

AVALIAÇÃO INTEGRADA DO RISCO DE INGESTÃO DE Cd, Hg, Pb E
ELEMENTOS TERRAS RARAS POR MEIO DO CONSUMO DE OITO ESPÉCIES
DE PEIXES DO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA DO SUL

CAROLINE KLEM DE CASTRO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO – UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ

JULHO, 2026

AVALIAÇÃO INTEGRADA DO RISCO DE INGESTÃO DE Cd, Hg, Pb E
ELEMENTOS TERRAS RARAS POR MEIO DO CONSUMO DE OITO ESPÉCIES
DE PEIXES DO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA DO SUL

CAROLINE KLEM DE CASTRO

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências
e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das
exigências para obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Prof. Carlos Eduardo de Rezende

Coorientador: Dr. Philipe Ribeiro Gomes

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ

JULHO, 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

C355

Castro, Caroline Klem de.

Avaliação integrada do risco de ingestão de Cd, Hg, Pb e elementos terras raras por meio do consumo de oito espécies de peixes do estuário do rio Paraíba do Sul / Caroline Klem de Castro. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

70 f. : il.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2026.

Orientador: Carlos Eduardo de Rezende.

Coorientador: Philipe Ribeiro Gomes.

1. Chumbo. 2. Mercúrio. 3. Cádmio. 4. Elementos terras raras. 5. Risco de ingestão. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

AVALIAÇÃO INTEGRADA DO RISCO DE INGESTÃO DE Cd, Hg, Pb E
ELEMENTOS TERRAS RARAS POR MEIO DO CONSUMO DE OITO ESPÉCIES
DE PEIXES DO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA DO SUL

CAROLINE KLEM DE CASTRO

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em: 29/07/2026

Comissão examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **MARINA SATIKA SUZUKI**
Data: 17/08/2026 17:09:47-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Marina Satika Suzuki (Doutora em de Biociências e Biotecnologia) – UENF

Documento assinado digitalmente
 **INACIO ABREU PESTANA**
Data: 17/08/2026 16:37:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Inácio Abreu Pestana (Doutor em Ecologia e Recursos Naturais) – UFF

Documento assinado digitalmente
 **PHILIPPE RIBEIRO GOMES**
Data: 17/08/2026 16:26:48-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Philippe Ribeiro Gomes (Doutor em Ecologia e Recursos Naturais) – UENF
(Coorientador)

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS EDUARDO DE REZENDE**
Data: 17/08/2026 16:08:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Carlos Eduardo de Rezende (Doutor em Ciências Biológicas - UFRJ) – UENF
(Orientador)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu pai, Luis Renato Boldes de Castro (*in memoriam*). Por ter sido meu porto seguro, por ter acreditado em mim quando eu mesma não acreditava, por ter incentivado meus sonhos sem jamais medir esforços e por celebrar cada uma das minhas conquistas como se fossem suas. Sua confiança me fortaleceu nos momentos de dúvida e seu exemplo continua me guiando.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todas as oportunidades concedidas ao longo da minha vida, por ter sido meu amparo nos momentos difíceis, minha força nos dias de incerteza e minha esperança ao longo de toda esta caminhada.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Carlos Eduardo de Rezende, pela orientação e por todas as oportunidades. Sem o senhor, esta pesquisa não seria possível.

Agradeço ao meu coorientador, Dr. Philipe Ribeiro Gomes, por ter acreditado no meu potencial, por toda a paciência, orientação, ensinamentos e conversas. Você foi essencial para a minha formação e para a realização deste trabalho. Muito obrigada por tudo.

Agradeço à minha família por ser a base de tudo. Sem vocês, nada seria possível. À minha mãe, Jane Klem Siqueira, por ser meu maior exemplo de força e por todo o apoio, confiança e incentivo. Ao meu pai, que partiu no final do meu mestrado, mas que, até seu último dia de vida, dedicou-se a me apoiar e a me fazer feliz. Às minhas irmãs e melhores amigas, Lara e Vivian Klem de Castro, especialmente à Vivian, por toda a ajuda durante o mestrado. Agradeço à minha segunda família e amigos queridos Carolina Freitas, Daniel Almeida, Laura Chaves e Eduarda Faria, por serem sempre tão presentes em minha vida.

Agradeço aos amigos que fiz durante o mestrado, em especial à Ana Luísa Viana Monteiro, por ter sido minha dupla durante essa jornada, pelos inúmeros dias de trabalho e estudo, pelas risadas e por toda a parceria.

Agradeço ao Dr. Pedro Vianna Gatts por todo o auxílio durante as etapas de tratamento das amostras.

Agradeço aos técnicos do Laboratório de Ciências Ambientais (LCA), Mariana Freitas, Tamires Barbosa, Marcelo Almeida e Diogo Quitete, por estarem sempre dispostos a me ajudar.

Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN).

Agradeço à Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF) e ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) pela infraestrutura disponibilizada.

Agradeço à CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

Agradeço à FAPERJ e ao CNPq pelo fomento ao desenvolvimento desta dissertação.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIACÕES	x
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE FIGURAS.....	xiii
RESUMO.....	xv
ABSTRACT	xvi
ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	xvii
1. INTRODUÇÃO GERAL	18
1.1 Contaminação por metais em peixes	18
1.2 Risco de ingestão de metais pelo consumo de pescado	19
1.3 Contaminação da bacia do Rio Paraíba do Sul	22
CAPÍTULO 1.....	25
2.1 Introdução	27
2.2. Material e Métodos	29
2.2.1 Área de estudo, amostragem e tratamento de amostras.....	29
2.2.2 Determinações químicas	30
2.2.3 Avaliação do risco à saúde humana.....	31
2.2.4 Análises estatísticas	33
2.3. Resultados	34
2.3.1 Variáveis biométricas e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$	34
2.3.2 Concentração dos Metais	35
2.3.3 Risco de Consumo	36
2.4. Discussão	37
2.5. Conclusão	43

2.6. Agradecimentos	44
2.7. Referências	44
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
4. REFERÊNCIAS	67

LISTA DE ABREVIACÕES

Cd – Cádmió

Ce – cério

CR – Risco de Câncer/ Cancer Risk

Dy – disprósio

EDI – Ingestão Diária Estimada/Estimated Daily Intake

Er – érbio

Eu – európio

Gd – gadolínio

Hg – mercúrio

HI – Índice de Perigo/ Hazard Index

Ho – hólmió

HREE – Heavy rare earth elements/ Elementos terras raras pesados

La – lantânio

LREE – Light rare earth elements/ Elementos terras raras leves

MeHg – Metilmercúrio

MREE – Medium rare earth elements/ Elementos terras raras médios

Lu – lutécio

MSCQ – Quantidade máxima de consumo seguro/ Maximum Safe Consuming Quantity

Nd – neodímio

Pb – Chumbo

Pr – praseodímio

REEs – Elementos terras raras

RD – dose de referência

RPS – rio Paraíba do Sul

Sm – samário

Tb – térbio

THQ – Quociente de Perigo/Target Hazard Quotient

Tm – túlio

Yb – itérbio

$\delta^{13}\text{C}$ – Resultado de $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{amostra}} / ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{da formação Pee Dee}} - 1) * 1000$

$\delta^{15}\text{N}$ – Resultado de $(^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{amostra}} / ^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{nitrogênio atmosférico}} - 1) * 1000$

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

Tabela 1: Trabalhos avaliando a ingestão de elementos-traços pelo consumo de pescado.....	21
--	----

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Estimativa de ingestão diária (EDI) e quantidade máxima de consumo seguro (MSCQ) para Hg, Cd, Pb e Σ REE nas espécies avaliadas.....	55
--	----

Tabela 2: Valores de Quociente de Perigo Alvo (THQ) e Índice de Perigo (HI) para Hg, Cd e Pb nas espécies de peixes avaliadas considerando o consumo nacional e local.....	57
---	----

Material Suplementar 1: Valores médios ($\pm$ desvio-padrão) de peso corporal (g), comprimento padrão (cm), $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e $\delta^{13}\text{C}$ (‰) das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Os valores isotópicos são expressos em relação aos padrões atmosférico (N_2) para $\delta^{15}\text{N}$ e Pee Dee Belemnite (PDB) para $\delta^{13}\text{C}$	58
---	----

Material Suplementar 2: Sobreposição de SEAc (%) entre as oito espécies de peixes analisadas do estuário do Rio Paraíba do Sul.....	60
--	----

Material Suplementar 9: Características ecológicas das espécies de peixes amostradas no estuário do Rio Paraíba do Sul, incluindo a sua posição na coluna d'água e hábito alimentar.....	66
---	----

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1:

Figura 1: Mapa do Brasil e do estado do Rio de Janeiro (vermelho) mostrando a área de estudo, onde: EP - o estuário principal; ES – o estuário secundário.....51

Figura 2: Espaço isotópico ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) das espécies de peixes e as elipses corrigidas para tamanho de amostra pequeno (SEAc) para as espécies estudadas.....52

Figura 3: Concentrações de Cd, Hg e Pb em peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Linhas tracejadas vermelhas indicam limite máximo tolerável estabelecido pela ANVISA (2022), EU (2006) e FAO/WHO (2025). Letras minúsculas indicam diferenças significativas nas concentrações de Hg entre as espécies (ANOVA, $p < 0,05$); Cd e Pb não apresentaram diferenças significativas entre as espécies (ANOVA, $p > 0,05$).....53

Figura 4: Concentrações dos elementos terras raras em peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Esses elementos foram divididos em quatro grupos: leves (LREE), médios (MREE), pesados (HREE) e totais (ΣREE). Letras minúsculas diferencia as concentrações de cada um dos grupos entre as espécies.....54

Material Suplementar 3: Associação entre as concentrações de Hg e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.....55

Material Suplementar 4: Associação entre as concentrações de Pb e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.....61

Material Suplementar 5: Associação entre as concentrações de Cd e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.....62

Material Suplementar 6: Associação entre as concentrações totais dos elementos terras raras (ΣREE) e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.....63

Material Suplementar 7: Associação entre as concentrações de Cd, Hg e Pb com os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.

As concentrações (eixo y) dos gráficos transformadas em escala logarítmica de base 10 para otimizar a visualização dos dados.....64

Material Suplementar 8: Associação entre as concentrações dos elementos terras raras com os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Esses elementos foram divididos em quatro grupos: leves (LREE), médios (MREE), pesados (HREE) e totais (ΣREE). As concentrações (eixo y) dos gráficos transformadas em escala logarítmica de base 10 para otimizar a visualização dos dados.....65

RESUMO

O aumento global no consumo de pescado tem intensificado as preocupações relacionadas à contaminação de organismos aquáticos por elementos potencialmente tóxicos e aos riscos associados à saúde humana. Este estudo teve como objetivo determinar as concentrações de cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e elementos de terras raras (REEs) em peixes de importância comercial do estuário do Rio Paraíba do Sul (RPS), bem como avaliar o risco à saúde humana e investigar as rotas de transferência desses contaminantes utilizando isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Foram analisados indivíduos de oito espécies de peixes obtidos de capturas comerciais locais. As concentrações de Hg foram determinadas por analisador direto de mercúrio, enquanto Cd, Pb e REEs foram quantificados por ICP-MS. Para a avaliação de risco, calculou-se a ingestão diária estimada (EDI), o quociente de perigo alvo (THQ), o índice de perigo (HI) e a quantidade máxima segura de consumo (MSCQ), considerando cenários de consumo nacional e local. O Hg apresentou as maiores concentrações entre os elementos analisados, ultrapassando os limites regulatórios em algumas espécies. As regressões com o $\delta^{15}\text{N}$ indicaram a ocorrência de diluição trófica para Cd, Pb e REEs, e a ausência de biomagnificação para o Hg devido à homogeneidade amostral e à sobreposição de nichos. No entanto, correlações positivas significativas entre os níveis de Hg e o comprimento corporal em quatro espécies evidenciaram bioacumulação ao longo do crescimento. A avaliação de risco demonstrou que, embora o Cd e o Pb indiquem consumo seguro, as concentrações de Hg geraram um expressivo risco à saúde não carcinogênico (HI maior que 1) no cenário de consumo local, evidenciando que médias nacionais de ingestão podem subestimar a exposição de populações costeiras e tradicionais. Este é o primeiro estudo a avaliar o risco de ingestão de Cd, Pb e REEs através do consumo de pescado no estuário do RPS, fornecendo subsídios cruciais para a gestão ambiental da bacia e para a formulação de políticas regulatórias de saúde pública direcionadas a comunidades vulneráveis.

Palavras-chaves: Chumbo. Mercúrio. Cádmio. Elementos terras raras. Risco de ingestão.

ABSTRACT

The global increase in seafood consumption has intensified concerns regarding the contamination of aquatic organisms by potentially toxic elements and the associated risks to human health. This study aimed to determine the concentrations of cadmium (Cd), mercury (Hg), lead (Pb), and rare earth elements (REEs) in commercially important fish species from the Paraíba do Sul River estuary (PSR), as well as to assess human health risks and investigate the transfer pathways of these contaminants using stable carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) isotopes. Individuals from eight fish species obtained from local commercial fisheries were analyzed. Mercury concentrations were determined using a direct mercury analyzer, whereas Cd, Pb, and REEs were quantified by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Risk assessment was performed through the calculation of Estimated Daily Intake (EDI), Target Hazard Quotient (THQ), Hazard Index (HI), and Maximum Safe Consumption Quantity (MSCQ), considering both national and local consumption scenarios. Mercury showed the highest concentrations among the analyzed elements, exceeding regulatory limits in some species. Regressions with $\delta^{15}\text{N}$ indicated trophic dilution of Cd, Pb, and REEs, and no evidence of Hg biomagnification, likely due to sample homogeneity and trophic niche overlap. However, significant positive correlations between Hg concentrations and body length in four species indicated bioaccumulation throughout growth. Risk assessment showed that, although Cd and Pb concentrations indicated safe consumption, Hg levels resulted in a substantial non-carcinogenic health risk ($\text{HI} > 1$) under the local consumption scenario, highlighting that national average consumption rates may underestimate exposure in coastal and traditional communities. This is the first study to assess the risk associated with the ingestion of Cd, Pb, and REEs through fish consumption in the PSR estuary, providing essential information for watershed environmental management and the development of public health regulatory policies aimed at vulnerable populations.

Keywords: Lead; Mercury; Cadmium; Rare Earth Elements; Dietary Exposure Risk.

ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação é composta de:

- (1) **Introdução geral:** apresenta uma visão geral do tema discutido no capítulo 1, abordando os aspectos relacionados à importância do pescado na alimentação humana, à contaminação de ambientes aquáticos por elementos potencialmente tóxicos, com ênfase em cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e elementos terras raras (REEs), bem como aos riscos associados à exposição humana por meio do consumo de peixes. Também são apresentados o contexto ambiental da bacia e do estuário do rio Paraíba do Sul.
- (2) **Capítulo 1:** em formato de artigo científico que contém os resultados desse trabalho.
- (3) **Considerações Finais:** que destacam as contribuições da pesquisa, suas implicações e perspectivas para estudos futuros.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A produção global de peixes tem apresentado um crescimento significativo, alcançando 185 milhões de toneladas em 2022. Esse aumento acompanha a expansão do consumo mundial, consolidando os pescados como uma das principais fontes de proteína animal. Em 2022, o consumo aparente foi de 165 milhões de toneladas, com as projeções indicando que, até 2032, esse número poderá chegar a 184 milhões de toneladas (FAO, 2024).

O aumento do consumo de peixes evidencia seu valor nutricional, sendo uma fonte rica em proteínas, ácidos graxos ômega-3, vitaminas e minerais, que promovem benefícios à saúde, incluindo a redução do risco de doenças cardiovasculares, melhora da função cognitiva e fortalecimento do sistema imunológico. No entanto, à medida que o consumo cresce, também se intensificam as preocupações com a contaminação dos peixes por substâncias químicas que podem causar efeitos adversos à saúde (Abera e Adimas, 2024).

Mais de 200 doenças são causadas pela ingestão de alimentos contaminados por microrganismos ou substâncias químicas. Dessa forma, a segurança alimentar desses recursos pesqueiros é uma questão de saúde pública. Portanto, é crucial confirmar se esses alimentos estão aptos ao consumo pela população (WHO, 2022), e avaliar a presença de metais, como cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), que estão na lista de prioridades de substâncias tóxicas na Agência Americana para Registro de Substâncias e Doenças Tóxicas (ATSDR, 2026).

1.1 Contaminação por metais em peixes

Os metais em ambientes aquáticos podem ter origens naturais, através do intemperismo do solo e das rochas, erosão, incêndios florestais e erupções vulcânicas, mas também podem originar-se através de processos antrópicos, como o descarte inadequado de resíduos industriais, mineração, uso de pesticidas e fertilizantes na agricultura, além do lançamento de esgoto doméstico e industrial sem tratamento adequado. Esses metais podem se dissolver na água ou se depositar nos sedimentos. A partir disso, os peixes podem absorver esses metais através das brânquias, pele ou ao consumir um organismo já contaminado (Abera e Adimas, 2024; Ignácio *et al.*, 2024).

Os processos de bioacumulação e de biomagnificação são fundamentais para a compreensão dos contaminantes ao longo das cadeias alimentares. A bioacumulação é o processo pelo qual as substâncias químicas, como metais, acumulam-se no corpo de um organismo ao longo do tempo. Acontece através das fontes de exposição no ambiente, como água, sedimento e, principalmente, o alimento ingerido, e pode ser influenciado por fatores como a taxa de crescimento do organismo (Li *et al.*, 2023; Saidon *et al.*, 2024). Por sua vez, a biomagnificação refere-se ao processo pelo qual a concentração de uma substância aumenta gradativamente em níveis tróficos consecutivos em uma cadeia alimentar, ou seja, a concentração do contaminante nos predadores de topo é maior do que a concentração de suas presas, devido ao consumo repetido de organismos já contaminados e à persistência dessas substâncias nos tecidos biológicos (Post, 2002; Fragoso *et al.*, 2024; Saidon *et al.*, 2024).

O Hg, principalmente em sua forma mais tóxica, o metilmercúrio (MeHg), é um dos exemplos clássicos que possuem forte tendência à bioacumulação e biomagnificação, mas nem todos os elementos sofrem biomagnificação. Outros elementos, como o Cd e Pb, podem apresentar comportamentos variáveis, podendo sofrer biodiluição ou biomagnificação. Já os elementos terras raras (REEs) costumam apenas sofrer biodiluição (Barros *et al.*, 2010; Costa *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2023; Saidon *et al.*, 2024; Rétif *et al.*, 2024a; Rétif *et al.*, 2024b).

O uso de isótopos estáveis tem se tornado uma ferramenta extremamente útil para investigar o comportamento desses contaminantes nas redes tróficas. Os valores mais altos do isótopo de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) indicam consumidores de níveis tróficos superiores, onde a biomagnificação tende ocorrer. Dessa forma, a correlação positiva entre a concentração de metais e $\delta^{15}\text{N}$ tem sido utilizada para evidenciar e quantificar a biomagnificação em ecossistemas aquáticos (Saidon *et al.*, 2024). O isótopo de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) desempenha um papel crucial e complementar ao ajudar a entender as fontes e os caminhos pelos quais esses contaminantes entram e se movem nas teias alimentares, já que, diferentes rotas alimentares podem estar associadas a diferentes exposições a contaminantes. Assim, o isótopo de carbono ajuda a interpretar variações na bioacumulação entre habitats distintos (Fragoso *et al.*, 2024).

1.2 Risco de ingestão de metais pelo consumo de pescado

O Cd, Hg e Pb são metais não essenciais para os seres humanos e mesmo em pequenas concentrações são altamente tóxicos (INCA, 2024). De acordo com a Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer (IARC, 2025), o Cd é classificado como carcinogênico para humanos (grupo 1), o Pb como provavelmente carcinogênico para humanos (grupo 2A) e o Hg não é classificável quanto à carcinogenicidade para humanos (grupo 3), porém o MeHg está classificado como possivelmente carcinogênico para humanos (grupo 2B).

Os elementos Pb e o Cd tendem se acumular no fígado, rins e pulmões, com um tempo de permanência entre 10 a 30 anos, podendo comprometer a função ventilatória pulmonar, provocar falta de ar, causar enfisema, fibrose pulmonar, hipertensão, além de aumentar o risco de câncer de pulmão, próstata, rins e estômago (INCA, 2024). Já o Hg e, principalmente, o MeHg podem causar danos neurológicos, especialmente em fetos e crianças, além de afetar rins, sistema cardiovascular, imunológico e reprodutivo, sendo o consumo de peixes e frutos do mar contaminados a principal via de exposição ao MeHg (UNEP, 2008)

Diante de cenário, o risco de ingestão de elementos-traços pelo consumo de pescado tem sido avaliado em diversos trabalhos ao redor do mundo. Para isso, são utilizados índices para compreender os níveis de exposição a estes contaminantes, como a Ingestão Diária Estimada (EDI, do inglês *Estimated Daily Intake*), o Quociente de Perigo (THQ, do inglês *Target Hazard Quotient*), o Índice de Perigo (HI, do inglês *Hazard Index*), quantidade máxima de consumo seguro (MSCQ, do inglês *Maximum Safe Consuming Quantity*) e o Risco de Câncer (CR, do inglês *Cancer Risk*). A **tabela 1**, abaixo, reúne exemplos de trabalhos em diversas localizações que utilizam esses índices.

Tabela 1: Trabalhos avaliando a ingestão de elementos-traços pelo consumo de pescado

Referência	Espécies	N amostral	Elementos	Índices	Localização
Ferreira <i>et al.</i> (2024)	1	51	As, Cu, Cr, Fe, Zn e Mn.	EDI, THQ, MSCQ, e CR.	Pará (Brasil)
Hasan <i>et al.</i> (2022)	3	90	Cr, Cd, Cu, Pb, Zn, Ni e As.	EDI, THQ, HI e CR.	Bangladesh
Ignacio <i>et al.</i> (2024)	2	240*	Ag, Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, V e Zn	THQ e HI.	Uruguai- Argentina
Kaçar (2024)	2	18	As, Cu, Fe, Cd,Co, Mn, Ni, Pb, Cr e Zn	EDI, THQ, HI e CR.	Turquia
Leite <i>et al.</i> (2023)	1	90	Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, As, Cd e Pb	EDI e THQ	São Paulo (Brasil)
Li <i>et al.</i> (2023)	10	149 *	Cu, Cr, Cd, Pb, Zn, As e Hg	EDI, THQ, HI e CR.	China
Reyes-Márquez <i>et al.</i> (2024)	4	180 *	Cu, Cd, Pb e Cr	EDI, THQ, HI e CR.	México
Salazar-Camacho <i>et al.</i> (2022)	47	1372 *	Hg, MeHg, As, Pb e Cd.	EDI, EDI, THQ, HI e CR.	Colômbia
Sharifian <i>et al.</i> (2022)	3	81	Ni, Zn, Cu, Cr, Cd e Pb	EDI, THQ, HI e CR.	Irã
Souza-Araujo <i>et al.</i> (2022)	47	314*	As, Hg, Pb e Cd	EDI, THQ e HI.	Amazonas (Brasil)
Zaghloul <i>et al.</i> (2022)	5	25*	Cd, Pb, Mn, Cu, Ni, Zn e Fe	EDI, THQ, HI e CR.	Egito
Di Benedetto <i>et al.</i> (2021)	4	46*	Hg	EDI	Rio de Janeiro (Brasil)

*Não possuem uma divisão homogênea entre espécies.

O estudo de Leite *et al.* (2023) investigou a contaminação por elementos traços do peixe traíra (*Hoplias malabaricus*) em dois rios com diferentes níveis de degradação no sudeste do Brasil. Os resultados mostraram que os peixes do rio mais impactados possuíam níveis mais elevados de metais e representavam risco à saúde humana (THQ > 1).

Souza-Araujo *et al.* (2022) analisaram a concentração de elementos traços em 47 espécies de peixes da costa amazônica e relacionou essas concentrações com a posição trófica dos peixes, obtida por meio de análise de $\delta^{15}\text{N}$. Observou-se uma correlação negativa das concentrações de As, Cd e Pb com os níveis tróficos, as maiores concentrações de Hg em peixes recifais, e a avaliação de risco à saúde indicou que o consumo de algumas espécies pode representar risco não carcinogênico e carcinogênico para a população.

No estuário do Rio Paraíba do Sul (RPS), a avaliação do risco de ingestão de metais pelo consumo de pescados foi abordada por Di Benedetto *et al.* (2021) através do EDI, que analisaram a concentração total de Hg em dois crustáceos e quatro espécies de peixes. Os autores identificaram a maior média de concentração de Hg na espécie *Genidens genidens*; no entanto, todos os valores encontrados permaneceram abaixo do limite máximo permitido estabelecido pelo Governo Brasileiro.

1.3 Contaminação da bacia do Rio Paraíba do Sul

A bacia do RPS consiste em um sistema ambiental intensamente impactado, drenando as regiões industrializadas e densamente povoadas do Brasil, nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Historicamente, a contaminação deste ecossistema é resultado da combinação de efluentes industriais de setores metalúrgicos e químicos, resíduos de agricultura, despejo de esgoto doméstico sem tratamento adequado e atividades de mineração (Pfeiffer *et al.*, 1986; Kahn *et al.*, 2017; Gomes *et al.*, 2022).

O Hg é um dos contaminantes de maior relevância na bacia devido ao seu histórico de contaminação. As principais fontes desse elemento incluem o uso de pesticidas em plantações de cana-de-açúcar e as atividades de garimpo de ouro, que tiveram seu ápice na década de 1980 e ainda persistem de forma ilegal (Gomes *et al.*, 2022). Já a contaminação por Cd e Pb se destaca principalmente no curso médio

do rio, em razão da influência de complexos siderúrgicos e metalúrgicos. No entanto, a presença desses metais não se restringe a esse trecho, uma vez que diferentes fontes de contaminação estão distribuídas ao longo de toda a bacia hidrográfica, incluindo aportes industriais no curso superior, contribuições associadas à urbanização e ao lançamento de esgoto doméstico no curso inferior, além do transporte de partículas contaminadas por tributários (Pfeiffer et al., 1986; Molisani et al., 2005).

Miguens *et al.*, (2016) realizaram uma análise em grãos de sedimentos de fundo na bacia do baixo RPS utilizando Microscópio Eletrônico de Varredura acoplado a Espectrômetro de Raios X por Dispersão de Energia/MEV/EDS. Ao realizarem essa análise, encontraram metais, como o Pb, e REEs (La, Ce, Nd e Th, por exemplo) nos sedimentos, fornecendo evidências de que os sedimentos do estuário do RPS podem atuar como uma armadilha desses metais. O sedimento do estuário e da plataforma costeira do RPS também foi estudado por Wanderley *et al.* (2014), que teve como um dos objetivos investigar o histórico de contaminação por metais ao longo das camadas sedimentares. As análises indicaram concentrações elevadas de Cd, Zn, Pb, Cu, Ni, As e ETRs, com ressaltos para o aumento de Cd e Zn a partir de 1982, associado ao acidente industrial da Cia Paraibuna de Metais.

Outros estudos também comprovaram presença de REEs no RPS. Valitutto *et al.* (2006) identificaram concentrações significativas de elementos, como La, Ce, Nd e Gd, tanto na água quanto no material particulado suspenso e em macrófitas coletadas nos reservatórios de Santana e Vigário, que recebem águas transpostas do RPS. De forma complementar, Santos-Neves *et al.* (2018) verificaram a ocorrência de REEs em diferentes frações (particulada, coloidal e dissolvida) ao longo do sistema de transposição do RPS para o Guandu.

Com relação a biota, Terra *et al.* (2007) analisaram as concentrações de Cr, Cu, Zn e Pb no músculo e nas gônadas de três peixes de diferentes níveis tróficos no RPS. Os resultados mostraram que os peixes coletados na área mais impactada por descargas urbanas e industriais apresentaram as maiores concentrações de metais, e o peixe com maior nível trófico acumulou os maiores teores de Cr, Pb e Zn, confirmando a influência da posição trófica e da proximidade de fontes de poluição na bioacumulação de elementos traço. Além disso, as concentrações de Cr e Pb excederam frequentemente os limites legais em tecidos comestíveis, indicando risco à saúde humana. Kehring *et al.* (2013) analisaram as concentrações de Hg em

organismos de diferentes níveis tróficos, de mesoplâncton a cetáceos, da costa norte do Rio de Janeiro, sob influência da pluma do RPS. O Hg apresentou uma clara biomagnificação ao longo da cadeia com forte correlação com o nível trófico, determinado utilizando $\delta^{15}\text{N}$.

Considerando a presença comprovada de metais potencialmente tóxicos e REEs no RPS, torna-se evidente a necessidade de investigar sua transferência para organismos aquáticos de interesse alimentar, como os peixes. Nesse contexto, o presente estudo busca determinar as concentrações de Cd, Hg, Pb e REEs em tecidos musculares de peixes coletados na área do estuário e avaliar os riscos de ingestão.

CAPÍTULO 1:

Avaliação integrada do risco de ingestão de Cd, Hg, Pb e elementos terras raras por meio do consumo de oito espécies de peixes do estuário do rio Paraíba do Sul

Resumo

O aumento global no consumo de pescado tem intensificado as preocupações relacionadas à contaminação de organismos aquáticos por elementos potencialmente tóxicos e aos riscos associados à saúde humana. Este estudo teve como objetivo determinar as concentrações de cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e elementos de terras raras (REEs) em peixes de importância comercial do estuário do Rio Paraíba do Sul (RPS), bem como avaliar o risco à saúde humana e investigar as rotas de transferência desses contaminantes utilizando isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Foram analisados indivíduos de oito espécies de peixes obtidos de capturas comerciais locais. As concentrações de Hg foram determinadas por analisador direto de mercúrio, enquanto Cd, Pb e REEs foram quantificados por ICP-MS. Para a avaliação de risco, calculou-se a ingestão diária estimada (EDI), o quociente de perigo alvo (THQ), o índice de perigo (HI) e a quantidade máxima segura de consumo (MSCQ), considerando cenários de consumo nacional e local. O Hg apresentou as maiores concentrações entre os elementos analisados, ultrapassando os limites regulatórios em algumas espécies. As regressões com o $\delta^{15}\text{N}$ indicaram a ocorrência de diluição trófica para Cd, Pb e REEs, e a ausência de biomagnificação para o Hg devido à homogeneidade amostral e à sobreposição de nichos. No entanto, correlações positivas significativas entre os níveis de Hg e o comprimento corporal em quatro espécies evidenciaram bioacumulação ao longo do crescimento. A avaliação de risco demonstrou que, embora o Cd e o Pb indiquem consumo seguro, as concentrações de Hg geraram um expressivo risco à saúde não carcinogênico (HI maior que 1) no cenário de consumo local, evidenciando que médias nacionais de ingestão podem subestimar a exposição de populações costeiras e tradicionais. Este é o primeiro estudo a avaliar o risco de ingestão de Cd, Pb e REEs através do consumo de pescado no estuário do RPS, fornecendo subsídios cruciais para a gestão ambiental da bacia e para a formulação de políticas regulatórias de saúde pública direcionadas a comunidades vulneráveis.

Keywords: Chumbo. Mercúrio. Cádmio. Elementos terras raras. Peixes. Risco de ingestão.

2.1 Introdução

A produção global de peixes tem apresentado um crescimento significativo nas últimas décadas. Esse aumento acompanha a expansão do consumo mundial, consolidando os pescados como uma das principais fontes de proteína animal. Em 2022, o consumo aparente foi de 165 milhões de toneladas, com projeções de aumento contínuo até 2032 (FAO, 2024). No entanto, à medida que o consumo cresce, também se intensificam as preocupações com a contaminação dos peixes por substâncias químicas que podem causar efeitos adversos à saúde (Abera e Adimas, 2024).

Mais de 200 doenças estão associadas ao consumo de alimentos contaminados, ou seja, que apresentam concentrações de contaminantes acima dos limites máximos estabelecidos por órgãos reguladores nacionais e internacionais, tornando a segurança do pescado uma importante questão de saúde pública (UNEP, 2008; WHO e FAO, 2022). Nesse contexto, destaca-se a necessidade de avaliar a presença de metais como cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) classificados entre as principais substâncias tóxicas prioritárias pela Agência Americana para Registro de Substâncias e Doenças Tóxicas (ATSDR, 2026). Além dos elementos terras raras (REEs), cuja utilização tem aumentado nas últimas décadas, embora seus potenciais riscos à saúde humana ainda sejam pouco compreendidos (Dai et al., 2022).

A bacia do rio Paraíba do Sul (RPS), importante no sudeste brasileiro, abrange 184 municípios em 3 estados, atende mais de 15 milhões de pessoas, e possui um histórico de contaminação associada à intensa urbanização, industrialização, atividades agrícolas e mineração (Kahn et al., 2017; CEIVAP, 2021; Gomes et al., 2023). Sua relevância ambiental se estende à zona costeira, uma vez que o RPS drena uma área de mais de 61.000 km² e é responsável por mais de 80% do total de descarga de água doce que deságua no Oceano Atlântico nessa região (Gomes et al., 2023). Consequentemente, o estuário do RPS atua como uma zona crítica de balanço de massa e transporte de fluxos continentais para o ambiente marinho. Estudos anteriores identificaram a presença de Cd, Hg, Pb e REEs em sedimentos, água, material particulado, macrófitas e organismos aquáticos ao longo da bacia e da região costeira sob influência do rio (Valitutto et al., 2006; Miguens et al., 2016;

Wanderley et al., 2013; Santos-Neves et al., 2018; Gomes et al., 2022; Gomes et al., 2023). Uma vez introduzidos no ambiente aquático, esses contaminantes podem permanecer disponíveis na coluna d'água e nos sedimentos, sendo absorvidos pelos organismos aquáticos e transferidos ao longo da cadeia trófica. Os peixes podem incorporar esses elementos através das brânquias, do contato com sedimentos contaminados e, principalmente, pela alimentação, acumulando esses elementos em seus tecidos ao longo da vida (Abera e Adimas, 2024; Ignácio et al., 2024). Inclusive, trabalhos na biota da bacia do RPS e sua região costeira de influência demonstraram processos de bioacumulação e biomagnificação (Terra et al., 2007; Kehrig et al., 2013; Gomes et al., 2023). Dessa forma, o consumo de pescado contaminado, representa uma importante via de exposição humana a esses metais. A exposição crônica, mesmo em baixas concentrações, pode favorecer o acúmulo desses contaminantes no organismo humano e estar associada a efeitos tóxicos como danos neurológicos, renais, cardiovasculares e respiratórios, além do aumento do risco de desenvolvimento de diferentes tipos de câncer (UNEP, 2008; INCA, 2024; IARC, 2025).

Trabalhos realizados em diferentes regiões do mundo têm investigado os riscos associados à ingestão de Cd, Hg, Pb e REEs por meio do consumo de pescado, devido ao potencial de bioacumulação desses elementos e aos efeitos adversos que podem causar à saúde humana (Núñez et al., 2018; Melgar et al., 2019; Dai et al., 2022; Liu et al., 2022; Hashim et al., 2024; Hu et al., 2024). No Brasil, estudos também vêm demonstrando preocupação com a presença desses contaminantes em peixes de interesse comercial (Souza-Araujo et al., 2022; Fortes et al., 2023; Leite et al., 2023; Porto et al., 2024), inclusive no RPS e em áreas sob sua influência (Di Benedetto et al., 2021; Silva et al., 2025).

Entretanto, ainda são escassos os estudos voltados à avaliação do risco à saúde humana associado ao consumo de peixes de importância comercial do estuário do RPS, e inexistentes para REEs. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo determinar as concentrações de Cd, Hg, Pb e REEs em peixes do estuário do RPS, avaliar o risco associado ao consumo dessas espécies e investigar possíveis relações entre os contaminantes e a composição isotópica de carbono e nitrogênio. Destaca-se que este é o primeiro estudo a investigar o risco de ingestão de Cd, Pb e REEs através do consumo de peixes desse estuário.

2.2. Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo, amostragem e tratamento de amostras

A bacia do RPS abrange os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. O rio tem sua nascente no estado de São Paulo e percorre aproximadamente 1.137 km até atingir sua foz na praia de Atafona (**Figura 1**), no município de São João da Barra, do estado do Rio de Janeiro. Possui como principais afluentes os rios Jaguari, Paraibuna, Pomba, Muriaé, Piraí, Piabanha e Dois Rios. Os recursos hídricos da bacia são utilizados para abastecimento, irrigação, geração de energia hidrelétrica e diluição de efluentes sanitários (CBH BPSI, 2022; CEIVAP, 2021). A zona estuarina do RPS é dividida em (I) canal principal, com maior fonte de água doce para a região costeira; e (II) canal secundário, com fluxo do rio reduzido e maior entrada de água do mar. Nessa região, a pesca de subsistência é praticada regularmente (Di Benedetto et al., 2021).

Cento e trinta (N=130) peixes foram adquiridos junto às colônias de pescadores, entre fevereiro e maio de 2025, buscando espécies com expressiva representatividade na produção pesqueira e com importância comercial na região do município de São João da Barra, conforme registrado pelo FIPERJ (2020). A seleção das espécies também foi condicionada à disponibilidade de captura pelos pescadores durante o período amostral.

As amostras foram identificadas a nível de espécie e medidas em comprimento (mm) e peso (g). Em seguida foram retirados os tecidos musculares de cada indivíduo, pesados e armazenados em freezer (-18 °C). As amostras foram liofilizadas e moídas com um almofariz e pilão até um pó fino e homogêneo para realizar as determinações químicas (**item 2.2.**). As concentrações foram posteriormente convertidas para peso úmido considerando 75% de umidade.

Os exemplares foram adquiridos de acordo com os nomes comerciais e, após a identificação taxonômica, verificou-se que a amostragem era composta por oito espécies: xerelete (*Caranx crysos*, N = 33); bagre (*Notarius grandicassis*, N = 6; Bagre bagre, N = 14; Netuma barba, N = 9; *Aspistor luniscutis*, N = 4); corvina (*Micropogonias furnieri*, N = 30); e roncadour (*Conodon nobilis*, N = 17; *Umbrina coroides*, N = 17).

2.2.2 Determinações químicas

2.2.2.1 Determinação de Cd, Pb e REEs

O músculo liofilizado (0,3 g) foi solubilizado em 10 mL de 65% de HNO_3 e aquecido em um bloco digestor a 60°C . Posteriormente, as amostras foram filtradas e levadas a um volume final de 35 mL com HNO_3 a 0,5%. Uma solução de controle analítico (brancos analíticos) foi utilizada para verificar possíveis contaminações. Para testar a precisão e exatidão, materiais de referência (SRM 2976 e BCR 668) foram analisados juntamente com as amostras. As determinações dos elementos foram realizadas em um espectrômetro de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS, Agilent, Modelo 7850, EUA).

Os REEs foram classificados em três grupos com base em suas massas atômicas (Pareto et al., 2024): (I) os REEs leves (LREE), compostos por lantânio (La), cério (Ce), praseodímio (Pr) e neodímio (Nd); (II) os REEs médios (MREE), compostos por samário (Sm), európio (Eu) e gadolínio (Gd); e (III) os REEs pesados (HREE), compostos por térbio (Tb), disprósio (Dy), hólmio (Ho), érbio (Er), túlio (Tm), itérbio (Yb) e lutécio (Lu).

2.2.2.2 Determinação de Hg

A concentração de Hg foi quantificada através do analisador de mercúrio (MA-3000, Nippon Instruments Corporation, Japão), utilizando aproximadamente 0,3 mg de cada amostra de músculo liofilizada, empregando-se também um material de referência (SRM 2976) e brancos para verificação de precisão e exatidão.

2.2.2.3 Determinação da composição isotópica de carbono e nitrogênio

As composições isotópicas de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, abreviada por $\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, abreviada por $\delta^{15}\text{N}$) foram determinadas em 0,4 mg de cada amostra de músculo através de um analisador elementar (Flash 2000) com uma interface CONFLO IV acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica Delta V Advantage (Thermo Scientific, Alemanha). O controle analítico foi realizado a cada 10 amostras com os padrões isotópicos certificados (padrão de proteína de microanálise elementar OAS: $46,5 \pm 0,78\%$ para C; $13,32 \pm 0,40\%$ para N; $-26,98 \pm$

0,13‰ para $\delta^{13}\text{C}$; + 5,94 $\pm$ 0,08‰ para $\delta^{15}\text{N}$). Os resultados foram expressos em partes por mil (‰) em relação à formação de carbonato de Pee Dee Belemnite (PDB) e ao nitrogênio atmosférico.

2.2.3 Avaliação do risco à saúde humana

2.2.3.1 Ingestão Diária Estimada (EDI)

A EDI é uma ferramenta amplamente utilizada em avaliações de risco para estimar a exposição crônica de indivíduos a contaminantes presentes em alimentos. A EDI representa a quantidade média de um contaminante ingerido diariamente por unidade de peso corporal, considerando padrões de consumo alimentar (FAO/WHO, 2009). Conforme a equação 1:

Equação 1:

$$\text{EDI} = (\text{C} \times \text{IR}) / \text{BW}$$

Onde C é a concentração do elemento no tecido muscular do peixe (mg/kg em peso úmido); IR é a taxa de ingestão diária do alimento (kg/dia); e BW é o peso corporal médio do consumidor (kg), 70 kg para adultos (USEPA, 2011).

O consumo de pescado no Brasil apresenta grande variabilidade regional, influenciado por fatores culturais, disponibilidade do recurso e dependência das populações locais em relação à atividade pesqueira. O consumo médio per capita de peixes frescos varia de 3,1 a 3,9 g dia⁻¹ nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, 8,2 g dia⁻¹ na região Nordeste e 16,6 g dia⁻¹ na região Norte, evidenciando diferenças expressivas entre as regiões brasileiras. Esses resultados demonstram que a média nacional pode não representar adequadamente populações com maior dependência do pescado (IBGE, 2020).

Assim, foram considerados dois cenários de ingestão: (i) o cenário nacional, utilizando a taxa de ingestão de 0,0131 kg pessoa⁻¹ dia⁻¹, correspondente ao consumo médio brasileiro de peixes frescos (IBGE, 2020); e (ii) o cenário local, com taxa de ingestão de 0,1371 kg pessoa⁻¹ dia⁻¹, estimada com base na produção pesqueira e na

população do município de São João da Barra (FIPERJ, 2020; IBGE, 2023). A adoção desse cenário local permitiu representar uma condição potencial de maior exposição para a população da área de estudo.

2.2.3.2 Quociente de Perigo Alvo (THQ)

O THQ é um parâmetro utilizado para estimar o risco de efeitos não cancerígenos. O cálculo do THQ, equação 2, foi baseado nas premissas estabelecidas pela análise integrada de risco da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, do inglês United States Environmental Protection Agency; USEPA, 2000).

Equação 2:

$$THQ = (EF \times ED \times IR \times C) / (RD \times BW \times AT)$$

Onde, EF é a frequência de exposição (350 dias/ano); ED é a duração da exposição (anos), IR é a taxa de ingestão diária do alimento (g/dia); C é a concentração do elemento no tecido muscular do peixe, RD é a dose de referência para cada metal (mg/kg/dia), sendo $0,001 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Cd, $0,0003 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Hg e $0,0035 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para Pb, conforme estabelecido pela USEPA (2000); BW é o peso corporal (Kg); e AT é o tempo de exposição (365 dias/ano x número de anos de exposição).

Devido à ausência de valores de dose de referência (RD), não foi possível calcular o indicador THQ para as REEs.

Através da soma dos THQ dos elementos testados também é possível calcular o índice de perigo (HI). Se o THQ e HI for inferior a 1, isso indica que o quociente de risco está abaixo da dose de referência e, portanto, não se esperam efeitos adversos significativos à saúde ao longo da vida de uma pessoa (USEPA, 2024).

2.2.3.3 Quantidade Máxima Segura de Consumo (MSCQ)

A MSCQ é um parâmetro utilizado para estimar a quantidade máxima de um alimento que pode ser consumida diariamente, sem que haja risco à saúde humana em função da presença de contaminantes. Para fazer o cálculo da MSCQ, utilizando a equação 3, considera-se o peso corporal médio do consumidor (BW), a concentração do elemento no tecido muscular do peixe (C) e a dose oral de referência para cada elemento (RD). Quando a MSCQ é maior que a média diária de consumo de peixe por um indivíduo em um dia, o alimento não representa um risco à saúde (Félix et al., 2022; Ferreira et al., 2023).

Devido à ausência de valores de dose de referência (RD), não foi possível calcular MSCQ para as REEs.

Equação 3:

$$MSCQ=(BW \times RD)/C$$

2.2.4 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Core Team, 2025), assumindo um erro tipo I a priori de 5% ($\alpha=0,05$). Para as concentrações inferiores ao limite de detecção (LOD), os valores foram substituídos por LOD/2, de modo a permitir sua inclusão nas análises estatísticas e nos cálculos de exposição e risco à saúde humana (Varol and Sünbül, 2020).

A diferença nas médias das variáveis medidas (concentração de elementos e os índices de risco de ingestão) entre as espécies foram avaliadas por meio da ANOVA e, quando houve significância, foram comparadas a posteriori através do teste de Tukey.

A relação entre as concentrações dos elementos com as composições isotópicas e com os comprimentos padrões das espécies foram avaliadas através de regressões lineares. Quando necessário, os dados foram transformados utilizando uma função de verossimilhança máxima para atender as premissas da ANOVA e regressão linear (homoscedasticidade, normalidade e linearidade dos resíduos;

Venables e Ripley, 2002). As regressões foram validadas utilizando gráficos diagnósticos (Altman & Krzywinski, 2016). Em todos os casos foi assumido um erro tipo I a priori de 5% ($\alpha=0,05$).

A amplitude do nicho isotópico foi quantificada para cada espécie usando a área da elipse padrão corrigida para tamanhos de amostra pequenos (SEAc), calculada com a ferramenta Stable Isotope Bayesian Ellipses no R (SIBER) (Jackson et al., 2011).

2.3. Resultados

2.3.1 Variáveis biométricas e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$

O peso das espécies estudadas seguiu o padrão (**Material Suplementar 1**): *Aspistor luniscutis* > *Netuma barba* > *Notarius grandicassis* > *Caranx crysos* > *Bagre bagre* > *Micropogonias furnieri* > *Conodon nobilis* > *Umbrina coroides*. Em relação ao comprimento, observou-se o seguinte padrão (**Material Suplementar 1**): *Aspistor luniscutis* > *Notarius grandicassis* > *Netuma barba* > *Bagre bagre* > *Caranx crysos* > *Micropogonias furnieri* > *Umbrina coroides* > *Conodon nobilis*.

Dentre as espécies, as amostras de *Umbrina coroides* foram as mais enriquecidas em ^{13}C (**Material Suplementar 1**), com valores de $\delta^{13}\text{C}$ variando entre -17,2 ‰ e -15,8 ‰. As demais espécies apresentaram as seguintes amplitudes de variação: *Aspistor luniscutis* (-18,9 ‰ a -16,4 ‰); *Bagre bagre* (-18,5 ‰ a -16,3 ‰); *Caranx crysos* (-20,9 ‰ a -17,0 ‰); *Conodon nobilis* (-17,8 ‰ a -15,9 ‰); *Micropogonias furnieri* (-18,3 ‰ a -15,8 ‰); *Netuma barba* (-17,3 ‰ a -16,4 ‰); e *Notarius grandicassis* (-18,5 ‰ a -16,2 ‰).

As amostras de *Aspistor luniscutis* e *Netuma barba* foram as mais enriquecidas em ^{15}N (**Material Suplementar 1**), apresentando valores de $\delta^{15}\text{N}$ médios que variam, respectivamente, de +12,9 ‰ a +14,6 ‰ e de +13,2 ‰ a +14,9 ‰. As outras espécies apresentaram as seguintes amplitudes de variação: *Bagre bagre* (+ 11,7 ‰ a + 14,4 ‰); *Caranx crysos* (+ 11,2 ‰ a + 14,4 ‰); *Conodon nobilis* (+ 12,1 ‰ a + 13,2 ‰); *Micropogonias furnieri* (+ 10,9 ‰ a + 13,7 ‰); *Notarius grandicassis* (+ 12,9 ‰ a + 14,3 ‰); e *Umbrina coroides* (+ 12,2 ‰ a + 13,5 ‰).

No geral, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram entre - 20,9 ‰ e - 15,8 ‰, enquanto as de $\delta^{15}\text{N}$ variaram entre + 10,9 ‰ e + 14,9‰. A análise do nicho isotópico pelo SIBER (**Figura 2**) revelou diferenças na amplitude do nicho entre as espécies, com valores de SEAc variando de 0,28 ‰² em *Netuma barba* a 3,84 ‰² em *Aspistor luniscutis*. Valores intermediários foram observados para *Caranx crysos* (1,37 ‰²), *Notarius grandicassis* (1,19 ‰²), *Bagre bagre* (0,96 ‰²), *Micropogonias furnieri* (0,84 ‰²), *Umbrina coroides* (0,47 ‰²) e *Conodon nobilis* (0,41 ‰²). A análise da sobreposição das elipses isotópicas (**Material Suplementar 2**) evidenciou elevada similaridade entre alguns pares de espécies, destacando-se *Aspistor luniscutis*, que apresentou o maior nicho isotópico, sobrepondo-se amplamente ao espaço isotópico ocupado por diversas espécies. Além disso, foram observadas elevadas sobreposições entre *Notarius grandicassis* e *Bagre bagre* (80,1%), *Bagre bagre* e *Netuma barba* (63,7%) e *Micropogonias furnieri* e *Netuma barba* (76,1%).

2.3.2 Concentração dos Metais

As concentrações de Cd, Hg e Pb variaram entre as espécies analisadas (**Figura 3**). No geral, não houve diferenças significativas nas concentrações de Cd e Pb entre as espécies (ANOVA, $F = 1,88$, $p = 0,08$ e $F = 1,74$ $p = 0,11$, respectivamente), diferentemente das concentrações de Hg (ANOVA, $F = 48,08$, $p < 0,05$). As concentrações médias de Hg foram maiores para as espécies *Umbrina coroides* ($0,596 \pm 0,106$ mg kg⁻¹ em peso úmido) e *Conodon nobilis* ($0,595 \pm 0,194$ mg kg⁻¹ em peso úmido). Para Cd, as maiores concentrações foram registradas em *Micropogonias furnieri* ($0,013 \pm 0,030$ mg kg⁻¹ em peso úmido) e *Aspistor luniscutis* ($0,006 \pm 0,001$ mg kg⁻¹ em peso úmido). Já para Pb, os maiores valores foram para as espécies *Conodon nobilis* ($0,057 \pm 0,045$ mg kg⁻¹ em peso úmido) e *Micropogonias furnieri* ($0,055 \pm 0,035$ mg kg⁻¹ em peso úmido).

As concentrações dos três grupos de REEs apresentaram diferenças estatísticas entre as espécies (ANOVA, $p < 0,05$; **Figura 4**). No geral, as concentrações globais dos LREE nas espécies foram maiores que as dos MREE e os HREE por fatores de $2,9 \pm 1,1$ e $5,5 \pm 1,6$ vezes, respectivamente. Quando avaliado o somatório dos elementos (ΣREE , **Figura 4**), as maiores concentrações médias foram observadas em *Umbrina coroides* ($0,014 \pm 0,020$ mg kg⁻¹ em peso úmido) e *Bagre bagre* ($0,012 \pm 0,022$ mg kg⁻¹ em peso úmido), enquanto *Caranx crysos* ($0,006$

$\pm 0,002 \text{ mg kg}^{-1}$ em peso úmido) apresentou os menores valores. Comparativamente, o Hg destacou-se como o contaminante majoritário: as concentrações globais deste metal nas espécies foram maiores que as de Cd, Pb e ΣREE por fatores de 120, 8, 47 vezes, respectivamente.

Observou-se uma associação positiva entre as concentrações de Hg e os comprimentos padrões de quatro espécies (**Material Suplementar 3**): *Aspistor luniscutis*, *Caranx crysos*, *Conodon nobilis* e *Micropogonias furnieri*. Para o Pb, essa mesma associação foi constatada apenas em *Conodon nobilis* (**Material Suplementar 4**). Em relação ao Cd, observaram-se duas associações significativas: enquanto as concentrações do elemento aumentaram com o comprimento padrão de *Caranx crysos*, a tendência oposta foi verificada para *Umbrina coroides* (**Material Suplementar 5**). Em contrapartida, não foi detectada nenhuma relação significativa entre as concentrações de REEs e o comprimento padrão das espécies analisadas (**Material Suplementar 6**). Além disso, não houve uma associação positiva entre as concentrações de Cd, Hg, Pb e REEs e os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (**Material Suplementar 7 e 8**).

2.3.3 Risco de Consumo

Os resultados do cálculo de EDI para os elementos evidenciaram variações marcantes entre os cenários de consumo nacional e local (**Tabela 1**), com os valores mais elevados no cenário local. Para o Cd e o Pb, os valores de EDI foram baixos para todas as espécies em ambos os cenários. Em contraste, o Hg apresentou os maiores valores de EDI entre os elementos analisados, exibindo um aumento expressivo no cenário de consumo local. Para as REEs, os valores de EDI também foram reduzidos em todas as espécies avaliadas, embora tenham seguido a mesma tendência de aumento no cenário local.

Esse padrão foi corroborado pelos resultados do THQ (**Tabela 2**), uma vez que o Cd e o Pb apresentaram valores inferiores a 1 em ambos os cenários, sugerindo ausência de risco significativo associado ao consumo dessas espécies. Por outro lado, o Hg apresentou valores de THQ superiores a 1 no cenário de consumo local para todas as espécies, com exceção de *Micropogonias furnieri*. Tal resultado indica a possibilidade de efeitos adversos à saúde humana sob condições de maior ingestão local. Devido à ausência de valores de dose de referência (RD), não foi possível

calcular o indicador THQ para as REEs. Contudo, os dados de EDI para os REEs sugerem baixos níveis de ingestão.

Os resultados da MSCQ reforçaram as tendências observadas, com valores significativamente mais restritivos registrados para o Hg em comparação aos demais metais (**Tabela 1**). Esse padrão indica que menores quantidades de biomassa ingerida são suficientes para atingir os limites de segurança toxicológica, refletindo a elevada toxicidade do Hg. Da mesma forma que para o THQ, a falta de valores de RD impossibilitou o cálculo da MSCQ para as REEs. Em conjunto, os resultados de THQ e MSCQ apontam para a necessidade de atenção rigorosa ao consumo de espécies com maiores concentrações de Hg, sobretudo em cenários de consumo intensificado.

O HI foi calculado considerando os valores de THQ do Cd, Hg e Pb (**Tabela 2**). No cenário nacional, os menores valores foram observados para *Micropogonias furnieri* ($0,058 \pm 0,016$) e *Aspistor luniscutis* ($0,128 \pm 0,055$), enquanto os maiores ocorreram em *Conodon nobilis* ($0,359 \pm 0,116$) e *Umbrina coroides* ($0,361 \pm 0,062$). No entanto, todas as espécies apresentaram $HI < 1$ neste cenário, indicando ausência de risco não carcinogênico associado à exposição combinada aos metais. Em contrapartida, no cenário de consumo local, apenas *Micropogonias furnieri* apresentou HI inferior a 1 ($0,609 \pm 0,169$), enquanto as demais espécies ultrapassaram esse limite crítico, evidenciando potencial risco não carcinogênico associado ao consumo frequente de pescado. Os maiores valores de HI foram registrados para *Umbrina coroides* ($3,78 \pm 0,647$) e *Conodon nobilis* ($3,76 \pm 1,22$). De modo geral, os resultados demonstraram um aumento expressivo do risco combinado no cenário local em comparação ao panorama nacional.

2.4. Discussão

Os níveis de Hg foram significativamente maiores que os de Cd, Pb e REEs, com valores ultrapassando os limites estabelecidos por agências reguladoras nacionais e internacionais (EU, 2006; ANVISA, 2022; FAO/WHO, 2025). Esse resultado condiz com o histórico de contaminação por Hg na bacia do RPS, o qual já está bem estabelecido na literatura (Gomes et al., 2023). Nessa bacia, o Hg possui diferentes fontes de entrada ao longo do curso principal do RPS, como efluentes industriais nas suas porções superior e média, além de atividades de garimpo e o uso histórico de pesticidas em plantações de cana-de-açúcar na sua porção inferior. Inclusive, estudos realizados no RPS e sua região costeira de influência identificaram

há mais de uma década os processos de bioacumulação e biomagnificação de Hg na teia alimentar aquática (Di Benedetto et al., 2012; Kehrig et al., 2013; Gomes et al., 2023). Esse padrão também foi observado em diferentes ecossistemas aquáticos ao redor do mundo, incluindo ambientes marinhos (Cao et al., 2020), estuarinos (Hardy et al., 2024), manguezais (Hu et al., 2024) e de água doce (Jiang et al., 2022; Echevarría et al., 2024).

Em contrapartida, os níveis de Cd e Pb abaixo dos limites estabelecidos pelas agências reguladoras ocorreram, possivelmente, porque o Cd tende a se concentrar preferencialmente em órgãos viscerais, como rins e fígados, enquanto o Pb apresenta maior afinidade por tecidos ósseos (Saidon et al., 2024). Dessa forma, a análise exclusiva do tecido muscular pode ter prejudicado a detecção de maiores concentrações desses metais nas espécies analisadas. Ressalta-se que o Cd, Hg e Pb são elementos traço não essenciais capazes de provocar efeitos neurotóxicos e carcinogênicos nos organismos, mesmo quando presentes em baixas concentrações (Fan et al., 2025).

Os níveis dos REEs nas espécies foram relativamente baixos, com predomínio dos LREE em relação aos MREE e HREE. Esse padrão também foi descrito em estudos conduzidos em ambientes estuarinos (Rétif et al., 2024a; 2024b). Esses estudos foram realizados nos estuários dos rios Sena e Loire, na França, e identificaram uma tendência de diluição trófica para REEs, com maiores concentrações em organismos de níveis tróficos inferiores e redução gradual em consumidores superiores. Resultado semelhante foi observado por Santos et al. (2023) em um estuário tropical brasileiro, onde fitoplâncton e zooplâncton apresentaram maiores concentrações de REEs em comparação aos peixes.

Esse cenário de diluição trófica ajuda a contextualizar os baixos níveis de REEs encontrados no presente estudo, uma vez que as espécies de peixes analisadas são exclusivamente consumidoras. Trata-se de organismos que ocupam níveis tróficos intermediários a superiores, com hábitos alimentares predominantemente bentófagos e distribuição demersal ou pelágica na coluna d'água (**Material Suplementar 9**). Essa proximidade ecológica e o posicionamento trófico semelhante foram corroborados pela análise do nicho isotópico, que evidenciou ampla sobreposição das elipses isotópicas para diversos pares de espécies. Essa ausência de uma diferenciação

isotópica marcante para maior parte das espécies é uma característica comum em ecossistemas estuarinos. Nesses ambientes dinâmicos, o processamento da matéria orgânica integra aportes de diferentes origens e promove transformações biogeoquímicas contínuas ao longo do gradiente salino (Brandini et al., 2022). Como consequência dessa mistura de materiais alóctones e autóctones, a base da teia alimentar reflete uma combinação de fontes em diferentes graus de transformação em vez de valores isotópicos discretos, o que limita a variabilidade isotópica disponível para esses consumidores (Fry, 2008; Brandini et al., 2022).

Nesse sentido, a resposta comportamental desses consumidores a uma base isotópica misturada também deve ser considerada. A elevada disponibilidade de recursos nesses sistemas costeiros tende a favorecer dietas generalistas e o uso compartilhado de presas por diferentes predadores simpátricos. Conforme observado por Gonzalez et al. (2019) em estuários de grande porte e alta conectividade marinha, a abundância de recursos está frequentemente associada a uma maior sobreposição de nicho trófico, permitindo que espécies com hábitos de vida distintos explorem vias alimentares sobrepostas sem apresentar uma segregação evidente. Portanto, o fato do presente estudo ter avaliado um grupo de consumidores simpátricos que apresentam elevada sobreposição na assimilação de recursos justifica não apenas a estreita faixa dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, mas também o padrão uniforme e reduzido de bioacumulação de REEs observado para este elo da cadeia trófica. Adicionalmente, isso também justifica a falta de relação positiva entre os níveis de Cd, Hg, Pb e REEs com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ das espécies, o que impossibilita evidenciar fenômenos de biomagnificação.

Não foi observada uma relação entre o comprimento e as concentrações dos metais para a maioria das espécies. Esse resultado contrasta com o padrão clássico de bioacumulação, no qual se espera um aumento progressivo dos contaminantes em função da idade e do tempo de exposição do organismo. No entanto, essa ausência de relação pode ser explicada pela homogeneidade de tamanho dos indivíduos decorrente da seletividade da arte de pesca. Como os espécimes foram obtidos diretamente de capturas comerciais locais, a amostragem refletiu o esforço dos pescadores focado em indivíduos de maior valor de mercado, capturados com redes de caída de malha seletiva (60 a 70 mm). Essa abordagem gerou uma baixa

amplitude de comprimento das amostras e a exclusão de indivíduos juvenis, limitando a detecção estatística de tendências lineares para a maioria dos elementos.

Por outro lado, as correlações positivas significativas observadas para o Hg em *A. luniscutis*, *C. crysos*, *C. nobilis* e *M. furnieri* demonstram que, para estas quatro espécies, a eficiência de acumulação do metal superou as limitações da homogeneidade amostral. Possivelmente, porque esse metal tem uma taxa de excreção muito lenta devido à sua alta afinidade pelos grupos tiol que compõem as proteínas em seus corpos (Nakao et al., 2007), sendo que essa dinâmica varia conforme a forma química do elemento, com uma meia-vida em peixes que vai de menos de sete meses para o Hg inorgânico a mais de dois anos e nove meses para o metilmercúrio (Wiener et al., 2002). Inclusive, o metilmercúrio é a forma química predominante do Hg no músculo dos peixes (Joiris et al., 1999), representando de 56% a 87% do Hg total no músculo de espécimes da bacia do RPS (Gomes et al., 2023).

Em contrapartida, as respostas do Pb e Cd nas demais espécies reforçam a complexidade cinética e a ausência de um padrão linear consistente de bioacumulação. As raras associações significativas encontradas corroboram a tese de Souza-Araujo et al. (2022), indicando que a incorporação desses elementos varia amplamente em função da espécie e das suas características biológicas e ecológicas. Especificamente, a tendência negativa observada em *Umbrina coroides* pode estar associada a diferenças metabólicas ontogenéticas. Conforme descrito por Canli e Atli (2003), a maior atividade metabólica em indivíduos comparativamente menores pode resultar em taxas superiores de acumulação de metais em comparação aos adultos mais velhos, um padrão que se alinha aos achados do presente estudo. Por outro lado, o acúmulo registrado em *Caranx crysos* e *Conodon nobilis* demonstra que a exposição ambiental ou a taxa de ingestão superaram a capacidade de depuração metabólica dessas espécies. Essa marcante variação interespecífica, mediada por fatores biológicos, justifica a dificuldade em se estabelecer padrões generalizados de bioacumulação para o Pb e Cd ao longo do crescimento corpóreo, contrastando com o comportamento mais previsível registrado para o Hg.

Além dos fatores biológicos e cinéticos intrínsecos de cada elemento, as características ecológicas das espécies também podem influenciar a acumulação de

Hg. As espécies avaliadas no presente estudo apresentam estreita associação com o ambiente de fundo (**Material Suplementar 9**), o que pode favorecer a exposição ao Hg, uma vez que os sedimentos representam o destino de partículas inorgânicas e orgânicas no ecossistema aquático (Beraldi et al., 2019). Nesse contexto, Di Benedetto et al. (2021) observaram que espécies associadas ao ambiente bentônico apresentaram, de modo geral, maiores concentrações de Hg, embora esse resultado seja influenciado principalmente pela posição trófica.

Os resultados da avaliação de risco demonstraram que a exposição a contaminantes variou de acordo com o cenário de consumo considerado, evidenciando a importância de utilizar estimativas regionais de ingestão de pescado em avaliações de risco à saúde, já que comunidades tradicionais ou costeiras podem estar mais suscetíveis à exposição aos contaminantes mesmo quando as concentrações nos peixes não são extremamente elevadas. Vasconcellos et al. (2022) utilizaram cenários hipotéticos de baixo (50 g/dia), moderado (100 g/dia) e alto consumo de pescado (200 g/dia) para representar diferentes padrões de ingestão alimentar em populações amazônicas, demonstrando que avaliações baseadas apenas em médias populacionais gerais podem subestimar o risco em grupos com maior dependência do pescado.

Para Cd e Pb, os valores de EDI e THQ permaneceram baixos nos cenários avaliados, indicando ausência de risco não carcinogênico associado ao consumo das espécies analisadas. Esses resultados são compatíveis com os observados por Kaçar (2024) e Zaghloul et al. (2022), que também registraram valores de THQ inferiores a 1 para Cd e Pb em peixes de diferentes ambientes aquáticos, indicando segurança para o consumo humano. Apesar disso, Hashempour-Baltork et al. (2023) destacam que Cd e Pb permanecem entre os elementos de maior relevância toxicológica devido à sua persistência ambiental e aos potenciais efeitos crônicos associados à exposição prolongada, principalmente em populações com elevado consumo de pescado.

Em contrapartida, o Hg apresentou os maiores valores de EDI e THQ entre os elementos analisados, sendo observado potencial risco no cenário de consumo local, enquanto no cenário nacional os índices permaneceram abaixo dos limites considerados preocupantes. Essa mesma tendência foi observada por Di Benedetto et al. (2021) ao encontrarem que, no mesmo estuário, as concentrações médias

permaneceram dentro dos limites legais, sugerindo segurança em taxas normais de ingestão. O cenário descrito também se alinha aos achados de Bauer et al. (2021), que avaliaram concentrações de Hg em peixes marinhos comercializados na costa do Rio de Janeiro e verificaram que os valores de ingestão semanal estimada permaneceram abaixo do limite recomendado para população geral, mas destacaram que o consumo frequente de pescado apresentou níveis de exposição significativamente mais elevados. De forma semelhante, Ferreira et al. (2023), ao avaliarem peixes e frutos do mar comercializados em Belém (PA), observaram que o consumo frequente desses organismos poderia representar maior risco de exposição ao Hg, reforçando a importância do monitoramento contínuo de espécies amplamente consumidas pela população. Os resultados do presente estudo corroboram a importância de considerar a frequência de consumo e as concentrações do elemento nos organismos para a avaliação da ocorrência de risco alimentar. Os valores de MSCQ reforçam essa interpretação ao indicarem limites mais restritivos de consumo seguro para Hg comparados aos demais elementos avaliados.

Os resultados do índice de perigo (HI) reforçaram essa interpretação ao demonstrar aumento expressivo do risco combinado no cenário local em comparação ao cenário nacional. Enquanto todas as espécies apresentaram valores de HI inferiores a 1 no cenário nacional, apenas *Micropogonias furnieri* permaneceu abaixo desse limite no cenário local, indicando que a exposição simultânea a Cd, Hg e Pb pode representar potencial risco não carcinogênico para consumidores frequentes de pescado na região.

Para os REEs, os valores de EDI permaneceram baixos em todas as espécies analisadas. A ausência de valores de referência toxicológicos oficialmente estabelecidos por agências regulatórias limita interpretações mais robustas acerca do risco à saúde humana. Entretanto, o valor de 70 µg/kg de peso corporal/dia (0,07 mg/kg de peso corporal/dia) tem sido utilizado em estudos de avaliação de risco (Dai et al., 2022; Wang et al., 2022; González e Domingo, 2025; Gu et al., 2025). Considerando esse valor como referência comparativa, os EDIs estimados neste estudo permaneceram abaixo do valor proposto, sugerindo baixa exposição aos REEs nas condições de consumo avaliadas. Contudo, essa comparação deve ser interpretada com cautela, uma vez que este valor representa uma referência proposta na literatura e não um limite regulatório internacionalmente reconhecido.

Dai et al. (2022), ao investigarem REEs na dieta de residentes chineses, observaram que alimentos de origem aquática apresentaram concentrações significativamente superiores às de origem terrestre, embora o risco estimado tenha sido considerado tolerável. Os autores ressaltam, entretanto, que o aumento da utilização industrial dos REEs pode favorecer sua entrada nos ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, na cadeia alimentar humana.

De forma geral, os resultados indicam que o Hg representa o principal contaminante de preocupação para o consumo de pescado no estuário do rio Paraíba do Sul, sobretudo em cenários de maior ingestão alimentar. Além disso, os dados reforçam que avaliações baseadas exclusivamente em médias nacionais de consumo podem subestimar a exposição de populações costeiras e pesqueiras, destacando a necessidade de incorporar cenários regionais e hábitos alimentares locais em estudos de risco à saúde humana.

2.5. Conclusão

Este estudo utilizou isótopos estáveis e modelos de avaliação de risco para investigar a dinâmica de Cd, Hg, Pb e REEs em espécies de peixes do estuário do RPS. Nossos achados revelam que o Hg permanece como o principal contaminante de preocupação ambiental e de saúde pública neste sistema costeiro. Enquanto a dinâmica do Cd, Pb e REEs foi governada por processos de diluição trófica e especificidades metabólicas ou teciduais, a bioacumulação de Hg superou as limitações amostrais e biológicas, refletindo sua alta persistência ambiental e disponibilidade biológica na bacia.

Sob a perspectiva da segurança alimentar e saúde pública, embora os níveis de Cd e Pb indiquem risco insignificante, as concentrações de Hg, combinadas às elevadas taxas de consumo local de pescado, representam um potencial risco à saúde não carcinogênico para as populações tradicionais e costeiras, um cenário que é totalmente subestimado quando os riscos são avaliados com base apenas em médias de consumo nacionais.

Por fim, a ausência de valores de referência toxicológica consolidados para os REEs permanece como uma lacuna crítica que limita uma avaliação mais robusta da

saúde humana para esses contaminantes emergentes. Em última análise, estes resultados ressaltam a necessidade de implementar estratégias direcionadas de gestão ambiental na bacia do RPS, priorizando o monitoramento contínuo de contaminantes em espécies de importância comercial e incorporando os hábitos alimentares regionais nas políticas regulatórias de saúde pública para a proteção de comunidades costeiras.

2.6. Agradecimentos

Caroline Klem de Castro recebeu bolsa de apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, número da bolsa: 001). Carlos Eduardo de Rezende recebeu apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq; código de bolsa 310.260/2023-0 e FAPERJ E-26/203.950/2024).

2.7. Referências

- Abera, B.D., Adimas, M.A., 2024. Health benefits and health risks of contaminated fish consumption: Current research outputs, research approaches, and perspectives. *Heliyon* 10, e33905. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33905>
- Altman, N., Krzywinski, M., 2016. Regression diagnostics. *Nat Methods* 13, 385–386. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3854>
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2022. Resolução - RDC Nº 722, de 1º de Julho de 2022, RDC.
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2026. The ATSDR 2025 Substance Priority List. URL <https://www.atsdr.cdc.gov/programs/substance-priority-list.html>
- Bauer, A.D.B., Paiva, T.D.C., Barboza, C.A.D.M., Malm, O., Fischer, L.G., 2021. Mercury Concentrations in Four Marine Fishery Resources from Rio de Janeiro Coast, SW Atlantic, and Potential Human Health Risk Via Fish Consumption. *Biol Trace Elem Res* 199, 4772–4781. <https://doi.org/10.1007/s12011-021-02596-3>
- Beraldi, G. Q. F. et al. Assessment of a coastal lagoon metal distribution through natural and anthropogenic processes (SE, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, v. 146, n. July, p. 552–561, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.007>
- Bisi, T.L., Lepoint, G., Azevedo, A.D.F., Dorneles, P.R., Flach, L., Das, K., Malm, O., Lailson-Brito, J., 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators* 18, 291–302. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.015>
- Bouillon, S., Connolly, R.M., Gillikin, D.P., 2011. Use of Stable Isotopes to Understand Food Webs and Ecosystem Functioning in Estuaries, in: *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Elsevier, pp. 143–173. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00711-7>

- Brandini, N., Da Costa Machado, E., Sanders, C.J., Cotovicz, L.C., Bernardes, M.C., Knoppers, B.A., 2022. Organic matter processing through an estuarine system: Evidence from stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) and molecular (lignin phenols) signatures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 265, 107707. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107707>
- Canli, M., Atli, G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution* 121, 129–136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X)
- Cao, L., Liu, J., Dou, S., Huang, W., 2020. Biomagnification of methylmercury in a marine food web in Laizhou Bay (North China) and associated potential risks to public health. *Marine Pollution Bulletin* 150, 110762. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110762>
- CBH BPSI - Comitê de Bacia Hidrográfica do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana, 2022. Atlas da Bacia Hidrográfica com Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana.
- CEIVAP - Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, 2021. Resumo executivo PIRH Paraíba do Sul. CEIVAP.
- Dai, Y., Sun, S., Li, Y., Yang, J., Zhang, C., Cao, R., Zhang, H., Chen, J., Geng, N., 2022. Residual levels and health risk assessment of rare earth elements in Chinese resident diet: A market-based investigation. *Science of The Total Environment* 828, 154119. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154119>
- Di Benedetto, A.P.M., Bittar, V.T., Camargo, P.B., Rezende, C.E., Kehrig, H.A., 2012. Mercury and Nitrogen Isotope in a Marine Species from a Tropical Coastal Food Web. *Arch Environ Contam Toxicol* 62, 264–271. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9701-z>
- Di Benedetto, A.P.M., Kehrig, H.D.A., Pestana, I.A., 2021. From Past Use to Present Effects: Total Mercury in Crustaceans and Fish in the Inner Estuary of Paraíba do Sul River, Southeast Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* 107, 124–130. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03167-x>
- Echevarría, G., Lujan, N.K., Montoya, J., Granda-Albuja, M.G., Valdiviezo-Rivera, J., Sánchez, F., Cuesta, F., Ríos-Touma, B., 2024. Abiotic and biotic factors influencing heavy metals pollution in fisheries of the Western Amazon. *Science of The Total Environment* 908, 168506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168506>
- EU - European Commission, 2006. Commission Regulation (EC), No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs, EC.
- Fan, W., Li, W., Hu, H., Yan, Y., Ding, X., Luo, Y., Tang, L., 2025. Trace elements contamination in fish and human health risks from the upper reaches of the Pearl River Basin. *Marine Pollution Bulletin* 213, 117659. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117659>
- FAO - Food and Agriculture Organization, 2009. Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food, Environmental health criteria. World Health Organization, Geneva.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), 2024. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2024. <https://doi.org/10.4060/cd0683es>
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, WHO - World Health Organization, 2025. General standard for contaminants and toxins in food and feed (Codex Standard No. CXS 193-1995). Codex Alimentarius Commission.
- Felix, C.S.A., Pereira Junior, J.B., Da Silva Junior, J.B., Cruz, A.S., Dantas, K.G.F., Ferreira, S.L.C., 2022. Determination and human health risk assessment of

- mercury in fish samples. *Talanta* 247, 123557. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2022.123557>
- Ferreira, S.L.C., Cerda, V., Cunha, F.A.S., Lemos, V.A., Teixeira, L.S.G., Dos Santos, W.N.L., Coutinho, J.D.J., Porto, I.S.D.A., De Jesus, R.F., 2023. Application of human health risk indices in assessing contamination from chemical elements in food samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 167, 117281. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117281>
- Ferreira, W.Q., Alves, B.S.D.F., Dantas, K.D.G.F., 2023. Health risk assessment attributed the consumption of fish and seafood in Belém, Pará, Brazil. *Journal of Trace Elements and Minerals* 6, 100103. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2023.100103>
- FIPERJ - Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro, 2020. Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira no Norte Fluminense – PMAP Norte Fluminense: relatório técnico de caracterização socioeconômica, estrutural e da produção da atividade pesqueira do Norte Fluminense. FIPERJ.
- Floeter, S.R., Krohling, W., Gasparini, J.L., Ferreira, C.E.L., Zalmon, I.R., 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environ Biol Fish* 78, 147–160. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9084-6>
- Fortes, W.M.P.A., Souza, I.D.C., Azevedo, V.C., Griboff, J., Monferrán, M.V., Wunderlin, D.A., Matsumoto, S.T., Fernandes, M.N., 2023. Metal/metalloid bioconcentration dynamics in fish and the risk to human health due to water contamination with atmospheric particulate matter from a metallurgical industrial area. *Science of The Total Environment* 902, 166119. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166119>
- Fry, B., Cieri, M., Hughes, J., Tobias, C., Deegan, L., Peterson, B., 2008. Stable isotope monitoring of benthic–planktonic coupling using salt marsh fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 369, 193–204. <https://doi.org/10.3354/meps07644>
- Gomes, P.R., Pestana, I.A., Viana, P.P., De Almeida, M.G., De Rezende, C.E., De Souza, C.M.M., 2022. Effects of dams on As and Hg concentrations in three southeastern Brazil fluvial systems: Ocean inputs, sources and seasonal dynamics among environmental compartments. *Science of The Total Environment* 849, 157865. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157865>
- Gomes, P.R., Pestana, I.A., De Almeida, M.G., De Rezende, C.E., 2023. The Paraíba do Sul River Basin and its coastal area as a study model of the mercury cycle: A meta-analytical review of three decades of research. *Journal of Hazardous Materials* 460, 132442. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132442>
- González, N., Domingo, J.L., 2025. Levels of Rare Earth Elements in Food and Human Dietary Exposure: A Review. *Biol Trace Elem Res* 203, 2240–2256. <https://doi.org/10.1007/s12011-024-04297-z>
- Gonzalez, J.G., Ménard, F., Le Loc'h, F., Andrade, H.A.D., Viana, A.P., Ferreira, V., Lucena Frédou, F., Lira, A.S., Munaron, J.-M., Frédou, T., 2019. Trophic resource partitioning of two snook fish species (Centropomidae) in tropical estuaries in Brazil as evidenced by stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 226, 106287. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106287>
- Gu, X., Lian, M., Lin, C., Lian, Z., Zhao, X., Wu, F., 2025. Comparison of the rare earth element trophodynamics between freshwater and coastal species from the upper Yellow River to estuary: Insights into health risk. *Environment International* 202, 109625. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109625>

- Hardy, A., Skrabal, S.A., Addison, L., Emslie, S.D., 2024. Biomagnification of mercury in an estuarine food web. *Marine Pollution Bulletin* 205, 116604. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116604>
- Hashempour-Baltork, F., Jannat, B., Tajdar-oranj, B., Aminzare, M., Sahebi, H., Mirza Alizadeh, A., Hosseini, H., 2023. A comprehensive systematic review and health risk assessment of potentially toxic element intakes via fish consumption in Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 249, 114349. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114349>
- Hashim, T., Masood, Z., Alvi, S., Gul, J., Khan, W., Ahmed, D., Jamil, J., Ali, W., Swelum, A.A., 2024. Assessment and bioaccumulation of heavy metal contaminants in Golden Mahseer (*Tor putitora* Hamilton, 1822). *Science of The Total Environment* 951, 175719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175719>
- Hu, C., Ma, Y., Liu, Y., Wang, J., Li, B., Sun, Y., Shui, B., 2024. Trophodynamics and potential health risk assessment of heavy metals in the mangrove food web in Yanpu Bay, China. *Science of The Total Environment* 920, 171028. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171028>
- IARC - International Agency for Research on Cancer, 2025. List of Classifications. IARC.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020. Pesquisa de orçamentos familiares 2017-2018: análise do consumo alimentar pessoal no Brasil. IBGE, Rio de Janeiro, RJ.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2023. São João da Barra (RJ): Panorama.
- Ignacio, S., Schlotthauer, J., Sigrist, M., Volpedo, A.V., Thompson, G.A., 2024. Potentially toxic trace elements in the muscle of coastal South American fish: Implications for human consumption and health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* 202, 116384. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116384>
- INCA - Instituto Nacional de Câncer, 2024. Metais pesados, câncer e os riscos ambientais. INCA, Rio de Janeiro, RJ.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., Bearhop, S., 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R: Bayesian isotopic niche metrics. *Journal of Animal Ecology* 80, 595–602. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01806.x>
- Jiang, X., Wang, J., Pan, B., Li, D., Wang, Y., Liu, X., 2022. Assessment of heavy metal accumulation in freshwater fish of Dongting Lake, China: Effects of feeding habits, habitat preferences and body size. *Journal of Environmental Sciences* 112, 355–365. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.05.004>
- Joiris, C.R., Holsbeek, L., Moatemri, N.L., 1999. Total and methylmercury in sardines *Sardinella aurita* and *Sardina pilchardus* from Tunisia. *Mar Pollut Bull* 38 (3), 188–192. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00171-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00171-4)
- Kaçar, E., 2024. Heavy metal concentrations in various tissues of two fish species from Damsa Dam Lake (Turkey) and associated health risk assessment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 81, 127339. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2023.127339>
- Kahn, J.R., Vásquez, W.F., De Rezende, C.E., 2017. Choice modeling of system-wide or large scale environmental change in a developing country context: Lessons from the Paraíba do Sul River. *Science of The Total Environment* 598, 488–496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.059>
- Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Malm, O., Di Benedetto, A.P.M., Rezende, C.E., 2013. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using

- nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin* 75, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.046>
- Leite, L.A.R., Pedreira Filho, W.D.R., De Azevedo, R.K., Abdallah, V.D., 2023. Bioaccumulation and health risk assessment of trace metal contamination in the musculature of the trahira fish (*Hoplias malabaricus*) from two neotropical rivers in southeastern Brazil. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 78, 127185. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2023.127185>
- Liu, B., Lv, L., An, M., Wang, T., Li, M., Yu, Y., 2022. Heavy metals in marine food web from Laizhou Bay, China: Levels, trophic magnification, and health risk assessment. *Science of The Total Environment* 841, 156818. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156818>
- Lira, A., Viana, A., Eduardo, L., Frédou, F., Frédou, T., 2019. Population structure, size at first sexual maturity, and feeding ecology of *Conodon nobilis* (Actinopterygii: Perciformes: Haemulidae) from the coasts of Pernambuco, north-eastern Brazil. *Acta Ichthyol. Piscat.* 49, 389–398. <https://doi.org/10.3750/AIEP/02578>
- Melgar, M.J., Núñez, R., García, M.Á., 2019. Selenium intake from tuna in Galicia (Spain): Health risk assessment and protective role against exposure to mercury and inorganic arsenic. *Science of The Total Environment* 694, 133716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133716>
- Mendes, F.L. de S., Barthém, R.B., 2010. Food habits of catfish (Siluriformes: Ariidae) in the amazon estuary. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento* 5.
- Miguens, F.C., Oliveira, M.L.D., Ferreira, A.D.O., Barbosa, L.R., Melo, E.J.T.D., Carvalho, C.E.V.D., 2016. Structural and elemental analysis of bottom sediments from the Paraíba do Sul River (SE, Brazil) by analytical microscopy. *Journal of South American Earth Sciences* 66, 82–96. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2015.12.009>
- Nakao, M., Seoka, M., Tsukamasa, Y., Kawasaki, K.I., Ando, M., 2007. Possibility for decreasing of mercury content in bluefin tuna *Thunnus orientalis* by fish culture. *Fish Sci* 73 (3), 724–731. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2007.01386.x>
- Núñez, R., García, M.Á., Alonso, J., Melgar, M.J., 2018. Arsenic, cadmium and lead in fresh and processed tuna marketed in Galicia (NW Spain): Risk assessment of dietary exposure. *Science of The Total Environment* 627, 322–331. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.253>
- Porto, I.S.A., Dantas, S.V.A., Felix, C.S.A., Cunha, F.A.S., De Andrade, J.B., Ferreira, S.L.C., 2024. Human health risk assessment of mercury in highly consumed fish in Salvador, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 198, 115842. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115842>
- R Core Team, 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rétif, J., Zalouk-Vergnoux, A., Briant, N., François, Y., Poirier, L., 2024a. Trophic dilution of rare earth elements along the food chain of the Seine estuary (France). *Marine Pollution Bulletin* 206, 116671. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116671>
- Rétif, J., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., Briant, N., Poirier, L., 2024b. Trophic transfer of rare earth elements in the food web of the Loire estuary (France). *Science of The Total Environment* 914, 169652. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169652>
- Saidon, N.B., Szabó, R., Budai, P., Lehel, J., 2024. Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in

- aquatic ecosystems. *Environmental Pollution* 340, 122815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>
- Santos, A.C.S.S., Souza, L.A., Araujo, T.G., De Rezende, C.E., Hatje, V., 2023. Fate and Trophic Transfer of Rare Earth Elements in a Tropical Estuarine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 57, 2404–2414. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07726>
- Santos-Neves, J.M., Marques, E.D., Kütter, V.T., Lacerda, L.D., Sanders, C.J., Sella, S.M., Silva-Filho, E.V., 2018. INFLUENCE OF RIVER WATER DIVERSION ON HYDROGEOCHEMISTRY AND REE DISTRIBUTION, RIO DE JANEIRO, BRAZIL. *Carpath. J. Earth Environ. Sci.* 13, 453–464. <https://doi.org/10.26471/cjees/2018/013/039>
- Silva, C.J.M., Viana, L.N., Saint'Pierre, T.D., Canela, M.C., De Almeida, C.M.S., 2025. Toxic and essential elements determination in edible tissues of different elasmobranch species from Southeastern Brazil and potential human health risks. *Marine Pollution Bulletin* 214, 117749. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117749>
- Souza-Araujo, J.D., Hussey, N.E., Hauser-Davis, R.A., Rosa, A.H., Lima, M.D.O., Giarrizzo, T., 2022. Human risk assessment of toxic elements (As, Cd, Hg, Pb) in marine fish from the Amazon. *Chemosphere* 301, 134575. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134575>
- Tavares, M.T.M., Di Benedetto, A.P.M., 2017. Feeding habits and behaviour of Bagre bagre and Genidens barbus, two ariid catfishes (Pisces: Siluriformes) from southeastern Brazil. *J. Threat. Taxa* 9, 10771. <https://doi.org/10.11609/jott.3758.9.10.10771-10775>
- Terra, B.F., Araújo, F.G., Calza, C.F., Lopes, R.T., Teixeira, T.P., 2007. Heavy Metal in Tissues of Three Fish Species from Different Trophic Levels in a Tropical Brazilian River. *Water Air Soil Pollut* 187, 275–284. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9515-9>
- UNEP - United Nations Environment Programme, WHO - World Health Organization, 2008. Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure. UNEP; WHO.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency, 2000. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 2: Risk Assessment and Fish Consumption Limits, 3^o ed. (No. EPA 823-B-00-008). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency, 2011. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. (No. EPA/600/R-09/052F). National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Ed.), 2024. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories.
- Valitutto, R.S., Sella, S.M., Silva-Filho, E.V., Pereira, R.G., Miekeley, N., 2006. Accumulation of metals in macrophytes from water reservoirs of a power supply plant, Rio de Janeiro State, Brazil. *Water Air Soil Pollut* 178, 89–102. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9154-6>
- Varol, M., Sünbül, M.R., 2020. Macroelements and toxic trace elements in muscle and liver of fish species from the largest three reservoirs in Turkey and human risk assessment based on the worst-case scenarios. *Environmental Research* 184, 109298. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109298>
- Vasconcellos, A.C.S., Ferreira, S.R.B., De Sousa, C.C., De Oliveira, M.W., De Oliveira Lima, M., Basta, P.C., 2022. Health Risk Assessment Attributed to Consumption

- of Fish Contaminated with Mercury in the Rio Branco Basin, Roraima, Amazon, Brazil. *Toxics* 10, 516. <https://doi.org/10.3390/toxics10090516>
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth edition. Springer, New York ISBN 0-387-95457-0.
- Wanderley, C.V.A., Godoy, J.M., Godoy, M.L.D.P., Rezende, C.E., Lacerda, L.D., Moreira, I., Carvalho, Z.L., 2013. Evaluating Sedimentation Rates in the Estuary and Shelf Region of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20130268>
- Wang, X.-N., Gu, Y.-G., Wang, Z.-H., 2022. Rare earth elements in different trophic level marine wild fish species. *Environmental Pollution* 292, 118346. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118346>
- WHO - World Health Organization, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022. World Food Safety Day 2022: Safer food, better health.
- Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M., 2002. Ecotoxicology of mercury. In: Em: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A., Cairns, J. (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology*. CRC Press, Boca Raton, EUA, pp. 409–463. <https://doi.org/10.1201/9781420032505.ch16>.
- Zaghloul, G.Y., Ezz El-Din, H.M., Mohamedein, L.I., El-Moselhy, K.M., 2022. Bio-accumulation and health risk assessment of heavy metals in different edible fish species from Hurghada City, Red Sea, Egypt. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 95, 103969. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103969>
- Zahorcsak, P., Silvano, R.A.M., Sazima, I., 2000. Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian coast. *Rev. Bras. Biol.* 60, 511–518. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000300016>

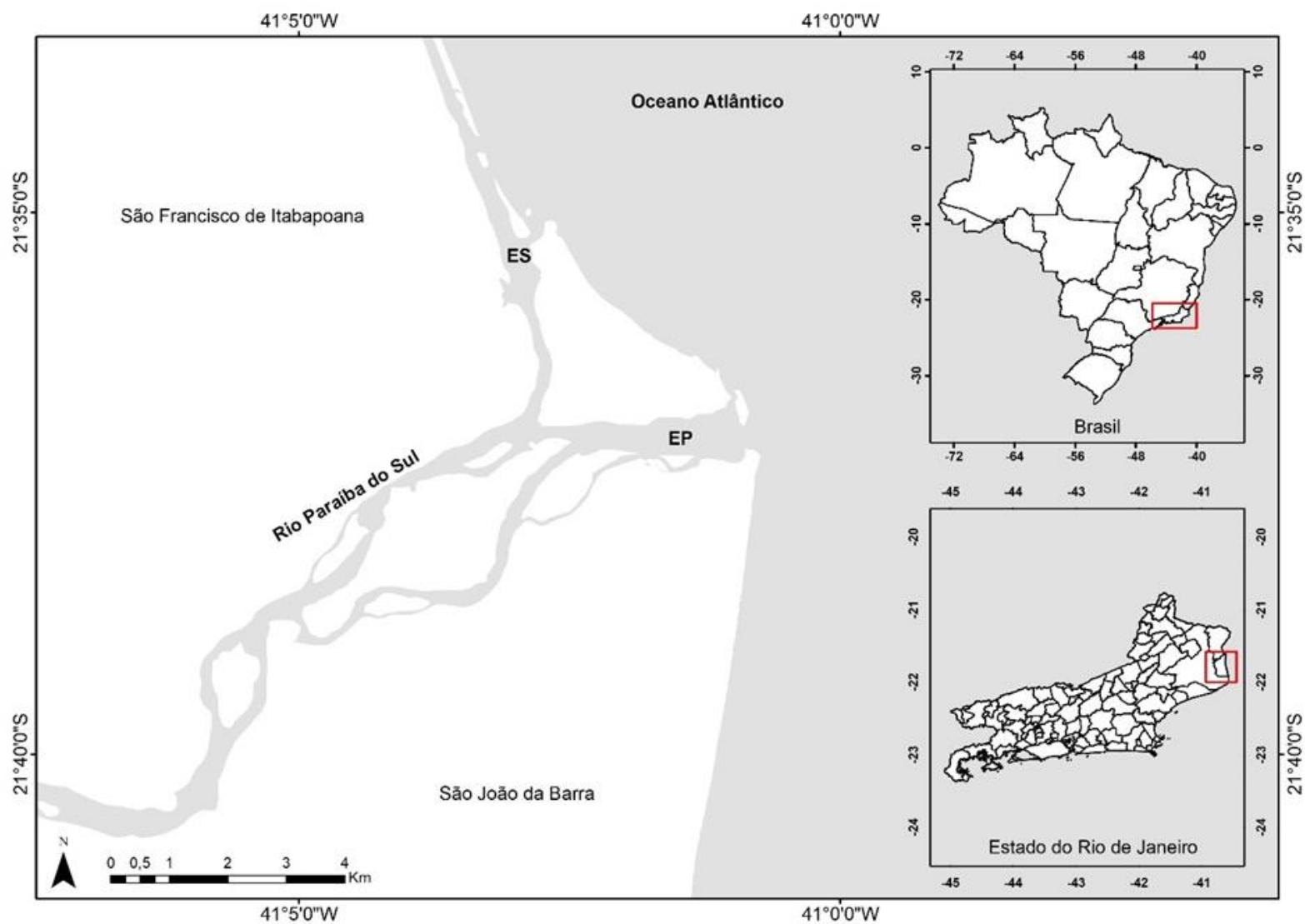


Figura 1: Mapa do Brasil e do estado do Rio de Janeiro (vermelho) mostrando a área de estudo, onde: EP - o estuário principal; ES – o estuário secundário.

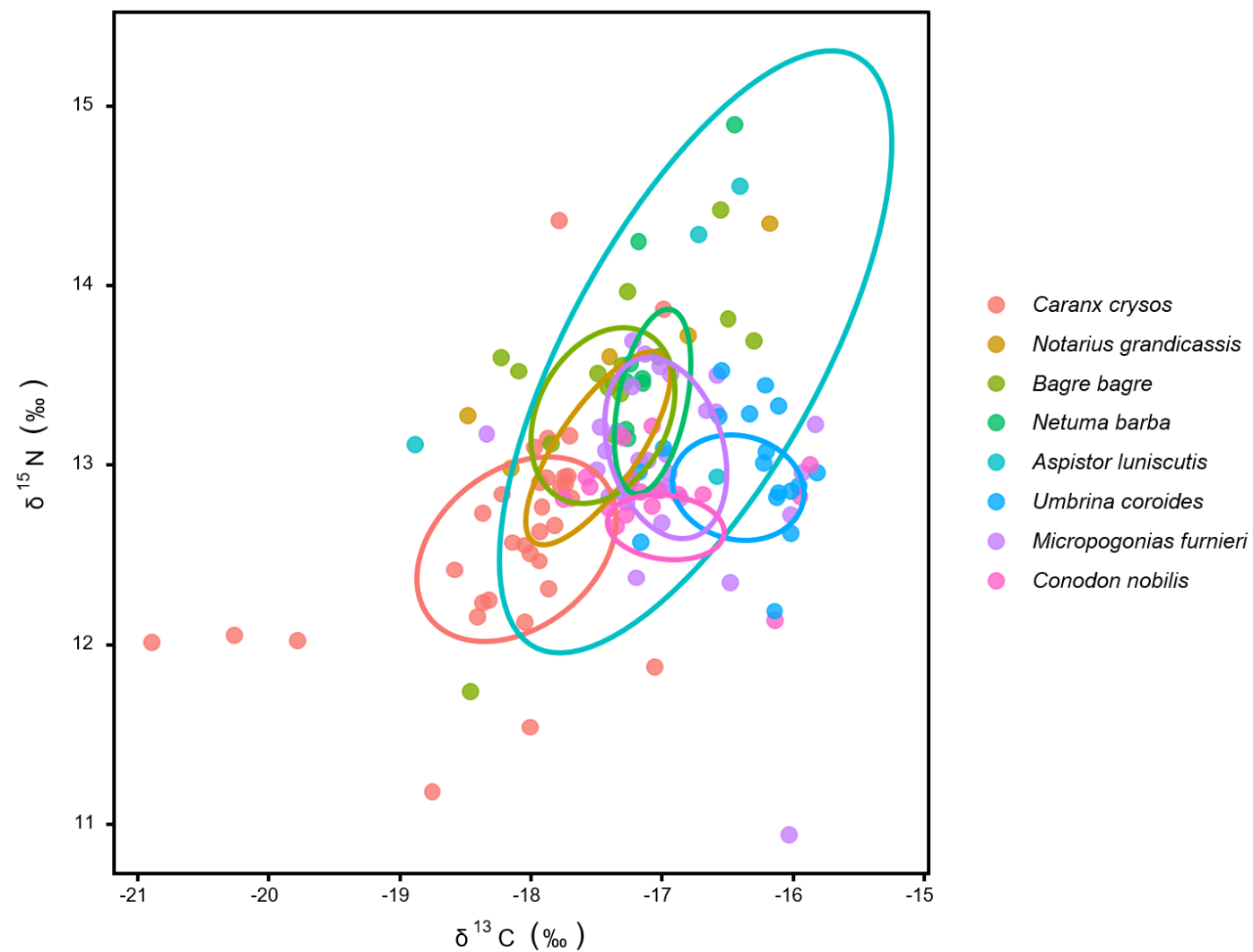


Figura 2: Espaço isotópico ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) das espécies de peixes e as elipses corrigidas para tamanho de amostra pequeno (SEAc) para as espécies estudadas.

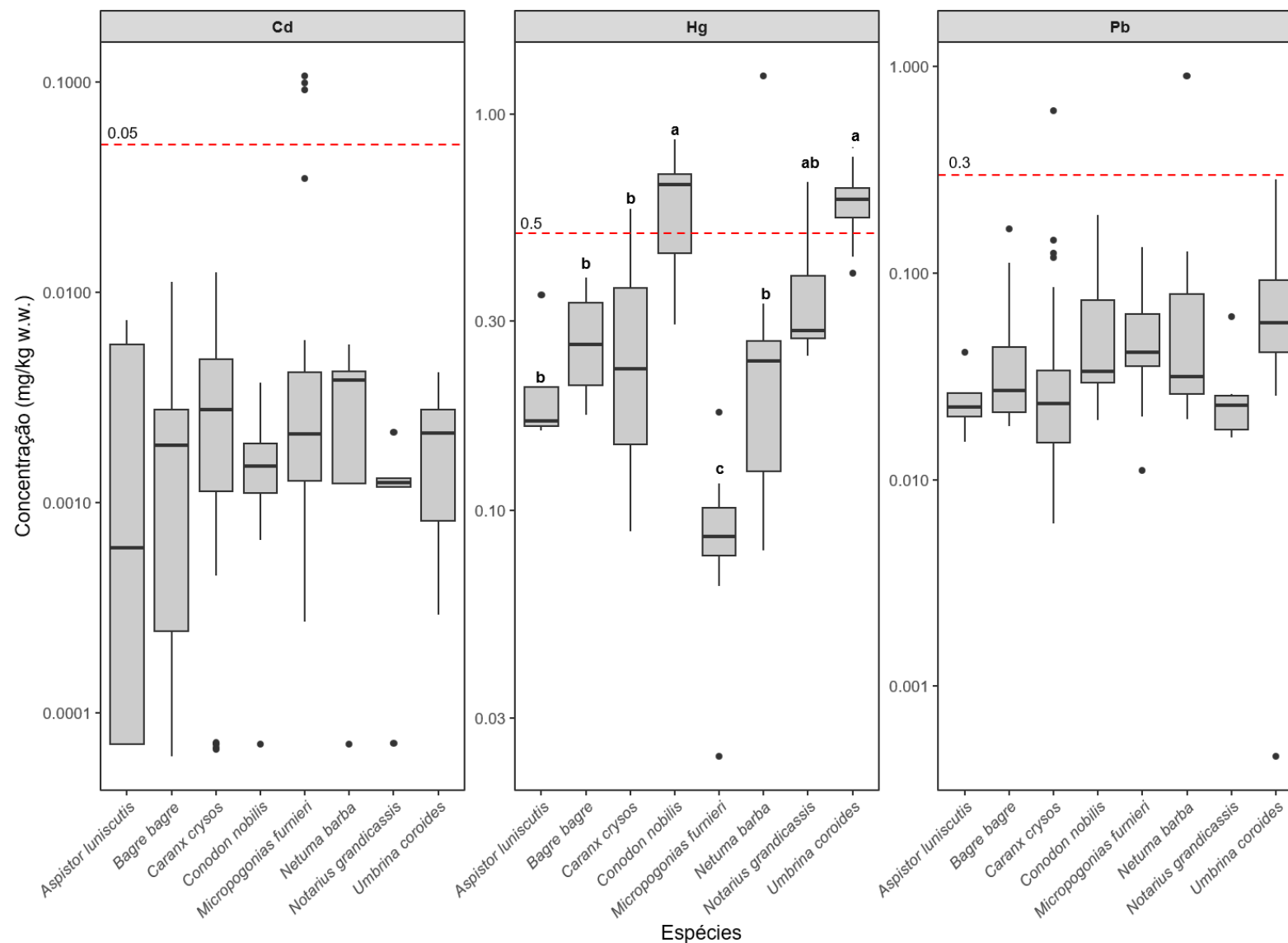


Figura 3: Concentrações de Cd, Hg e Pb em peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Linhas tracejadas vermelhas indicam limite máximo tolerável estabelecido pela ANVISA (2022), EU (2006) e FAO/WHO (2025). Letras minúsculas indicam diferenças significativas nas concentrações de Hg entre as espécies (ANOVA, $p < 0,05$); Cd e Pb não apresentaram diferenças significativas entre as espécies (ANOVA, $p > 0,05$).

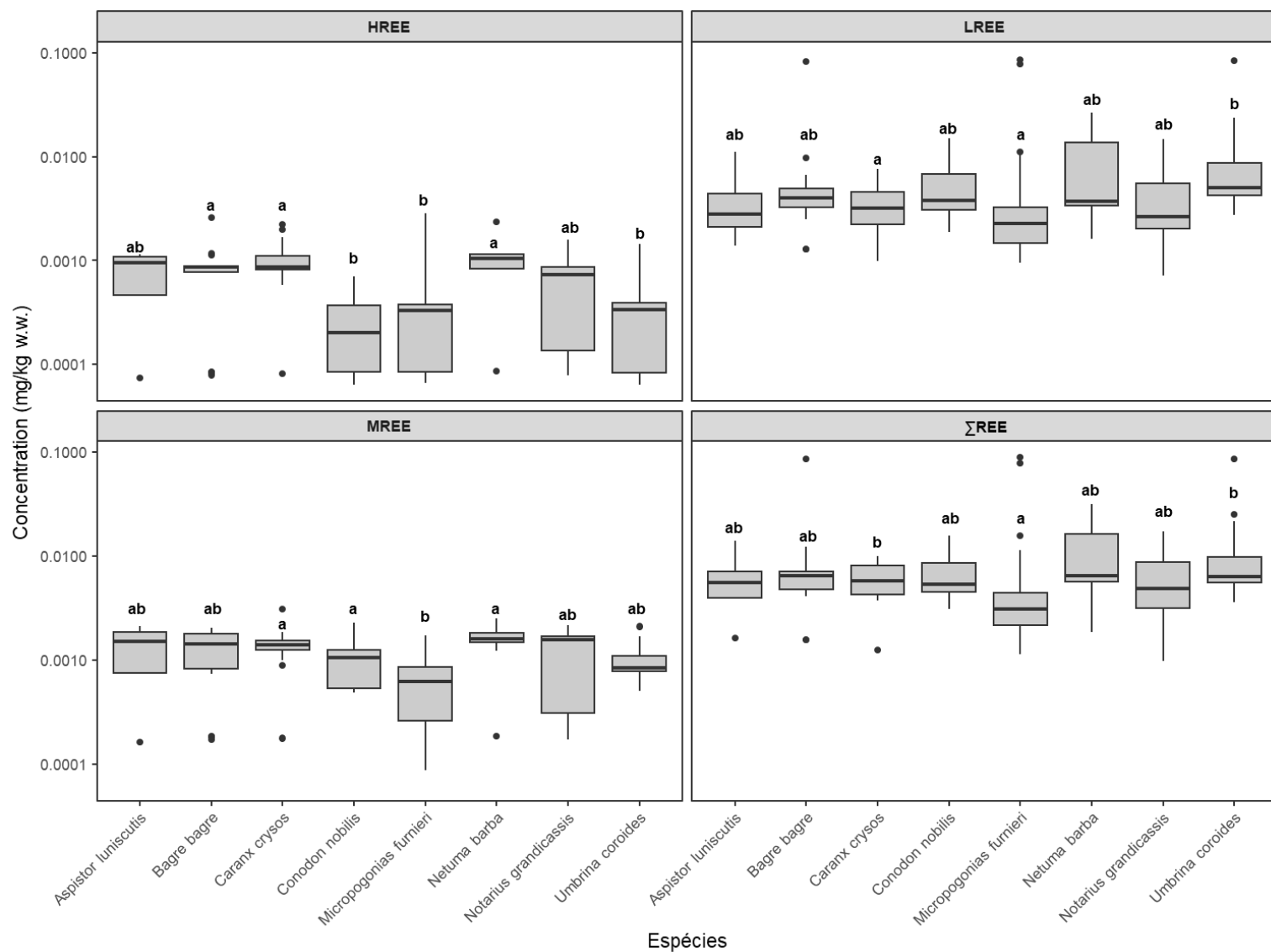


Figura 4: Concentrações dos elementos terras raras em peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Esses elementos foram divididos em quatro grupos: leves (LREE), médios (MREE), pesados (HREE) e totais (Σ REE). Letras minúsculas diferencia as concentrações de cada um dos grupos entre as espécies.

Tabela 1: Estimativa de ingestão diária (EDI) e quantidade máxima de consumo seguro (MSCQ) para Hg, Cd, Pb e ΣREE nas espécies avaliadas.

Espécies	Hg			Cd			Pb			ΣREE	
	EDI nacional	EDI local	MSCQ	EDI nacional	EDI local	MSCQ	EDI nacional	EDI local	MSCQ	EDI nacional	EDI local
<i>Aspistor luniscutis</i>	3.96 10 ⁻⁰⁵ 1.73 10 ^{-05 b}	x ± x 10 ^{-04 b}	4.00 ± x 0.110 ± 0.034 ^b	5.93 10 ⁻⁰⁷ 6.90 10 ⁻⁰⁷	x ± x 10 ⁻⁰⁶	x ± x 1.151 ± 0.284	4.76 10 ⁻⁰⁶ 2.11 10 ⁻⁰⁶	x ± x 10 ⁻⁰⁵	x ± x 0.939 ± 0.357	1.25 10 ⁻⁰⁶ 9.71 10 ^{-07 ab}	x ± x 1.30 ± 1.02 x 10 ⁻⁰⁵ ± 10 ^{-05 ab}
<i>Bagre bagre</i>	5.06 10 ⁻⁰⁵ 1.46 10 ^{-05 b}	x ± x 10 ^{-04 b}	5.00 ± x 0.084 ± 0.023 ^b	4.93 10 ⁻⁰⁷ 5.76 10 ⁻⁰⁷	x ± x 10 ⁻⁰⁶	x ± x 7.240 ± 14.113	8.82 10 ⁻⁰⁶ 8.08 10 ⁻⁰⁶	x ± x 10 ⁻⁰⁵	x ± x 0.699 ± 0.350	2.21 10 ⁻⁰⁶ 4.04 10 ^{-06 ab}	x ± x 2.30 ± 4.22 x 10 ⁻⁰⁵ ± 10 ^{-05 ab}
<i>Caranx crysos</i>	4.99 10 ⁻⁰⁵ 2.52 10 ^{-05 b}	x ± x 10 ^{-04 b}	5.00 ± x 0.101 ± 0.051 ^b	6.12 10 ⁻⁰⁷ 4.97 10 ⁻⁰⁷	x ± x 10 ⁻⁰⁶	x ± x 3.032 ± 3.034	9.99 10 ⁻⁰⁶ 2.00 10 ⁻⁰⁵	x ± x 1.00 ± 10 ⁻⁰⁴	x ± x 1.054 ± 0.769	1.13 10 ⁻⁰⁶ 3.99 10 ^{-07 b}	x ± x 1.19 ± 4.18 x 10 ⁻⁰⁵ ± 10 ^{-06 b}
<i>Conodon nobilis</i>	1.11 10 ⁻⁰⁴ 3.64 10 ^{-05 a}	x ± x 10 ⁻⁰³ 10 ^{-04 a}	1.20 ± x 0.040 ± 0.016 ^a	2.93 10 ⁻⁰⁷ 1.53 10 ⁻⁰⁷	x ± x 10 ⁻⁰⁶	x ± x 4.999 ± 2.138	1.06 10 ⁻⁰⁵ 8.4212 e ⁻⁰⁶	x ± x 1.00 ± 10 ⁻⁰⁴	x ± x 0.542 ± 0.277	1.29 10 ⁻⁰⁶ 7.06 10 ^{-07 ab}	x ± x 1.35 ± 7.39 x 10 ⁻⁰⁵ ± 10 ^{-06 ab}
<i>Micropogonias furnieri</i>	1.66 10 ⁻⁰⁵ 4.67 10 ^{-06 c}	x ± x 10 ⁻⁰⁴ 10 ^{-05 c}	2.00 ± x 0.263 ± 0.125 ^c	2.43 10 ⁻⁰⁶ 5.61 10 ⁻⁰⁶	x ± x 10 ⁻⁰⁵	x ± x 5.152 ± 5.819	1.03 10 ⁻⁰⁵ 6.53 10 ⁻⁰⁶	x ± x 1.00 ± 10 ⁻⁰⁴	x ± x 0.543 ± 0.349	1.72 10 ⁻⁰⁶ 3.84 10 ^{-06 a}	x ± x 1.80 ± 4.02 x 10 ⁻⁰⁵ ± 10 ^{-05 a}
<i>Netuma barba</i>	5.91 10 ⁻⁰⁵ 6.71 10 ^{-05 b}	x ± x 10 ⁻⁰⁴ 10 ^{-04 b}	6.00 ± x 0.117 ± 0.074 ^b	5.90 10 ⁻⁰⁷ 3.74 10 ⁻⁰⁷	x ± x 10 ⁻⁰⁶	x ± x 2.743 ± 1.897	2.71 10 ⁻⁰⁵ 5.37 10 ⁻⁰⁵	x ± x 3.00 ± 10 ⁻⁰⁴	x ± x 0.549 ± 0.358	2.13 10 ⁻⁰⁶ 1.80 10 ^{-06 ab}	x ± x 2.23 ± 1.88 x 10 ⁻⁰⁵ ± 10 ^{-05 ab}
<i>Notarius grandicassis</i>	6.83 10 ⁻⁰⁵ 3.07 10 ^{-05 ab}	x ± x 10 ⁻⁰⁴ 10 ^{-04 ab}	7.00 ± x 0.065 ± 0.021 ^{ab}	2.2470e ⁻⁰⁷ ± 1.2463e ⁻⁰⁷	2.3516e ⁻⁰⁶ ± 1.3044e ⁻⁰⁶	x ± x 5.162 ± 1.101	5.17 10 ⁻⁰⁶ 3.21 10 ⁻⁰⁶	x ± x 5.41 ± 10 ⁻⁰⁵	x ± x 0.932 ± 0.359	1.29 10 ⁻⁰⁶ 1.10 10 ^{-06 ab}	x ± x 1.35 ± 1.17 x 10 ⁻⁰⁵ ± 10 ^{-05 ab}

<i>Umbrina coroides</i>	1.11	x	1.20	x		3.49	x	3.65	x		1.50	x	2.00	x		2.57	x	2.69	x
	10^{-04}	±	10^{-03}	±	0.036 ±	10^{-07}	±	10^{-06}	±	6.140 ±	10^{-05}	±	10^{-04}	±	3.066 ±	10^{-06}	±	10^{-05}	±
	1.98	x	2.07	x	0.007 ^a	2.00	x	2.09	x	5.623	1.28	x	1.34	x	11.072	3.70	x	3.85	x
	10^{-05} a		10^{-04} a			10^{-07}		10^{-06}			10^{-05}		10^{-04}			10^{-06} b		10^{-05} b	

Todos os valores são apresentados como média ± desvio padrão. Letras minúsculas diferenciam as médias entre as espécies (ANOVA seguida pelo teste de comparação múltipla de Tukey)

Tabela 2: Valores de Quociente de Perigo Alvo (THQ) e Índice de Perigo (HI) para Hg, Cd e Pb nas espécies de peixes avaliadas considerando o consumo nacional e local.

Espécies	Hg		Cd		Pb		HI nacional	HI local
	THQ nacional	THQ local	THQ nacional	THQ local	THQ nacional	THQ local		
<i>Aspistor luniscutis</i>	0.126 ± 0.055 ^b	1.323 ± 0.578 ^b	6.00 x 10 ⁻⁰⁴ ± 7.00 x 10 ⁻⁰⁴	0.007 ± 0.007	0.001 ± 0.001	0.014 ± 0.006	0.128 ± 0,055 ^b	1.343 ± 0.580 ^b
<i>Bagre bagre</i>	0.162 ± 0.047 ^b	1.692 ± 0.489 ^b	5.00 x 10 ⁻⁰⁴ ± 5.00 x 10 ⁻⁰⁴	0.005 ± 0.006	0.002 ± 0.002	0.025 ± 0.023	0.165 ± 0.048 ^b	1.723 ± 0.501 ^b
<i>Caranx crysos</i>	0.159 ± 0.080 ^b	1.670 ± 0.842 ^b	6.00 x 10 ⁻⁰⁴ ± 5.00 x 10 ⁻⁰⁴	0.006 ± 0.005	0.003 ± 0.005	0.029 ± 0.057	0.163 ± 0.080 ^b	1.705 ± 0.836 ^b
<i>Conodon nobilis</i>	0.356 ± 0.116 ^a	3.728 ± 1.217 ^a	3.00 x 10 ⁻⁰⁴ ± 1.00 x 10 ⁻⁰⁴	0.003 ± 0.001	0.003 ± 0.002	0.030 ± 0.024	0.359 ± 0.116 ^a	3.762 ± 1,219 ^a
<i>Micropogonias furnieri</i>	0.053 ± 0.015 ^c	0.555 ± 0.156 ^c	2.30 x 10 ⁻⁰³ ± 5.40 x 10 ⁻⁰³	0.024 ± 0.056	0.003 ± 0.002	0.029 ± 0.019	0.058 ± 0.016 ^c	0.609 ± 0.169 ^c
<i>Netuma barba</i>	0.189 ± 0.214 ^b	1.976 ± 2.245 ^b	6.00 x 10 ⁻⁰⁴ ± 4.00 x 10 ⁻⁰⁴	0.006 ± 0.004	0.007 ± 0.015	0.078 ± 0.154	0.197 ± 0.218 ^b	2.060 ± 2.216 ^b
<i>Notarius grandicassis</i>	0.218 ± 0.098 ^{ab}	2.285 ± 1.029 ^{ab}	2.00 x 10 ⁻⁰⁴ ± 1.00 x 10 ⁻⁰⁴	0.002 ± 0.001	0.001 ± 0.001	0.015 ± 0.009	0.220 ± 0.098 ^{ab}	2.302 ± 1.027 ^{ab}
<i>Umbrina coroides</i>	0.356 ± 0.063 ^a	3.729 ± 0.662 ^a	3.00 x 10 ⁻⁰⁴ ± 2.00 x 10 ⁻⁰⁴	0.003 ± 0.002	0.004 ± 0.003	0.043 ± 0.037	0.361 ± 0.062 ^a	3.775 ± 0.647 ^a

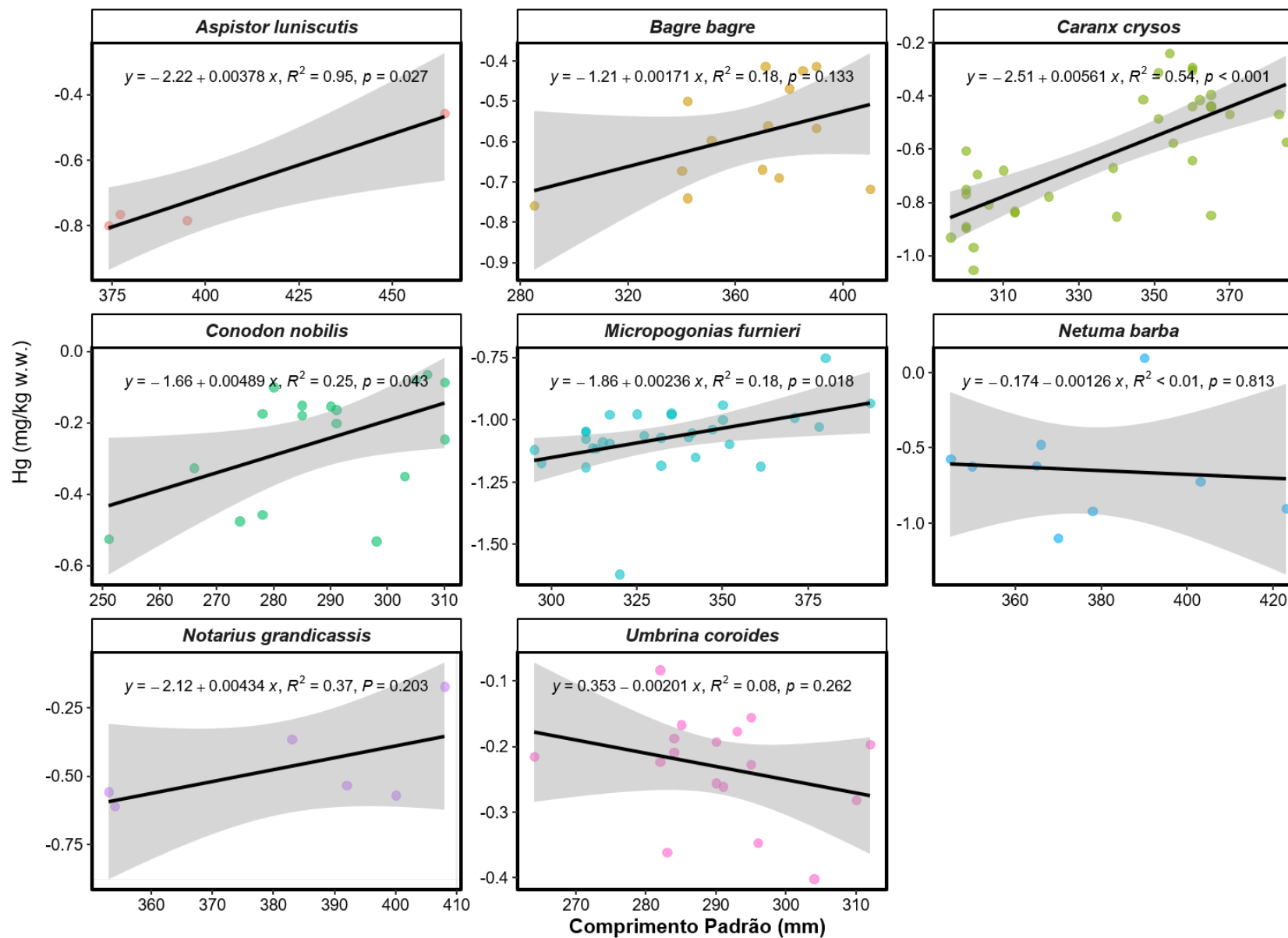
Todos os valores são apresentados como média ± desvio padrão. Letras minúsculas diferenciam as médias entre as espécies (ANOVA seguida pelo teste de comparação múltipla de Tukey).

Material Suplementar 1: Valores médios ($\pm$ desvio-padrão) de peso corporal (g), comprimento padrão (mm), $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e $\delta^{13}\text{C}$ (‰) das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Os valores isotópicos são expressos em relação aos padrões atmosférico (N_2) para $\delta^{15}\text{N}$ e Pee Dee Belemnite (PDB) para $\delta^{13}\text{C}$.

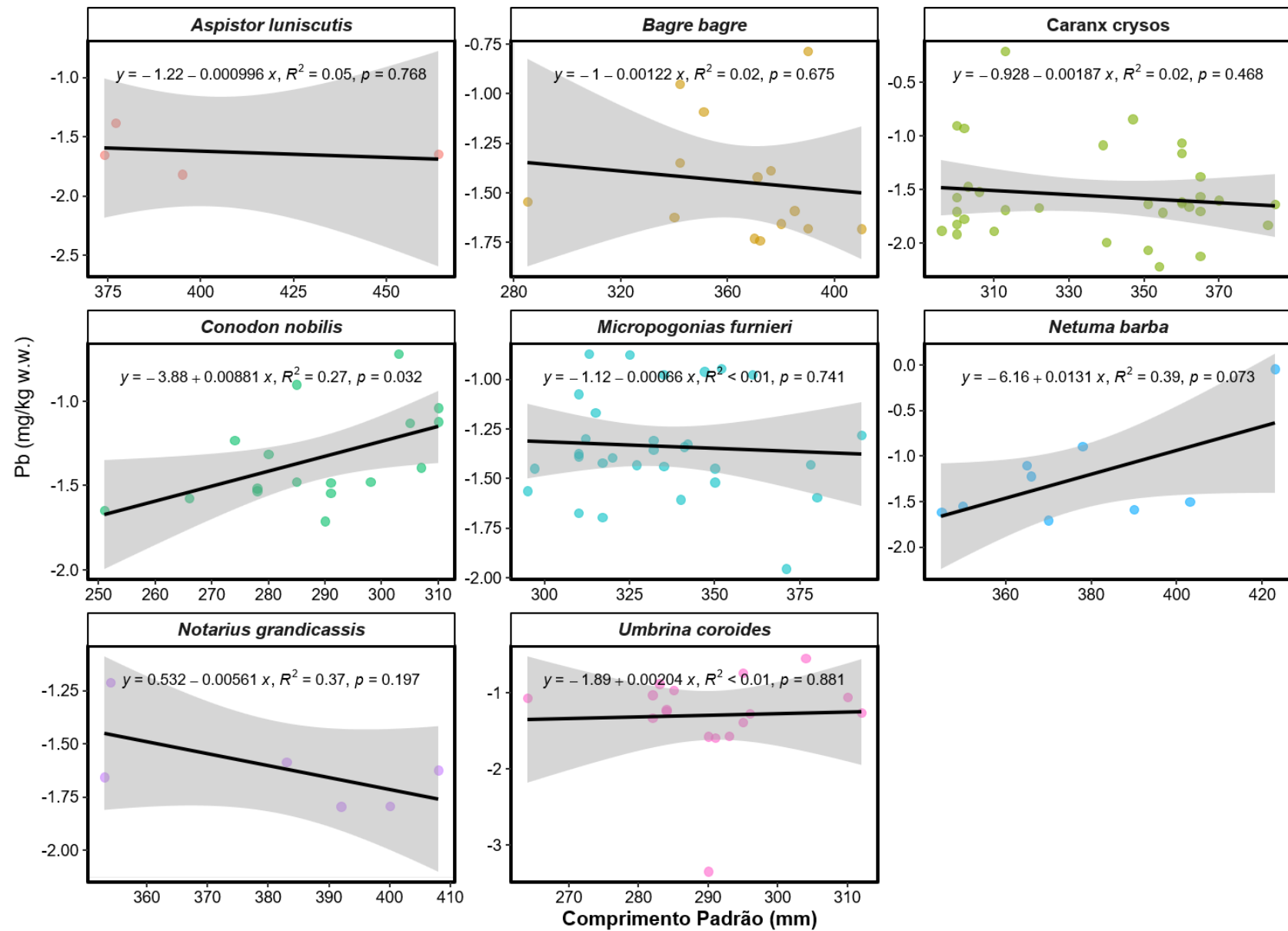
Espécies	N amostral	Peso (g)	Comprimento (mm)	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
<i>Aspistor luniscutis</i>	4	1105.25 $\pm$ 299.26	402.50 $\pm$ 42.03	13.7 $\pm$ 0.8	-17.1 $\pm$ 1.2
<i>Bagre bagre</i>	14	752.43 $\pm$ 153.40	364.57 $\pm$ 30.89	13.5 $\pm$ 0.6	-17.4 $\pm$ 0.6
<i>Caranx crysos</i>	33	819.97 $\pm$ 179.10	336.48 $\pm$ 29.42	12.6 $\pm$ 0.6	-18.2 $\pm$ 0.8
<i>Conodon nobilis</i>	17	584.59 $\pm$ 82.34	288.35 $\pm$ 16.38	12.8 $\pm$ 0.2	-17.0 $\pm$ 0.6
<i>Micropogonias furnieri</i>	30	653.60 $\pm$ 146.99	333.90 $\pm$ 25.04	13.0 $\pm$ 0.5	-17.0 $\pm$ 0.5
<i>Netuma barba</i>	9	1084.89 $\pm$ 200.35	376.67 $\pm$ 25.07	13.7 $\pm$ 0.5	-17.1 $\pm$ 0.3
<i>Notarius grandicassis</i>	6	907.00 $\pm$ 154.43	381.67 $\pm$ 23.35	13.5 $\pm$ 0.5	-17.4 $\pm$ 0.8
<i>Umbrina coroides</i>	17	522.00 $\pm$ 80.73	290.59 $\pm$ 11.51	13.0 $\pm$ 0.3	-16.3 $\pm$ 0.4

Material Suplementar 2: Sobreposição de SEAc (%) entre as oito espécies de peixes analisadas do estuário do Rio Paraíba do Sul.

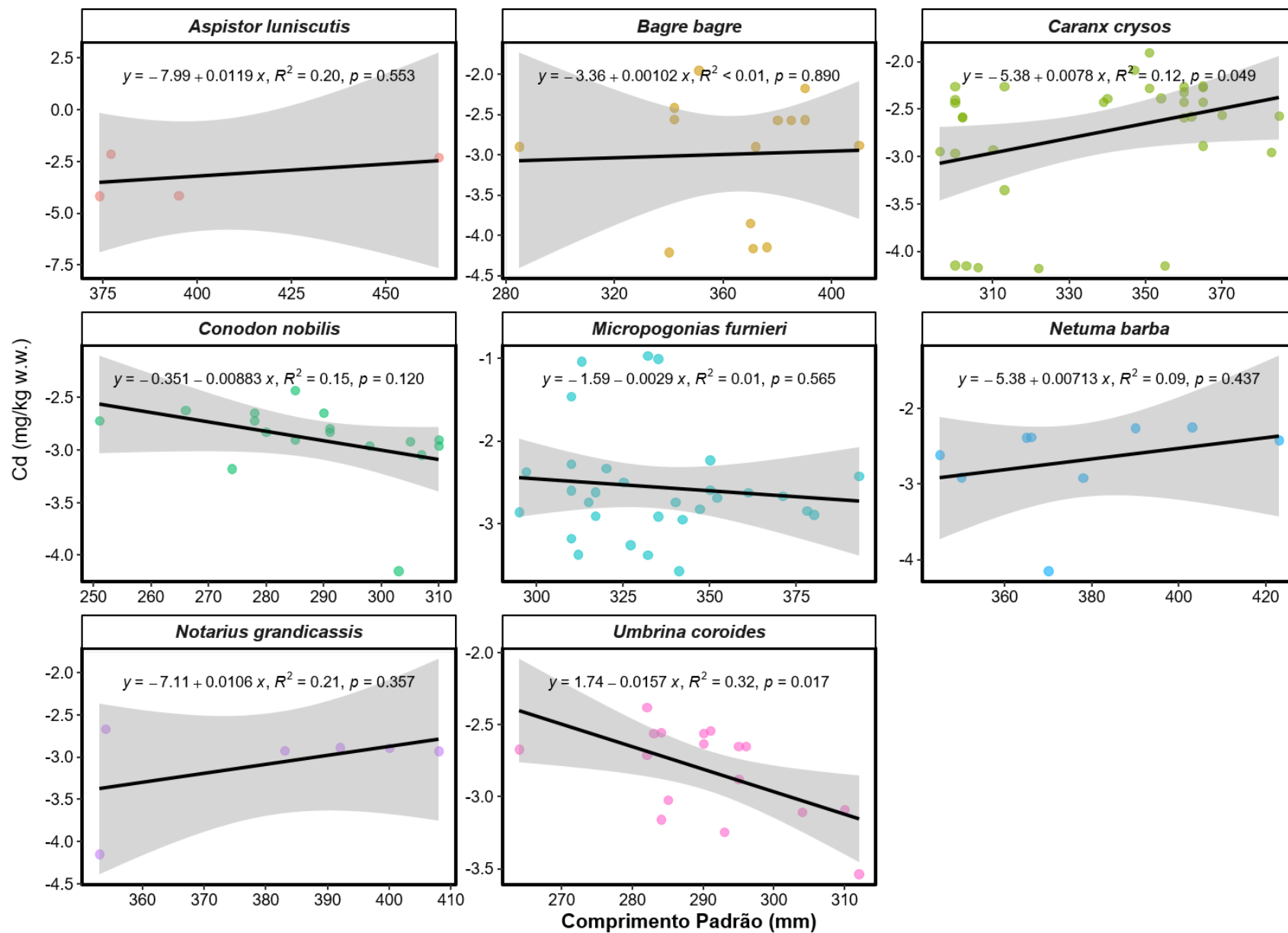
	<i>Caranx crysos</i>	<i>Notarius grandicassis</i>	<i>Bagre bagre</i>	<i>Netuma barba</i>	<i>Aspistor luniscutis</i>	<i>Umbrina coroides</i>	<i>Micropogonias furnieri</i>	<i>Conodon nobilis</i>
<i>Caranx crysos</i>	-	18.8	8.7	0.0	57.2	0.0	0.0	0.6
<i>Notarius grandicassis</i>	35.8	-	80.1	32.5	100.0	0.0	38.0	0.0
<i>Bagre bagre</i>	12.5	60.3	-	33.6	100.0	0.0	35.2	0.0
<i>Netuma barba</i>	0.0	46.4	63.7	-	100.0	0.0	76.1	0.0
<i>Aspistor luniscutis</i>	11.7	10.8	14.3	7.5	-	5.4	12.5	4.4
<i>Umbrina coroides</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	67.3	-	34.0	8.3
<i>Micropogonias furnieri</i>	0.0	32.8	40.4	46.0	100.0	22.1	-	15.3
<i>Conodon nobilis</i>	3.0	0.0	0.0	0.0	99.7	15.2	43.5	-



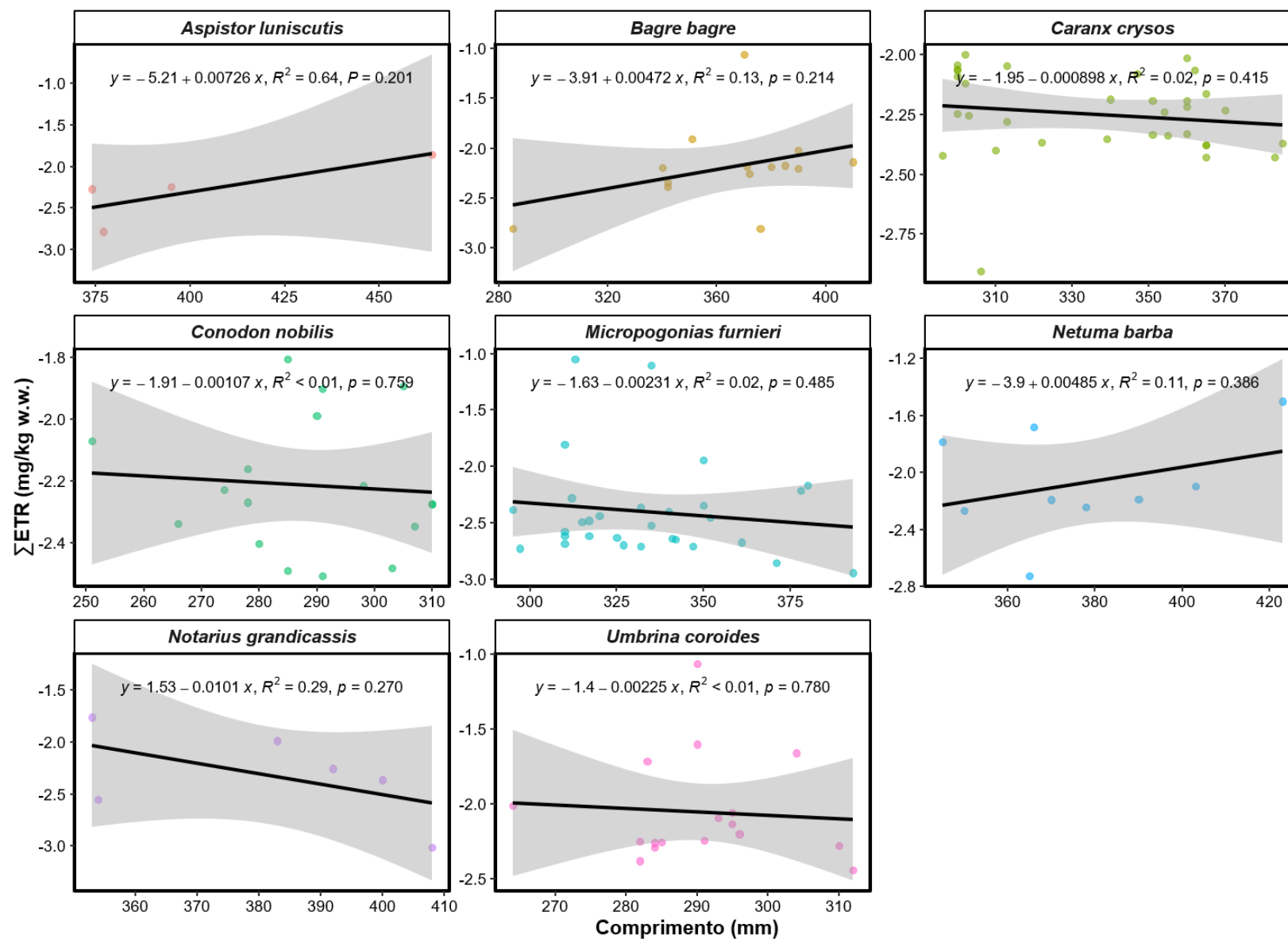
Material Suplementar 3: Associação entre as concentrações de Hg e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.



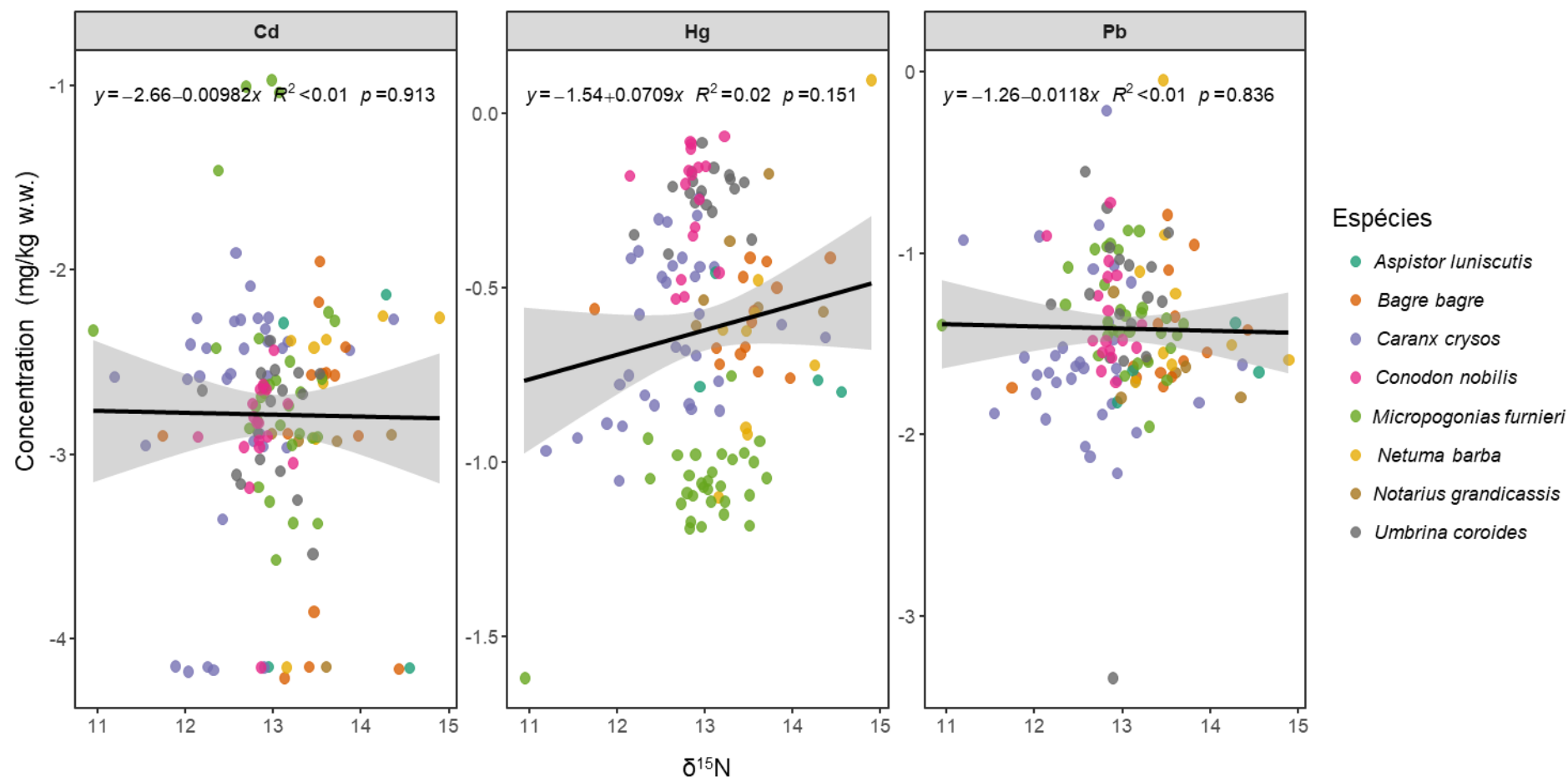
Material Suplementar 4: Associação entre as concentrações de Pb e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.



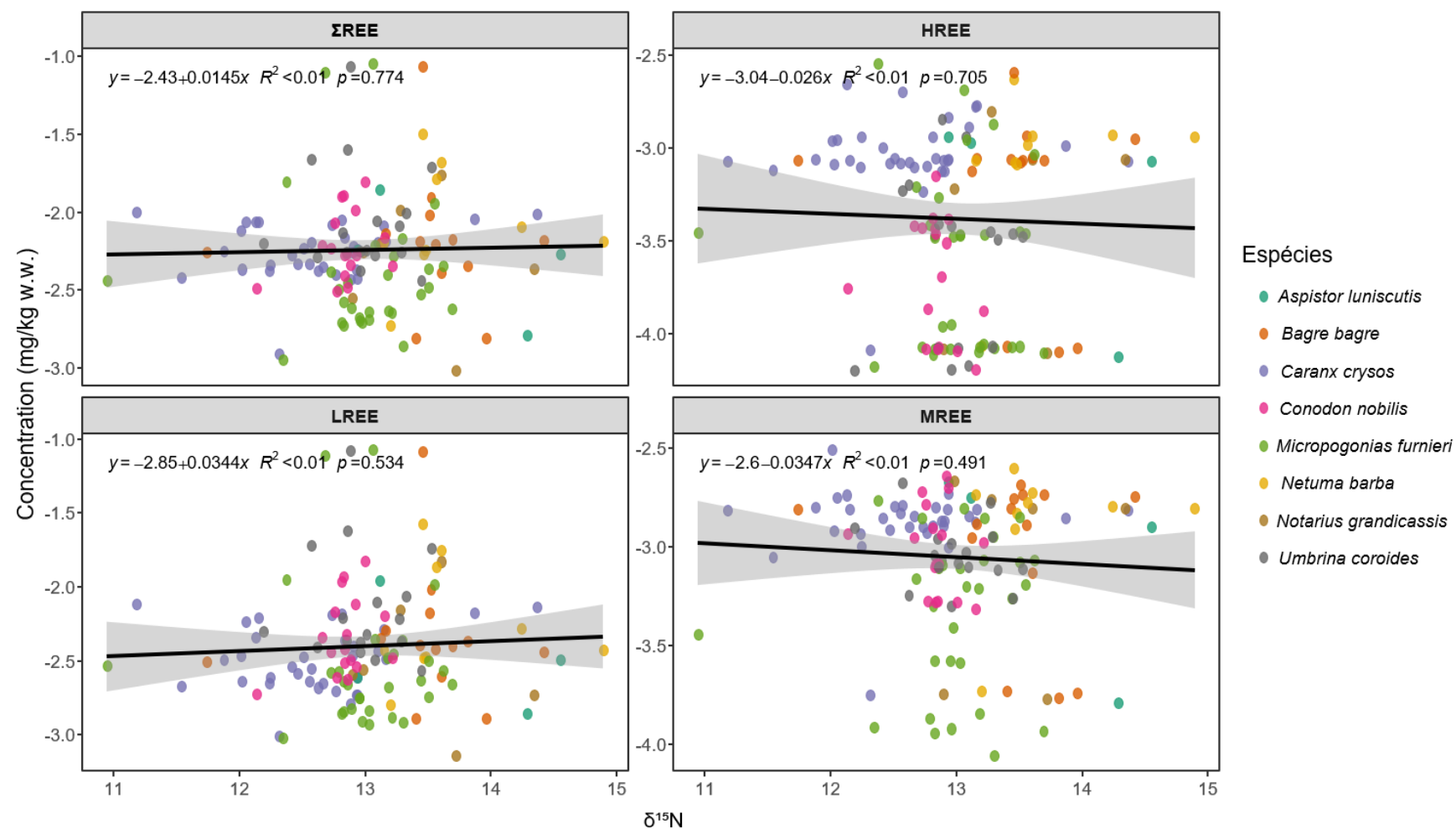
Material Suplementar 5: Associação entre as concentrações de Cd e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.



Material Suplementar 6: Associação entre as concentrações totais dos elementos terras raras (ΣREE) e o comprimento padrão das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul.



Material Suplementar 7: Associação entre as concentrações de Cd, Hg e Pb com os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. As concentrações (eixo y) foram apresentadas em escala logarítmica de base 10 para otimizar a visualização dos dados.



Material Suplementar 8: Associação entre as concentrações dos elementos terras raras com os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de peixes do estuário do Rio Paraíba do Sul. Esses elementos foram divididos em quatro grupos: leves (LREE), médios (MREE), pesados (HREE) e totais (ΣREE). As concentrações (eixo y) foram apresentadas em escala logarítmica de base 10 para otimizar a visualização dos dados.

Material Suplementar 9: Características ecológicas das espécies de peixes amostradas no estuário do Rio Paraíba do Sul, incluindo a sua posição na coluna d'água e hábito alimentar.

Espécies	Posição na coluna d'água	Hábito alimentar
<i>Aspistor luniscutis</i>	Bentopelágico/ demersal	Consumidor de invertebrados bentônicos (Bisi et al, 2012)
<i>Bagre bagre</i>	Demersal	Consumidor bentófagos generalistas (Tavares e Di Benedetto, 2017)
<i>Caranx crysos</i>	Pelágico	Consumidor predominante de peixes (Floeter et al., 2007)
<i>Conodon nobilis</i>	Demersal	Consumidor de crustáceos, principalmente camarões (Lira et al., 2019)
<i>Micropogonias furnieri</i>	Demersal	Consumidor de peixes e invertebrados bentônicos (Bisi et al, 2012)
<i>Netuma barba</i>	Demersal	Consumidor bentófagos generalistas (Tavares e Di Benedetto, 2017)
<i>Notarius grandicassis</i>	Demersal	Consumidor de crustáceos (Mendes e Barthem, 2010)
<i>Umbrina coroides</i>	Demersal	Consumidor de crustáceos bentônicos (Zahorcsak et al., 2000)

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste estudo contribuem para ampliar o conhecimento sobre a ocorrência de metais e REEs em peixes do estuário do RPS, e os potenciais riscos associados ao consumo desses recursos pesqueiros. Além de reforçar a importância do monitoramento desses contaminantes em ambientes com longo histórico de contaminação ambiental e que desempenham importante papel econômico e social para as comunidades locais.

A avaliação de risco demonstrou a importância de considerar diferentes cenários de consumo, uma vez que estimativas baseadas em médias nacionais podem não refletir adequadamente os hábitos alimentares de populações ribeirinhas e costeiras, que frequentemente apresentam maior consumo de recursos pesqueiros. Nesse sentido, recomenda-se que estudos futuros realizem entrevistas e levantamentos junto às comunidades locais para determinar com maior precisão as taxas de consumo de pescado, permitindo avaliações de risco mais representativas da realidade regional.

Por fim, considerando a relevância social dos resultados obtidos, os dados gerados neste estudo serão disponibilizados em uma cartilha elaborada em linguagem acessível, com o objetivo de aproximar o conhecimento científico da população e auxiliar na divulgação de informações relacionadas à qualidade do pescado e à segurança alimentar.

4. REFERÊNCIAS

- Abera, B.D., Adimas, M.A., 2024. Health benefits and health risks of contaminated fish consumption: Current research outputs, research approaches, and perspectives. *Heliyon* 10, e33905. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33905>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2026. The ATSDR 2025 Substance Priority List [WWW Document]. URL <https://www.atsdr.cdc.gov/programs/substance-priority-list.html>
- Barros, G.V., Martinelli, L.A., Oliveira Novais, T.M., Ometto, J.P.H.B., Zuppi, G.M., 2010. Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Science of The Total Environment* 408, 2226–2232. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.01.060>
- Costa, P.A.S., Braga, A.C., Malavolti, G.S., Franco, M.A.L., Gatts, P.V., Batista, A., Rezende, C.E., 2019. Feeding habits and trophic status of *Merluccius hubbsi*

- along the northernmost limit of its distribution in the South-western Atlantic. *J. Mar. Biol. Ass.* 99, 1399–1408. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000237>
- De Vasconcellos, A.C.S., Ferreira, S.R.B., De Sousa, C.C., De Oliveira, M.W., De Oliveira Lima, M., Basta, P.C., 2022. Health Risk Assessment Attributed to Consumption of Fish Contaminated with Mercury in the Rio Branco Basin, Roraima, Amazon, Brazil. *Toxics* 10, 516. <https://doi.org/10.3390/toxics10090516>
- Di Benedetto, A.P.M., Kehrig, H.D.A., Pestana, I.A., 2021. From Past Use to Present Effects: Total Mercury in Crustaceans and Fish in the Inner Estuary of Paraíba do Sul River, Southeast Brazil. *Bull Environ Contam Toxicol* 107, 124–130. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03167-x>
- Ferreira, S.L.C., Porto, I.S.A., Dantas, S.V.A., Felix, C.S.A., Cunha, F.A.S., Pereira Junior, J.B., 2024. Evaluation of contamination of chemical elements in fish samples using human health risk assessment indices. *Microchemical Journal* 202, 110822. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2024.110822>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO, World Health Organization - WHO, 2022. Guia para o Dia Mundial da Segurança dos Alimentos 2022. FAO; WHO.
- Fragoso, C., Gatts, P., Di Benedetto, A.P., Martinelli, L.A., De Lacerda, L., De Rezende, C.E., 2024. STABLE ISOTOPES AND MERCURY AS TOOLS TO DEPICT AQUATIC FOOD WEBS. *Quim. Nova.* <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20230125>
- Gomes, P.R., Pestana, I.A., Viana, P.P., De Almeida, M.G., De Rezende, C.E., De Souza, C.M.M., 2022. Effects of dams on As and Hg concentrations in three southeastern Brazil fluvial systems: Ocean inputs, sources and seasonal dynamics among environmental compartments. *Science of The Total Environment* 849, 157865. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157865>
- Hasan, G.M.M.A., Satter, M.A., Das, A.K., Asif, Md., 2022. Detection of heavy metals in fish muscles of selected local fish varieties of the Shitalakshya River and probabilistic health risk assessment. *Measurement: Food* 8, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.meafao.2022.100065>
- Ignacio, S., Schlotthauer, J., Sigrist, M., Volpedo, A.V., Thompson, G.A., 2024. Potentially toxic trace elements in the muscle of coastal South American fish: Implications for human consumption and health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* 202, 116384. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116384>
- Instituto Nacional de Câncer (INCA), 2024. Metais pesados, câncer e os riscos ambientais. INCA, Rio de Janeiro, RJ.
- International Agency for Research on Cancer (IARC), 2026. List of Classifications. IARC.
- Kaçar, E., 2024. Heavy metal concentrations in various tissues of two fish species from Damsa Dam Lake (Turkey) and associated health risk assessment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 81, 127339. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2023.127339>
- Kahn, J.R., Vásquez, W.F., De Rezende, C.E., 2017. Choice modeling of system-wide or large scale environmental change in a developing country context: Lessons from the Paraíba do Sul River. *Science of The Total Environment* 598, 488–496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.059>
- Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Malm, O., Di Benedetto, A.P.M., Rezende, C.E., 2013. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of

- the Paraíba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin* 75, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.046>
- Leite, L.A.R., Pedreira Filho, W.D.R., De Azevedo, R.K., Abdallah, V.D., 2023. Bioaccumulation and health risk assessment of trace metal contamination in the musculature of the trahira fish (*Hoplias malabaricus*) from two neotropical rivers in southeastern Brazil. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 78, 127185. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2023.127185>
- Li, J., Sun, J., Hu, W., Yan, M., Kang, B., 2023. Exposure status, spatial variation, and health risk assessment of selected heavy metal(loid)s in common commercial fish species of the Beibu Gulf. *Marine Pollution Bulletin* 195, 115555. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115555>
- Miguens, F.C., Oliveira, M.L.D., Ferreira, A.D.O., Barbosa, L.R., Melo, E.J.T.D., Carvalho, C.E.V.D., 2016. Structural and elemental analysis of bottom sediments from the Paraíba do Sul River (SE, Brazil) by analytical microscopy. *Journal of South American Earth Sciences* 66, 82–96. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2015.12.009>
- Molisani, M.M., Salomão, M.S.M.B., Ovalle, A.R.C., 2005. PARTITIONING OF METALS IN SEDIMENTS FROM THE LOWER PARAÍBA DO SUL RIVER, SE, BRAZIL. *Geochimica Brasiliensis* 19, 48.
- Pfeiffer, W.C., Fiszman, M., Malm, O., Maurício Azcue, J., 1986. Heavy metal pollution in the Paraíba do sul River, Brazil. *Science of The Total Environment* 58, 73–79. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(86\)90077-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(86)90077-X)
- Post, D.M., 2002. USING STABLE ISOTOPES TO ESTIMATE TROPHIC POSITION: MODELS, METHODS, AND ASSUMPTIONS. *Ecology* 83, 703–718. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083%5B0703:USITET%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083%5B0703:USITET%5D2.0.CO;2)
- Rétif, J., Zalouk-Vergnoux, A., Briant, N., François, Y., Poirier, L., 2024a. Trophic dilution of rare earth elements along the food chain of the Seine estuary (France). *Marine Pollution Bulletin* 206, 116671. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116671>
- Rétif, J., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., Briant, N., Poirier, L., 2024b. Trophic transfer of rare earth elements in the food web of the Loire estuary (France). *Science of The Total Environment* 914, 169652. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169652>
- Reyes-Márquez, A., Sedeño-Díaz, J.E., Aguiñiga-García, S., Austria-Ortiz, G.M., López-López, E., 2024. Health risk assessment by consumption of commercial biota contaminated with heavy metals in Tampamachoco coastal lagoon, Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 206, 116757. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116757>
- Saidon, N.B., Szabó, R., Budai, P., Lehel, J., 2024. Trophic transfer and biomagnification potential of environmental contaminants (heavy metals) in aquatic ecosystems. *Environmental Pollution* 340, 122815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122815>
- Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Marrugo-Madrid, S., Paternina-Urbe, R., Marrugo-Negrete, J., Díez, S., 2022. A human health risk assessment of methylmercury, arsenic and metals in a tropical river basin impacted by gold mining in the Colombian Pacific region. *Environmental Research* 212, 113120. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113120>
- Santos, A.C.S.S., Souza, L.A., Araujo, T.G., De Rezende, C.E., Hatje, V., 2023. Fate and Trophic Transfer of Rare Earth Elements in a Tropical Estuarine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 57, 2404–2414. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07726>

- Santos-Neves, J.M., Marques, E.D., Kütter, V.T., Lacerda, L.D., Sanders, C.J., Sella, S.M., Silva-Filho, E.V., 2018. INFLUENCE OF RIVER WATER DIVERSION ON HYDROGEOCHEMISTRY AND REE DISTRIBUTION, RIO DE JANEIRO, BRAZIL. *Carpath. J. Earth Environ. Sci.* 13, 453–464. <https://doi.org/10.26471/cjees/2018/013/039>
- Sharifian, S., Mortazavi, M.S., Nozar, S.L.M., 2022. Health risk assessment of commercial fish and shrimp from the North Persian Gulf. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 72, 127000. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2022.127000>
- Souza-Araujo, J.D., Hussey, N.E., Hauser-Davis, R.A., Rosa, A.H., Lima, M.D.O., Giarrizzo, T., 2022. Human risk assessment of toxic elements (As, Cd, Hg, Pb) in marine fish from the Amazon. *Chemosphere* 301, 134575. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134575>
- Terra, B.F., Araújo, F.G., Calza, C.F., Lopes, R.T., Teixeira, T.P., 2007. Heavy Metal in Tissues of Three Fish Species from Different Trophic Levels in a Tropical Brazilian River. *Water Air Soil Pollut* 187, 275–284. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9515-9>
- United Nations Environment Programme - UNEP, World Health Organization - WHO, 2008. Guidance for Identifying Populations at Risk from Mercury Exposure. UNEP; WHO.
- Valitutto, R.S., Sella, S.M., Silva-Filho, E.V., Pereira, R.G., Miekeley, N., 2007. Accumulation of metals in macrophytes from water reservoirs of a power supply plant, Rio de Janeiro State, Brazil. *Water Air Soil Pollut* 178, 89–102. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9154-6>
- Wanderley, C.V.A., Godoy, J.M., Godoy, M.L.D.P., Rezende, C.E., Lacerda, L.D., Moreira, I., Carvalho, Z.L., 2013. Evaluating Sedimentation Rates in the Estuary and Shelf Region of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20130268>
- Zaghloul, G.Y., Ezz El-Din, H.M., Mohamedein, L.I., El-Moselhy, K.M., 2022. Bio-accumulation and health risk assessment of heavy metals in different edible fish species from Hurgada City, Red Sea, Egypt. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 95, 103969. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103969>