTANA, H. L. P.; PONTES, G. C.; WASSERMAN, J. C.; COSTA, S. S. L. Metal and metalloid concentrations in marine fish marketed in Salvador, BA, northeastern Brazil, and associated human health risks. **Regional studies in marine science**, v. 43, 2021.

SILVA, C. A.; NOGUEIRA, A. R.A. **Preparo e processamento de amostras de pescado para análise de elementos traço**. In: COMUNICADO TÉCNICO 113 São Carlos, SP Dezembro, 2022 ISSN 1981-206X 1ª edição Publicação digital (2022): PDF

SILVA, C.A. *et al.* **DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO EM PEIXES DE DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS DO BAIXO SÃO FRANCISCO** In: SOARES, E.C.; SILVA, J.V.; SILVA, T.J. (Orgs.). O Baixo São Francisco: características ambientais e sociais. Maceió, AL: EDUFAL; v.2 p.84-98. 2022.

SILVA, C.A. *et al.* **NÍVEIS DE MERCÚRIO, CÁDMIO, CHUMBO, ZINCO, COBRE, CROMO, FERRO, MANGANÊS E ARSÊNIO EM IMPORTANTES ESPÉCIES DE PEIXES DO BAIXO SÃO** In: SOARES, E.C.; SILVA, J.V.; NAVAS, R. (Orgs.). O Baixo São Francisco: características ambientais e sociais. Maceió: Edufal, p.184-194. 2020.

SILVA, C.A.; SANTOS, S.O.; GARCIA, C.A.B.; PONTES, G.C.; WASSERMAN, J.C. Metals and arsenic in marine fish commercialized in the NE Brazil: Risk to human health. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 26, pp. 695–712, 2019.

SILVA, C.A.; SANTANA, H.L.P.; COSTA, S.S.L.; GARCIA, C.A.B.; CRUZ, M.S. **Níveis dos Metais mercúrio, cádmio, chumbo, zinco, cobre, cromo, ferro e manganês e do**

**metaloide arsênio em Músculo de Peixes do Baixo São Francisco.** In: SOARES, E.C.; SILVA, J.V.; NAVAS, R.; SILVA, T.J.; COSTA, S.S.L (Orgs.). Relatório da II expedição do baixo São Francisco, p.81-108, 2019.

SILVA, D. F; GALVÍNIO, J. D; ALMEIDA, H. R. RO. C. Variabilidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. **Revista eletrônica.** v. 9. n. 3. 2010.

SILVA, E. P. **Acúmulo e carreamento de metais pesados e sólidos em superfícies asfálticas.** 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil - Universidade Federal de Goiás, 2014.

SILVA, G. S.; NETO, F. F.; ASSIS, H. C. S.; BASTOS, W. R.; RIBEIRO, C. A. O. Potential risks of natural mercury levels to wild predator fish in an Amazon reservoir. **Environmental Monitoring and Assessment.** 184: 4815–4827. 2012.

SILVA, J. HEUSER, V.; ANDRADE, V. Biomonitoramento Ambiental. **Genética Toxicológica,** pp.167-178. 2003.

SILVA, J. V.; VIEIRA, J. V.; RIAL, E. P. Mata ciliares, assoreamento e educação ambiental no baixo São Francisco. **Relatório da I Expedição do Baixo São Francisco.** 2020.

SILVA, M. A. **Prevalência, fatores associados e barreiras ao consumo de peixes e frutos do mar em escolares do município de Florianópolis – sc.** Dissertação(mestrado), departamento de Nutrição da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC,2012.

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

SOARES, E. C.; BRUNO, A. M. S. S.; LEMOS, J. M.; SANTOS, R. B. Ictiofauna e pesca no entorno de Penedo, Alagoas. **Biotemas,** 24 (1): pp. 61-67, março de 2011, ISSN 2175-7925.

SOARES, E.C. *et al.* **Análise da Ictiofauna e dos seus Aspectos Fisiológicos na II Expedição Científica do Baixo São Francisco para Ações de Manejo.** In: SOARES, E.C.; SILVA, J.V.; NAVAS, R.; SILVA, T.J.; COSTA, S.S.L (Orgs.). Relatório da II expedição do baixo São Francisco, p.29-56, 2019.

SOARES, E.C. *et al.* **A ictiofauna do Baixo São Francisco**. In: SOARES, E.C.; SILVA, J.V.; NAVAS, R. (Orgs.). *O Baixo São Francisco: características ambientais e sociais*. Maceió: Edufal, 2020a. p.129-152.

SOARES, E.C.*et al.* Expedition on the Lower São Francisco: an X-ray of fisheries and agriculture, pollution, silting and saline intrusion. **Brazilian Journal of Development**, v.6, p.3047-3064, 2020b.

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, pp. 102-106. 2016.

SOUZA, C. F; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação hidrodinâmica via aquisição remota de dados. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007, São Paulo. **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2007.

SOUZA, M. E; FILHO, N. E. S. SA; PEREIRA, L. A; LIRA. L. H. B. Monitoramento e Caracterização do Assoreamento no rio São Francisco nas Orlas Urbanas de Petrolina – PE e Juazeiro- BA. **Revista Brasileira da Casa da Geografia de Sobral**. v. 15, n. 1, pp. 68-80, 2013.

SOUZA, S. O; FRANÇOIS, L. L; Borges, A. R.; Vale, M. G. R.; Araújo, R. G. O. Determination of copper and mercury in phosphate fertilizers employing direct solid sampling analysis and high-resolution continuum source graphite furnace atomic absorption spectrometry Spectrochemical Acta. Part B, **Atomic Spectroscopy**, v. 114, p. 58-64, 2015.

SOUZA, S.O.; COSTA, S.S.L.; BRUM, B.C.T.; SANTOS, S.H.; GARCIA, C.A.B.; ARAUJO, R.G.O. Determination of nutrients in sugarcane juice using slurry sampling and detection by ICP OES. **Food Chem**. 273, pp. 57–63, 2019.

STORELLI M. M. 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**, v. 46, n. 8, p. 2782-2788, Aug. 2008.

TAPPIZ, B. **Determinação de contaminantes inorgânicos em pescados consumidos em São Paulo como contribuição à garantia da segurança alimentar**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN – CNEN/SP. São Paulo. 105 p. 2019.

TELES, L. T; ZARA, L. F; FURLANETTO, R. U.L; DA SILVA JR, N. J. Elementos traços em peixes de interesse comercial do rio Caiapó (Goiás, Brasil) em área sob impacto ambiental. **Estudos**, Goiânia, v. 35, n. 11/12, p. 1055-1067, nov./dez. 2008.

TÜRKMEN, M.; TÜRKMEN, A.; TEPE; Y. Metal contaminations in five fish species from Black, Marmara, Aegean and Mediterranean seas, Turkey. **Journal of the Chilean Chemical Society**, 52 (4), pp. 1314-1318, 2007.

TÜZEN, M. Determination of heavy metals in fish samples of the middle Black Sea (Turkey) by graphite furnace atomic absorption spectrometry. **Food chemistry**, v.80, p. 119-123, 2003.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY **Assessing human health risks from chemically contaminated, fish and shellfish: a guidance manual**. Washington, DC: US EPA Office of Marine and Estuarine Protection, 1989.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry, Revision- Method 7473 -SW-846**. 2007.

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

YI, Y.; ZHANG, S. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. **Environ Science and Pollution Research**, v. 19, p. 3989-3996, 2012.

YOSSA-PERDOMO, M.I. **Estratégia alimentar de peixes detritívoros das Bacias do Orinoco e do Amazonas**. Tese de Doutorado, Universidade do Amazonas, Manaus. 2002.

ZMOZINSKI, A. V.; MIRANDES, T. L.; DAMIN, I. C. F.; SÁNCHEZ, J. F. L.; VALE, M. G. R.; WELZ, B.; SILVA, M. M. Direct solid sample analysis with graphite furnace atomic absorption spectrometry – A fast and reliable screening procedure for determination of inorganic arsenic in fish and seafood. **Talanta**. v.134. p.224-231, 2015.