



BRENDA NATASHA SOUZA COSTA

Metais, metalóides e elementos terras raras em organismos aquáticos de rios amazônicos receptores de descarga de chorume, e a avaliação do potencial risco à saúde humana

BELÉM/PA

2020

BRENDA NATASHA SOUZA COSTA

Metais, metalóides e elementos terras raras em organismos aquáticos de rios amazônicos receptores de descarga de chorume, e a avaliação do potencial risco à saúde humana

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do Título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Dr. Marcelo de Oliveira Lima

BELÉM/PA

2020

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

C837m Costa, Brenda Natasha Souza

Metais, metalóides e elementos terras raras em organismos aquáticos de rios amazônicos receptores de descarga de chorume, e a avaliação do potencial risco à saúde humana / Brenda Natasha Souza Costa. — 2020.

117 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Lima

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2020.

1. Crustáceos, peixe, ecotoxicologia, lixo. I. Título.

CDD 571.95

BRENDA NATASHA SOUZA COSTA

Metais, metalóides e elementos terras raras em organismos aquáticos de rios amazônicos receptores de descarga de chorume, e a avaliação do potencial risco à saúde humana

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do Título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

DATA: 29/06/2020

Banca Examinadora:



Dr. Marcelo de Oliveira Lima (Presidente)

Instituto Evandro Chagas (Orientador)



Dra Jussara Moretto Martinelli-Lemos

Universidade Federal do Pará



Dr. Vinicius Tavares Kütter

Universidade Federal do Pará



Dra Nathália Santos Serrão de Castro

Centro Universitário Metropolitano da Amazônia



Dr. Rosivaldo de Alcântara Mendes

Instituto Evandro Chagas

*Ào meu Pai (in memoriam) e
minha Mãe, por todo apoio, esforço,
dedicação, atenção, lições de esperança,
companheirismo, carinho e amor que me
proporcionaram, servindo de alicerce, o
sustento necessário para que eu chegasse
até aqui.*

“Não mais serás chamada a desamparada, nem tua terra, a abandonada, serás chamada: minha preferida, e tua terra: a desposada, porque o Senhor se comprazera em ti e tua terra terá um esposo”.

(Isaiás 62,4)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Pará (UFPA), pela oportunidade de obter o título através do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca; ao Instituto Evandro Chagas e Universidade de Nantes (França) pela oportunidade de aprendizado, apoio técnico e laboratorial, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento por meio da concessão da bolsa no Brasil e no doutorado Sanduíche.

Aos membros da banca, titulares e suplentes, Dra Jussara Martinelli-Lemos, Dr Vinicius Kutter, Dra Nathália Castro, Dr. Rosivaldo Mendes, Dr. Edivaldo Oliveira e Dra Camila Braga que se dispuseram em contribuir e avaliar criteriosamente esta tese e assim colaborar com o meu crescimento profissional.

Ao meu orientador Marcelo Lima e á minha supervisora Aurore Zalouk-Vergnoux por acreditarem no meu trabalho, pelos ensinamentos, apoio logístico, material e laboratorial, oportunidade de doutorado sanduíche, cobranças e exigências, mas principalmente, pela paciência e dedicação ao longo desses anos. *Je vous remercie beaucoup, mes chers directeurs!*

À Dra Lílian Amado e a equipe do Laboratório de Biomarcadores de Poluição Aquática na Amazônia pelo incentivo, ensinamentos e disponibilidade de espaço para as dissecações e triagem de amostras no início do projeto.

Às amigas do Laboratório de Toxicologia/Espectrometria, Thaís Queiroz, Helena Almeida, Maria Tavares, Barbara Silva e Lorena Mendes, por toda ajuda nas amostragens e análises laboratoriais, além das longas e frutíferas conversas e conselhos.

Aos amigos, Lucas Gallat, Antônio Leonildo, Sarita Nunes, Celly Cunha, Paulo Trindade, Adriana Marques, Tássia Takashima, Monik Costa, Henrique Borges, Ramom, Patrícia Campos, Raimundo Pio e Amilton pela ajuda nos exaustivos dias de campo e dissecação dos animais.

Aos moradores da margem do Rio Aurá, em especial ao Sassá, Dona Gregória, S. Ivanildo, Ruan e Marcelo, que nunca hesitaram em me auxiliar, apoiar e contribuir para o desenvolvimento da minha pesquisa; também agradeço por todo conhecimento que estas pessoas dividiram comigo para que eu crescesse, especialmente, como pessoa.

Aos colegas Felipe, Eduardo, Rodrigo, Sandra, Priscila, Bianca, Julissa e Alia por tornarem os desafios de morar em outro país mais leves e suportáveis, agradeço pelos inúmeros jantares inesperados, kebab's, 'rolês' aleatórios na "*Maison des Chercheurs*

Etrangers“, passeios, aventuras, viagens e consolo nos momentos que a saudade de casa apertava.

Minha eterna gratidão às religiosas Rosamaria, Petronela, Riana, Perla e Maria Pastora (Pobres de Jesus Cristo), as quais foram sustento nos dias de angústia, medo e fraquezas espirituais, ensinaram-me a ser Igreja e Comunidade independente da distância física.

À minha família, amigos e Fraternidade O Caminho que foram cajados nesses anos, dividiram comigo as dores, cansaços e alegrias; ajudaram-me a enfrentar os temores e aflições de morar longe, e em suas simplicidades e cotidianos mostraram-me a importância que cada um teve na minha permanência, no desenvolvimento dessa tese e no meu crescimento pessoal.

À minha mãe, Simone Costa, pelas noites acordada ao meu lado, pelas broncas, pelos brilhantes sorrisos, amor, carinho e colo amigo que sempre me dedicou. Mas principalmente por ser meu exemplo, uma mulher que lutou e abdicou do individualismo para que eu chegasse até aqui e, concluísse mais uma etapa. Uma vitória mais dela do que minha.

À Deus que mesmo em minhas fraquezas e misérias, permitiu que eu realizasse meus sonhos, e dia após dia me sustentou e guiou para que eu não me perdesse no caminho e nas dificuldades da vida acadêmica. Gratidão por ter me ensinado e direcionado a olhar e lutar, por meio da minha profissão, por aqueles que são menosprezados e esquecidos, e buscar comungar da Perfeita Criação divina sem destruí-la.

APOIO FINANCEIRO E LOGÍSTICO



UNIVERSITÉ DE NANTES

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	i
EPIGRAFE.....	ii
AGRADECIMENTOS	iii
APOIO FINANCEIRO E LOGÍSTICO	v
SUMÁRIO	6
RESUMO	8
ABSTRACT.....	9
LISTA FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	12
ESTRUTURA DA TESE.....	14
CAPÍTULO GERAL.....	15
INTRODUÇÃO GERAL	16
OBJETIVOS	19
GERAL	19
ESPECÍFICOS.....	19
MATERIAL E MÉTODOS	20
ÁREA DE ESTUDO	20
AMOSTRAGEM.....	21
ANÁLISES	23
CAPÍTULO 1	26
ABSTRACT.....	28
KEY-WORDS.....	28
INTRODUCTION.....	29
MATERIAL AND METHODS	31
STUDY AREA	31
REAGENTS AND SOLUTIONS	32
SAMPLING	33
ANALYSES.....	34
DATA PROCESSING	34
RESULTS	35
DISCUSSION	39
CONCLUSION	41
ACKNOWLEDGMENTS.....	42
REFERENCES.....	42
CAPÍTULO 2	46
RESUMO	47

PALAVRAS-CHAVE.....	47
INTRODUÇÃO	48
MATERIAL E MÉTODOS	50
ÁREA DE ESTUDO	50
AMOSTRAGEM.....	51
ANÁLISES	52
ESTATÍSTICA	54
RISCO À SAÚDE HUMANA.....	54
RESULTADOS.....	55
DISCUSSÃO.....	65
CONCLUSÃO	68
AGRADECIMENTOS.....	68
REFERÊNCIAS	68
CAPÍTULO 3	77
RESUMO	78
PALAVRAS-CHAVE.....	78
INTRODUÇÃO	79
MATERIAL AND MÉTODOS	81
ÁREA DE ESTUDO	81
AMOSTRAGEM.....	83
PREPARO E ANÁLISES DE ELEMENTOS TERRAS RARAS EM PEIXE, CAMARÃO E CARANGUEJO.....	83
PROCESSAMENTO DOS DADOS	84
ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	84
RESULTADOS.....	85
DISCUSSÃO.....	89
CONCLUSÃO	91
AGRADECIMENTOS.....	92
REFERÊNCIAS	92
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	104
REFERÊNCIAS	105

RESUMO

Os lixões geram lixiviados (chorume) e quando não tratados se infiltram nos solos e chegam aos rios contaminando águas e sedimentos. Uma vez introduzidos nos ecossistemas aquáticos, a biota pode acumular contaminantes, como os elementos metálicos, e resultar danos a saúde mesmo que ingeridas baixas concentrações diárias. Diante disso, neste estudo foram determinadas as concentrações de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg) e Elementos Terras Raras (REEs) em diferentes tecidos (músculo, brânquias e fígado) de peixe (*Propimelodus eigenmanni*), camarão (*Macrobrachium amazonicum*) e caranguejo (*Minuca mordax*) dos rios Aurá e Uriboca, próximos ao lixão do Aurá, Região metropolitana de Belém. A obtenção dos organismos foi realizada em quatro locais em novembro (2015), fevereiro, maio e agosto (2016). As concentrações de REEs As, Cd, Pb e Hg foram determinadas por ICP-MS. O risco para a saúde dos metais foi avaliado com base na ingestão diária estimada (EDI) e nos valores do quociente de risco (HQ) para os camarões e peixes. Os níveis de As, Cd, Pb, Hg e \sum REE nos caranguejos foram maiores que nos camarões e peixes. Sazonalmente, no período seco, maio e agosto, os espécimes apresentaram maiores concentrações dos elementos metálicos. As concentrações de As, Pb e Hg nas brânquias de camarão e caranguejo e no fígado de peixe foram maiores que nos demais tecidos. No acúmulo de REEs, apenas os caranguejos diferiram entre os locais de coleta, e este foi significativamente maior nos locais mais próximos da fonte poluidora, diminuindo na área controle. Este mesmo padrão foi observado no acúmulo de As, Cd, Pb e Hg pelos tecidos de peixes, camarões e caranguejos. O quociente de risco à saúde nos peixes é cerca de 20 vezes superior que o calculado para camarões. Em ambos os animais, o HQ para todos os elementos, com exceção do chumbo no camarão, foi superior a 1, sugerindo potencial risco a saúde humana. A combinação de metais nos peixes resulta em HI máximo de 459,4; e no camarão de 54,2, e é observado que o risco maior pelo consumo destas espécies ocorre em Agosto e Maio/2016. Conclui-se, então, que o ciclo sazonal interfere significativamente no acúmulo de metais, assim como os lixões. A partir do índice de risco é evidenciado o risco a saúde humana pelo consumo destas proteínas. E, o caranguejo *Minuca mordax* pode ser considerado um excelente bioindicador de ecossistemas aquáticos adjacentes às áreas urbanas.

Palavras-Chaves: Crustáceos; Ecotoxicologia; Sazonalidade; Biomonitorios.

ABSTRACT

The dumps generate leachate and when untreated they infiltrate the soil and reach the rivers contaminating water and sediment. Once introduced into aquatic ecosystems, biota can accumulate contaminants, such as metallic elements, and result in damage to health even if ingested low daily concentrations. Therefore, in this study the concentrations of Arsenic (As), Cadmium (Cd), Lead (Pb), Mercury (Hg) and Rare Earth Elements (REEs) were determined in different tissues (muscle, gills and liver) of fish (*Propimelodus eigenmanni*), shrimp (*Macrobrachium amazonicum*) and crab (*Minuca mordax*) from the Aurá and Uribocha rivers, near the Aurá dump, metropolitan region of Belém. The organisms were obtained from four locations in November (2015), February, May and August (2016). The concentrations of REEs As, Cd, Pb and Hg were determined by ICP-MS. The health risk of metals was assessed based on the estimated daily intake (EDI) and the risk quotient (HQ) values for shrimp and fish. The levels of As, Cd, Pb, Hg and \sum REE in crabs were higher than in shrimp and fish. Seasonally, in the dry period, May and August, the specimens showed higher concentrations of metallic elements. The concentrations of As, Pb and Hg in the shrimp and crab gills and in the fish liver were higher than in the other tissues. In the accumulation of REEs, only the crabs differed between the collection sites, and this was significantly higher in the places closest to the polluting source, decreasing in the control area. This same pattern was observed in the accumulation of As, Cd, Pb and Hg by the tissues of fish, shrimp and crabs. The health risk ratio in fish is about 20 times higher than that calculated for shrimp. In both animals, the HQ for all elements, with the exception of lead in shrimp, was greater than 1, suggesting a potential risk to human health. The combination of metals in fish results in a maximum HI of 459.4; and in shrimp 54.2, and it is observed that the greatest risk for consumption of these species occurs in August and May / 2016. It is concluded, then, that the seasonal cycle significantly interferes with the accumulation of metals, as well as dumps. From the risk index, the risk to human health from the consumption of these proteins is evidenced. And, the *Minuca mordax* crab can be considered an excellent bioindicator of aquatic ecosystems adjacent to urban areas.

Key-word: Crustaceans; Ecotoxicology; Seasonality; Biomonitoring

LISTA FIGURAS

CAPÍTULO GERAL

Figura 1. Locais de amostragem de peixe, camarão e caranguejo capturados na bacia do Rio Aurá.....	20
Figura 2. Desenho amostral das variáveis bióticas e abióticas	22

CAPÍTULO 1

Fig. 1 Map of the study area	33
Fig. 2 Monthly total precipitation (mm) from January/2015 to December/2016.	35
Fig. 3 Mean and Standard Deviation of Total Mercury (T-Hg) in the muscle of <i>Macrobrachium amazonicum</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ wet weight) of Aurá River (P1 and P2) and Santo Antônio River (P3) in November/2015, February/2016, May/2016 and August/2016..	37

CAPÍTULO 2

Figura 1. Locais de amostragem de peixe, camarão e caranguejo capturados na bacia do Rio Aurá.....	50
Figura 2. Concentração e Desvio Padrão de (A) arsênio (arsenic), (B) chumbo (lead), (C) cádmio (cadmiun) e (D) mercúrio (mercury) ($\mu\text{g}/\text{Kg}$ ww) em músculo (muscle) e brânquias (gill) e fígado (liver) de peixe (fish) nos locais P1, P2, P3 e P4 dos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016.....	57
Figura 3. Concentração e Desvio Padrão de (A) arsênio (arsenic), (B) chumbo (lead), (C) cádmio (cadmiun) e (D) nercúrio (mercury) ($\mu\text{g}/\text{Kg}$ ww) em músculo (muscle) e brânquias (gill) de camarão (shrimp) nos locais P1, P2, P3 e P4 dos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016.	59
Figura 4. Concentração e Desvio Padrão de (A) Arsênio (Arsenic), (B) Chumbo (lead), (C) Cádmio (Cadmiun) e (D) Mercúrio (Mercury) ($\mu\text{g}/\text{Kg}$ ww) em músculo (Muscle) e brânquias (Gill) de caranguejo (Crab) nos locais P1, P2, P3 e P4 dos meses	

de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016..... 61

CAPÍTULO 3

Figura 1. Locais de amostragem de peixe, camarão e caranguejo capturados na bacia do Rio Aurá..... 82

Figura 2. Níveis totais de REEs em $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso seco (dw) de tecido muscular de peixe, camarão e caranguejo. Diferentes letras (a, b e c) apontam as diferenças significativas ($p < 0.05$) das concentrações totais de REEs entre as espécies amostradas. 86

Figura 3. Distribuição de REEs de acordo com os seus pesos; LRREs (La a Nd), MREE (Sm a Gd) e HREE (Tb a Lu e Y) em peixe, camarão e caranguejo..... 87

Figura 4. Concentração média ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dw) e desvio padrão de REEs (LRREs (La a Nd), MREE (Sm a Gd) and HREE (Tb a Lu and Y)) nos peixes, camarões e caranguejos coletados nos locais P1, P2, P3 e P4. Diferentes letras (a, b e c) apontam as diferenças significativas ($p < 0.05$) das concentrações totais de REEs entre os locais amostrados..... 88

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO GERAL

Tabela 1. Quantidade de animais em cada *pool* e réplicas por local amostral na determinação de arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) e Elementos Terras Raras (REEs). 23

Tabela 2. Número de Réplicas, Valores de Eficiência (%) do Método, Limite de Detecção ($\mu\text{g/Kg}$) e Limite de Quantificação ($\mu\text{g/Kg}$) de arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg). 24

CAPÍTULO 1

Table 1 Number of replicates (N), mean values and standard deviation (SD) of cephalothorax length, total weight, total length of shrimps, concentration and bioconcentration factor (BCF) of total mercury (T-Hg) in *Macrobrachium amazonicum* muscle ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) and superficial waters of Aurá River (P1 and P2) and Santo Antônio River (P3) in November/2015, February/2016, May/2016 and August/2016. 38

Table 2 Correlation (R) and significance level (P) of correlation analysis between the biometric parameters (cephalothorax length, total weight and total length) of shrimps (*Macrobrachium amazonicum*) and T-Hg in the Aurá River (P1 and P2) and Santo Antônio River (P3) in November/2015, February/2016, May/2016 and August/2016. 39

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Quantidade de espécimes amostras em cada local, utilizadas em cada *pool* e réplicas por local amostral. 51

Tabela 2. Número de Réplicas, Valores de Eficiência (%) do Método, Limite de Detecção ($\mu\text{g/Kg}$) e Limite de Quantificação ($\mu\text{g/Kg}$) de arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg). 54

Tabela 3. Concentração média (C_{org}), Dose de Referencia (RfD), Estimativa de Ingestão Diária (EDI), Quociente de Risco (HQ) de arsênio (As), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) e Índice de Risco (HI) à saúde humana pelo consumo de camarão e peixe entre os locais (P1, P2, P3 e P4) e meses (Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016) de amostragem. 63

CAPÍTULO 3

Tabela S1. Média e desvio padrão (SD) por local e mês dos dados biométricos das espécies *Propimelodus eigenmanni* (peixe), *Macrobrachium amazonicum* (camarão) e *Minuca mordax* (caranguejo). 101

Tabela S2. Concentração media ($\mu\text{g}/\text{kg dw}$) de REEs (LRREs (La a Nd), MREE (Sm a Gd) e HREE (Tb a Lu e Y) das espécies *Propimelodus eigenmanni* (peixe), *Macrobrachium amazonicum* (camarão) e *Minuca mordax* (caranguejo) coletados nos locais P1, P2, P3 e P4 nos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016. 103

ESTRUTURA DA TESE

Esta tese foi estruturada em quatro capítulos, sendo um capítulo geral e, os demais, capítulos de 1 a 3.

No **CAPÍTULO GERAL** é apresentado de maneira generalizada o tema abordado nesta tese, bem como os objetivos motivadores e materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento desta pesquisa.

O **CAPÍTULO 1**, trata-se da apresentação do artigo “*Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) used to biomonitor mercury contamination in rivers” publicado na revista científica Archives of Environmental Contamination and Toxicology, tratando-se, então, do primeiro produto desta pesquisa.

No **CAPÍTULO 2**, são abordadas as diferenças de acúmulo de Arsênio, Cádmio, Chumbo e Mercúrio em diferentes tecidos do peixe *Propimelodus eigenmanni*, do camarão *Macrobrachium amazonicum* e do caranguejo *Minuca mordax* correlacionadas com as variações espaciais e sazonais.

Por fim, no **CAPÍTULO 3**, traz as primeiras informações sobre o acúmulo dos Elementos Terras Raras em músculo de peixe, camarão e caranguejo da região amazônica. Este trabalho é resultado do período de doutorado sanduíche desenvolvido na Universidade de Nantes, França.

CAPÍTULO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, ainda é uma realidade, na maioria das cidades, a prática de disposição a céu aberto dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs), apesar de proibido pela legislação brasileira desde 2014 (BRASIL, 2010; ALBRELPE, 2013). Desta forma, aproximadamente 50% dos resíduos produzidos ainda são descartados de forma inadequada e na Região Norte esse percentual se aproxima de 60% (ALBRELPE, 2016). Dentre as grandes preocupações com o funcionamento destes locais está a variedade da composição e origem dos materiais descartados, como os resíduos plásticos, metálicos, orgânicos e cerâmicos que são provenientes de setores industriais, domésticos, hospitalares, construção civil, entre outros (Mshelia, 2015).

Historicamente, os vazadouros foram em todo o mundo a forma mais comum de eliminação dos RSUs, haja vista que sua implementação é fácil e sem custos. Estes são usados onde há terra disponível e sem que ocorram quaisquer ações para impermeabilização do solo ou tratamento do lixiviado (chorume) (Akoteyon et al., 2011; Dong et al., 2008). Este modelo de gestão dos RSUs, também comum na Amazônia, gera impactos ambientais que ameaçam os ecossistemas aquáticos e podem colocar em risco a saúde tanto dos indivíduos que manipulam os resíduos para sua sobrevivência (catadores de lixo) quanto as populações que residem próximo dessas áreas (Depountis et al., 2009; Wang et al., 2015).

A decomposição dos resíduos resulta em diversos subprodutos, como o chorume, que é um líquido proveniente da lixiviação das águas da chuva, associada a decomposição da matéria orgânica realizada por microorganismos presentes nos resíduos (Nagashima et al., 2009). Este líquido possui composição variável, relativizando aos compostos orgânicos e inorgânicos constituintes dos materiais depositados, condições ambientais e tempo de funcionamento do lixão (Brito et al., 2011).

O carregamento de efluentes não tratados, diretamente para os corpos hídricos adjacentes aos lixões ou percolados para os aquíferos subterrâneos, podem contaminar as águas naturais com elementos metálicos (Matos et al., 2011). Considerando ser comum nos vazadouros a mistura de vários tipos de RSUs, podemos esperar que através do lixiviado sejam disponibilizados tanto elementos de maior distribuição e fácil extração, como arsênio (As), cobre (Cu), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e zinco (Zn), quanto de elementos terras raras (REEs), estes últimos ainda pouco avaliados quanto aos seus possíveis impactos ambientais (Gutiérrez-Gutiérrez et al., 2015).

CAPÍTULO GERAL

Quando presentes nos ecossistemas aquáticos, os metais dependendo das características físicas e químicas, podem permanecer na coluna d'água, serem transportados por longas distâncias aderidos aos materiais em suspensão ou se depositarem nos sedimentos de fundo, tornando estes biodisponíveis aos ecossistemas aquáticos. Seguindo estas rotas e considerando os hábitos e as possíveis formas de absorção e metabolização de cada organismo, os metais podem se acumular nos tecidos biológicos e se biomagnificar ao longo da cadeia trófica, atingindo os seres humanos (Li et al., 2004; Corbi et al., 2010).

Dentre as principais formas de absorção de metais nos organismos aquáticos podemos destacar a via oral ou cutânea e por filtração de água e partículas do material em suspensão (Teles et al., 2008). Ao se acumularem nos humanos, dependendo do elemento e sua forma química, estes podem causar danos no sistema nervoso central, cardiovascular, digestivo, urogenital, entre outros (Tepanosyan et al., 2017).

Portanto, inúmeros organismos aquáticos podem ser usados como excelentes bioindicadores da maior disponibilidade de elementos metálicos e possíveis alterações ambientais. O uso de bioindicadores é relevante para detecção e avaliação de mudanças no meio ambiente, bem como, na extrapolação e prevenção de futuros efeitos à saúde humana (Khatri and Tyagi, 2015). Espécies aquáticas com elevados apêços comerciais e amplamente consumidas em inúmeras localidades estão entre as principais fontes proteicas dos indivíduos que ali residem. Estes são organismos de relevante interesse científico na investigação do estado natural de uma determinada região, nível de contaminação, e compreensão e controle de seus efeitos ecológicos (Khatri and Tyagi, 2015; Liu et al., 2019).

Trabalhos com espécies de peixes do gênero *Propimelodus*, família Pimelodidae ainda são escassos, porém, sabe-se que atualmente existem três espécies descritas neste gênero, as quais possuem ocorrências relatadas na América do Sul, principalmente na Bacia Amazônica (Lundberg and Littmann, 2003; Parisi et al., 2006; Rocha et al., 2007). A espécie *Propimelodus eigenmanni*, é dulcícola e bentopelágica, estando constantemente em canais profundos de rios com substratos lamosos e detritos, eles possuem como base alimentar invertebrados, frutos, detritos orgânicos e pequenos peixes (Zuanon and Ferreira, 2008).

O camarão do gênero *Macrobrachium* pertence à família Palaemonidae, e é o mais representativo, com 243 espécies descritas na literatura. Este é um diversificado grupo de espécies de camarões de relevante sucesso na colonização de diferentes

CAPÍTULO GERAL

ambientes estuarinos e dulcícolas. As espécies deste gênero estão amplamente distribuídas em águas tropicais do mundo (Bauer, 2004; Wowor et al., 2009; Silva et al., 2016).

Grande parte das espécies é encontrada na Ásia, Austrália, África e Américas (; Holthuis, 1951; Magalhães and Pereira, 2007, Chen et al., 2009). A reprodução destes organismos está relacionada com os períodos pluviométricos, variações de temperatura e luminosidade do ambiente que estão inseridos, por isto a transição e adaptação aos diversos ambientes pode ter acarretado em uma complexa ecologia e biologia dessas espécies (García-Dávilla et al., 2005; Lima and Santos, 2014).

No Brasil há ocorrência de 17 espécies das 57 registradas nos continentes Americanos (Mantelatto et al., 2008; Pileggi et al., 2013). Destas, a espécie *Macrobrachium amazonicum* é endêmica da América Sul, e sua distribuição inclui todas as principais bacias hidrográficas do continente, então, devido sua vasta ocorrência, grande abundância e baixas taxas de migração, assim como as demais espécies do gênero, possui alta aceitação nos mercados regionais e, conseqüentemente, relevante interesse na aquicultura e extensamente explorada na pesca artesanal e comercial das regiões norte e nordeste do Brasil. Destacando que na região amazônica, esta espécie de camarão é tida, em muitas circunstâncias, como a principal fonte proteica das comunidades locais (Freire et al., 2012; Pileggi et al., 2013; Lima and Santos, 2014).

Ainda que possuam boa mobilidade e possam se deslocar livremente pelo ambiente, os camarões adultos da espécie *Macrobrachium amazonicum* tendem a ficarem em maior contato com o sedimento, principalmente aqueles ricos em materiais orgânicos (Cavalcante et al., 2012).

Os caranguejos do gênero *Minuca* pertencem a família Ocypodidae, são popularmente conhecidos como chama-maré ou caranguejos-violinistas e apresentam um marcante dimorfismo sexual, que consiste na presença de uma quela mais desenvolvida nos indivíduos machos, esta quela é responsável por aproximadamente metade do peso corporal do organismos (Bedê et al., 2008).

Atualmente mais de cem espécies foram descritas para esse gênero e estão distribuídas pelos estuários ao redor do mundo. No Brasil, há a ocorrência de 10 espécies ao longo da sua costa, os quais são de extrema importância estrutural e funcional nos habitats onde residem. Esses caranguejos contribuem para a ciclagem de

CAPÍTULO GERAL

nutrientes e energia do ambiente por meio da bioperturbação ocorrida pela remoção dos sedimentos ao cavarem suas tocas (Ashton et al., 2003; Bedê et al., 2008).

A espécie *Minuca mordax* não possui relevância comercial na região, dado que são indivíduos de tamanhos diminutos para o mercado, com largura média da carapaça de 1,8 cm, contudo são de significativa importância ecológica e no biomonitoramento de poluentes ambientais. A probabilidade dos organismos bentônicos estarem em contato com poluentes aumenta significativamente, visto que, os sedimentos de fundo são tidos como áreas de deposição dos mais variados contaminantes ambientais (Simpson et al., 2005).

Portanto, considerando a ampla distribuição das três espécies, *Propimelodus eigenmanni*, *Macrobrachium amazonicum* e *Minuca mordax*, mais as considerável abundância, relativa facilidade em suas capturas e adaptação a flutuações sazonais, valor proteico e interesse comercial, estes organismos são excelente biomonitores na avaliação de impactos ambientais. Por estarem em contato direto com relevantes compartimentos ambientais, sedimentos e coluna d'água permitem uma melhor compreensão da dinâmica dos compostos químicos no ambiente e a assimilação destes pelos organismos.

OBJETIVOS

GERAL

Determinar a concentração de Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg) e Elementos Terras Raras (REEs) em diferentes tecidos de peixes (*Propimelodus eigenmanni*), camarões (*Macrobrachium amazonicum*) e caranguejos (*Minuca mordax*) de rios da Bacia do Aurá e correlacioná-la com variações sazonais e espaciais.

ESPECÍFICOS

- Avaliar se as concentrações de metais nos peixes, camarões e caranguejos diferem espacialmente entre os rios Aurá e Uriboca;
- Avaliar se a sazonalidade tem influência sobre as concentrações de metais dos tecidos dos peixes (músculo, brânquias e fígado), camarões (músculo e brânquias) e caranguejos (músculo e brânquias);

CAPÍTULO GERAL

- Avaliar a correlação entre os teores de As, Cd, Pb e Hg entre os diferentes tecidos dos peixes (músculo, brânquias e fígado), camarões (músculo e brânquias) e caranguejos (músculo e brânquias);
- Avaliar o risco á saúde em relação aos níveis de As, Cd, Pb e Hg pela ingestão diária de peixe e camarão;

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

As amostragens foram realizadas de forma trimestral. Tiveram início em Novembro de 2015 e encerraram em Agosto de 2016 no município de Belém, compreendendo uma área próxima ao funcionamento de um lixão do Rio Aurá (Figura 1).

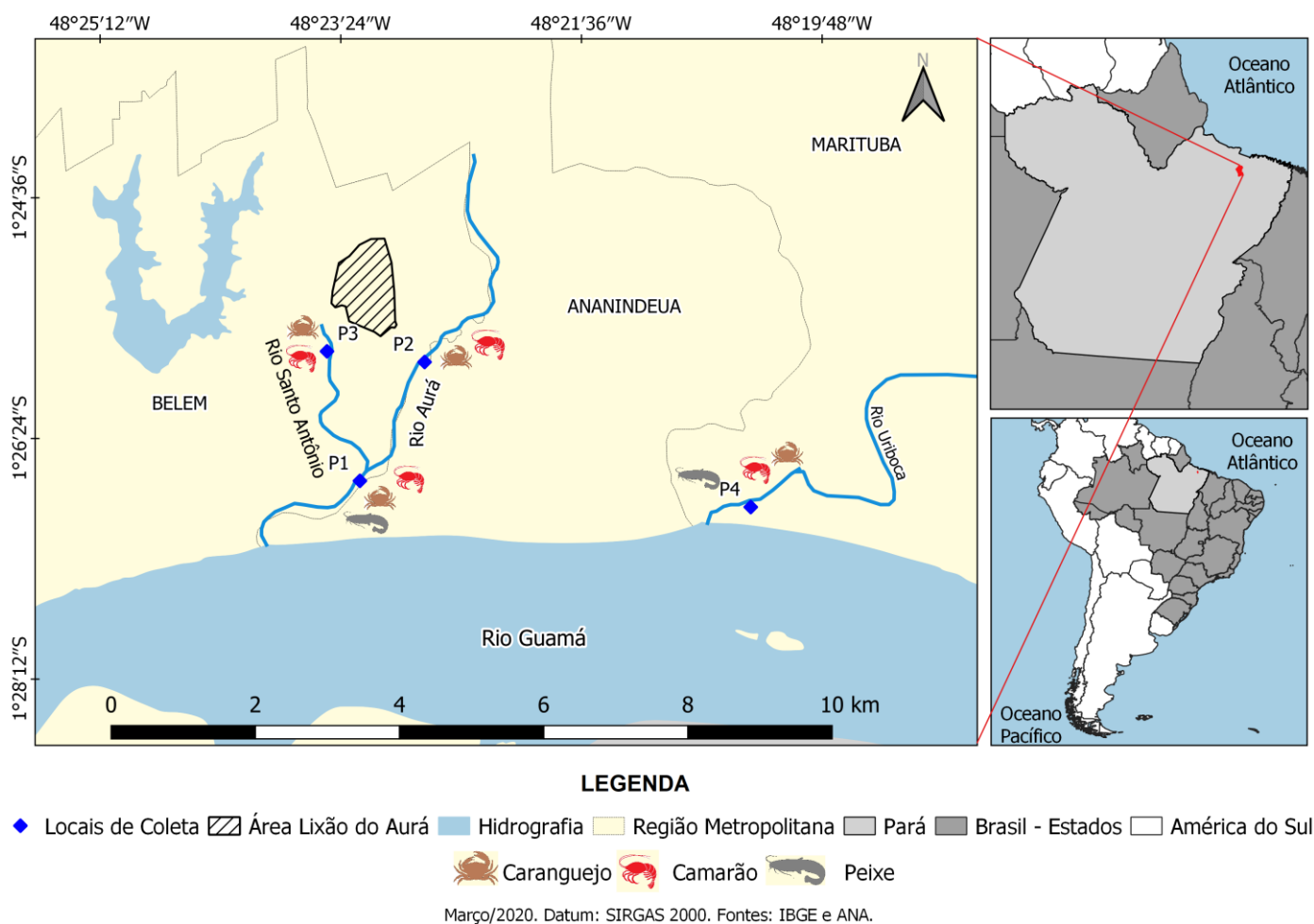


Figura 1. Locais de amostragem de peixe, camarão e caranguejo capturados na bacia do Rio Aurá.

A precipitação média anual é de 2.300 a 2.800 mm e a variação sazonal no município de Belém é caracterizada por quatro estações, sendo elas: transição seca-chuvosa (Novembro a Janeiro), chuvosa (Fevereiro a Abril), transição chuvosa-seca (Maio a julho) e seca (Agosto a Setembro) (INMET, 2014). Porém o padrão na região amazônica possui elevada heterogeneidade ao longo de sua localização (Loureiro et al., 2014; Costa et al., 2016).

A bacia do Rio Aurá é considerada a terceira maior em extensão da região metropolitana de Belém (RMB) (10.400 m) e deságua na margem direita do rio Guamá a sudeste da cidade de Belém. Esta bacia apresenta drenagens de pequeno porte e de pouca extensão, entre estas os Rios Santo Antônio do Aurá e Santana do Aurá (Siqueira and Aprile, 2013).

Como potencial referência, utilizou-se o rio Uriboca (Figura 1) por ser também um tributário do rio Guamá e estar distante de áreas urbanas e de ocupações irregulares existentes na RMB. Neste, durante os estudos, não existiam registros de influências significativas de atividades antrópicas (lançamento de esgoto doméstico, despejo de chorume de aterros próximos ou atividades agrícolas com uso de pesticidas e outros) (Leite et al., 2013).

AMOSTRAGEM

As amostragens foram realizadas trimestralmente, nos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016, e adotaram-se quatro locais georeferenciados: Ponto 1 (01°26'43.03"S e 48°23'15.43"O); Ponto 2 (01°25'49.70"S e 48°22'46.40"O); Ponto 3 (01°25'44.90"S e 48°23'30.20"O); e Ponto 4 (01°26'54.65"S e 48°20'20.04"O) (Figura 1 e Figura 2). Os quatro locais selecionados estão situados na confluência (Ponto 1) do Rio Aurá com o Rio Santo Antonio, à proximidade direita (Ponto 2) e esquerda (Ponto 3) do lixão do Aurá, e um local mais distante das influências urbanas (Ponto 4) (Figura 1).

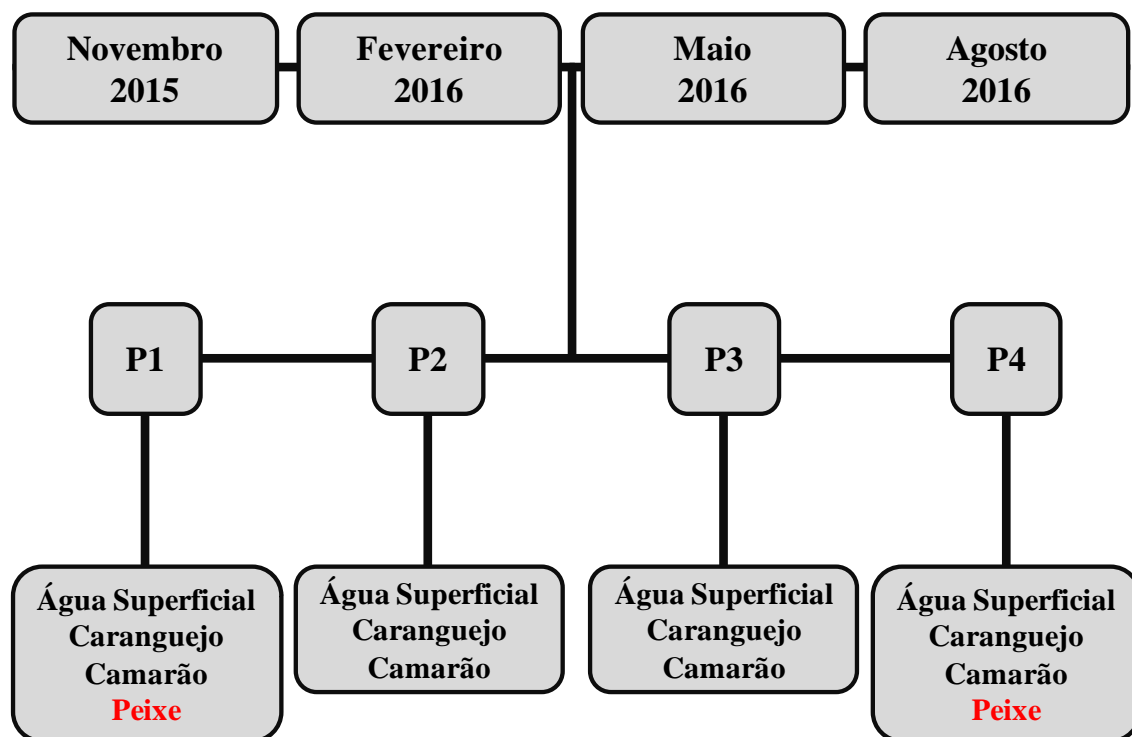


Figura 2. Desenho amostral das variáveis bióticas e abióticas

A captura dos peixes (*Propimelodus eignmanni*), camarões (*Macrobrachium amazonicum*), caranguejos (*Minuca mordax*) e amostragem de água superficial aconteceram trimestralmente. Os peixes foram obtidos em dois locais, Ponto 1 e 4, e os crustáceos e água superficial nos quatro locais de amostragem, P1, P2, P3 a P4 (Figura 1 e Figura 2).

Para as amostras destinadas a investigação das concentrações de metais nas águas superficiais utilizou-se frascos de polipropileno com capacidade de 100 mL devidamente lavados e identificados. A obtenção dos caranguejos ocorreu pelo método de catação manual. Para cada local de amostragem foram capturados em média 300 espécimes de caranguejo. Para captura dos camarões utilizou-se armadilhas artesanais denominadas matapi (Camargo et al., 2009) e nestas foram capturados em média 250 indivíduos por local. Os peixes foram comprados diretamente com pescadores locais e residentes das áreas de estudos. Em média foram adquiridos 50 peixes por local.

Após a obtenção foram medidos: 1) peso (g), comprimento padrão (cm) e comprimento total (cm) dos peixes, 2) peso (g), comprimento total (cm) e comprimento do cefalotórax (cm) dos camarões e; 3) peso (g), largura (cm), comprimento total (cm) e altura (cm) dos caranguejos.

CAPÍTULO GERAL

Por fim, foram armazenadas e mantidas em caixas térmicas refrigeradas, até o transporte final ao laboratório, onde ocorreu a dissecação para retirada do tecido muscular, branquial e do fígado (peixe), e armazenamento em Ultrafreezer a -80°C , até o momento das análises.

ANÁLISES

Para a determinação de metais nas águas superficiais as amostras foram filtradas em membranas de acetato celulose ($0,45\ \mu\text{m}$) e imediatamente acidificadas com ácido nítrico a 1% ($\text{pH}<2$), para posterior leitura.

A quantificação de metais foi realizada em tecidos musculares, brânquias e fígados de peixe, músculo e brânquias de camarão e, músculo e brânquias de caranguejo em *pools* amostrais (3 a 15 indivíduos) com 5 a 15 réplicas por local (Tabela 1).

Tabela 1. Quantidade de animais em cada *pool* e réplicas por local amostral na determinação de arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) e Elementos Terras Raras (REEs).

Animal	Tecido/Órgão	Animais por <i>Pool</i>	Réplicas por Local (As, Cd, Pb e Hg)	Réplicas por Local (REEs)
Peixe	Músculo	3	10	5
	Brânquias	3	10	-
	Fígado	3	10	-
Camarão	Músculo	10	15	5
	Brânquias	10	15	-
Caranguejo	Músculo	15	15	5
	Brânquias	15	15	-

Após a homogeneização dos tecidos em agitador mecânico de teflon, para a determinação de arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio nos organismos foi realizada a pesagem de aproximadamente 0,5 g de peso úmido (ww) de cada amostra; adição de ácido nítrico (HNO_3) (Sigma-Aldrich, 70%) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (Honeywell Fluka, 30%). Em seguida as soluções amostras foram submetidas à ação de pressão e temperatura em micro-ondas (CEM, MARS 5) em três rampas:

- 1) 800 W; 180°C e 10 minutos;
- 2) 1000 W, 200°C e 5 minutos e;
- 3) 400 W, 100°C e 10 minutos.

CAPÍTULO GERAL

Por fim, a solução resultante foi aferida para o volume final de 15 mL. A quantificação de arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) nos organismos aquáticos foi realizada por Espectrômetro de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) (Bruker, 820 MS).

O controle de qualidade do método de abertura e análise das amostras procedeu por meio de calibração externa com uso das amostras certificadas DORM-3 e DOLT-4 para os tecidos/órgãos de camarão, caranguejo e peixe. A eficiência de cada material certificado está expressa na Tabela 2. Os valores das concentrações dos metais nos organismos são expressos em $\mu\text{g/Kg}$ com base no peso úmido (ww).

Tabela 2. Número de Réplicas, Valores de Eficiência (%) do Método, Limite de Detecção ($\mu\text{g/Kg}$) e Limite de Quantificação ($\mu\text{g/Kg}$) de arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg).

	Réplicas (N)	As	Cd	Pb	Hg
Isótopo	-	^{75}As	^{112}Cd	^{206}Pb	^{202}Hg
DORM-3	51	$92 \pm 11\%$	$91 \pm 15\%$	$91 \pm 14\%$	$102 \pm 17\%$
DOLT-4	08	$99 \pm 17\%$	$81 \pm 9\%$	$85 \pm 4\%$	$97 \pm 17\%$
Limite de Detecção (DL)	66	0,922	1,583	1,254	0,737
Limite de Quantificação (QL)	66	3,072	5,278	4,180	2,455

A determinação dos Elementos Terras Raras (REEs) ocorreu no tecido muscular dos peixes, camarões e caranguejos em *pools* amostrais (10 e 15 indivíduos) com 5 réplicas por local (Tabela 1). Para a quantificação, as amostras úmidas foram pesadas, 5 g, e carbonizadas em mufla (Nobertherm) a 300 °C por 1h e 500 °C durante 2h. A abertura ácida procedeu pela pesagem de 100 μg de amostra carbonizada, seguida da adição de 4.5 mL de Ácido Nítrico (HNO_3) (Fisher Scientific, 65%) e 0,5 mL de Ácido Clorídrico (HCl); overnight a temperatura ambiente e; aceleração da abertura em microondas (Anton Paar, MWGO 50 Hz) em duas rampas:

- 1) 5 minutos para atingir 100 °C e mantidos por 10 minutos e;
- 2) 15 minutos até atingir 170 °C mantidos por 35 minutos.

Após a abertura, as amostras foram transferidas para tubos Pyrex e aquecidas em chapa aquecida à temperatura de 130° C até a secagem total. Posteriormente, foram diluídas pela adição de 100 μL de Rênio (Re) e 1800 μL de HNO_3 (2%); homogeneizadas em vórtex, sonicadas por 20 minutos e centrifugadas a 4000 rpm por 5

CAPÍTULO GERAL

minutos a 15° C para eliminar as partículas em suspensão. O sobrenadante foi transferido para tubos tipo Falcon ® com capacidade de 15 mL para serem utilizados nas análises. O controle de qualidade do método procedeu pelo material de referência certificado BCR-668 de músculo de mexilhões.

As amostras, padrões e brancos foram preparados e analisados seguindo o mesmo procedimento analítico e diluídos com HNO₃ 2%. Como padrão interno, foi utilizado o isótopo do Rênio, ¹⁸⁷Re, com concentração final de 1 mg/L. O intervalo de calibração foi constituído pelas concentrações:

- 1) 5, 10, 50, 100, 500 e 1000 ng/L para La, Ce, Pr, Nd, Sm e Eu e;
- 2) 50, 100, 500, 1000 e 5000 ng/L para Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu e Y.

A determinação de Ítrio (⁸⁹Y), Lantânio (¹³⁹La), Cério (¹⁴⁰Ce), Praseodímio (¹⁴¹Pr), Neodímio (¹⁴⁶Nd), Samário (¹⁴⁷Sm), Európio (¹⁵³Eu), Gadolínio (¹⁵⁷Gd), Térbio (¹⁵⁹Tb), Disprósio (¹⁶³Dy), Hólmio (¹⁶⁵Ho), Érbio (¹⁶⁶Er), Túlio (¹⁶⁹Tm), Itérbio (¹⁷¹Yb) e Lutécio (¹⁷⁵Lu) em músculo de camarão, caranguejo e peixe foi realizada por Espectrômetro de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) (ICP-MS, Nexion 350x PerkinElmer).


CAPÍTULO 1

O capítulo 1 está formatado de acordo com as normas da revista científica **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** onde o mesmo está publicado.

Archives of Environmental Contamination and Toxicology (2020) 78:245–253
<https://doi.org/10.1007/s00244-019-00683-0>



***Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) Used to Biomonitor Mercury Contamination in Rivers**

Brenda Natasha Souza Costa^{1,2}  · Helena Pereira Almeida^{1,2} · Bárbara Carolina Pereira da Silva^{1,2} · Lucas Gallat de Figueiredo¹ · Adriana Marques de Oliveira¹ · Marcelo de Oliveira Lima²

Received: 19 May 2019 / Accepted: 20 October 2019 / Published online: 19 December 2019
© Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2019

Abstract

Open-air landfill's may be considered as a potential source of human environmental exposure to chemical substances such as, polycyclic aromatic hydrocarbons and toxic metals. Due to possible availability of mercury in the environment caused by open landfill emissions, this study evaluates the spatiality and seasonality of macroinvertebrates, in particular shrimps (*Macrobrachium amazonicum*), exposure to mercury (Hg). Information regarding Hg accumulation in this crustacean may be important for the development of public policies aiming conservation and preservation of ecosystems surrounding landfills in Amazon, and around the world. Sampling occurred quarterly in the following months: November/2015; February/2016; May/2016 and; August/2016. In each of these months, three points were selected: P1, P2 and P3. The samples were processed

Macrobrachium amazonicum (Crustacea, Decapoda) used to biomonitor mercury contamination in rivers

Brenda Natasha Souza Costa^{1,2}, Helena Pereira Almeida^{1,2}, Bárbara Carolina Pereira da Silva^{1,2}, Lucas Gallat de Figueiredo¹, Adriana Marques de Oliveira¹, Marcelo de Oliveira Lima²

¹ Federal University of Pará

² Evandro Chagas Institute

ABSTRACT

Open-air landfill's may be are considered as a potential source of human environmental exposure to chemical substances such as, polycyclic aromatic hydrocarbons and toxic metals. Due to possible availability of mercury in the environment caused by open landfill emissions, this study evaluates the spatiality and seasonality of macroinvertebrates, in particular shrimps (*Macrobrachium amazonicum*), exposure to mercury (Hg). Information regarding Hg accumulation in this crustacean may be important for the development of public policies aiming conservation and preservation of ecosystems surrounding landfills in Amazon, and around the world. Sampling occurred quarterly in the following months: November/2015; February/2016; May/2016 and; August/2016. In each of these months, three points were selected: P1, P2 and P3. The samples were processed via acid digestion and the quantification of metal was performed by inductively coupled plasma mass spectrometry. The average concentration of total mercury (T-Hg) was $24.565 \pm 6.610 \mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight, with minimum and maximum limits of 12.742 ± 11.367 (P3) and $35.509 \pm 14.761 \mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight (P1) in November/2015 and August/2016, respectively. The concentration of total mercury (T-Hg) in shrimps was different between points ($p = 0.004$) and months ($p = 0.000$). The T-Hg concentrations were significantly higher in May and August 2016, which corresponds to the dry season. The presence of landfills promotes large accumulation of T-Hg in the aquatic biota and represents a risk to human health. However, seasonal changes in T-Hg levels were observed. In the wettest period, bioconcentration factor levels decrease in aquatic organisms.

KEY-WORDS

Riverside Population; Mercury Exposure; Bioconcentration Factor; Slurry; Public Health; Amazon.

INTRODUCTION

Macrobrachium amazonicum is a crustacean distributed by a wide range of environments of fresh and brackish water in tropical and subtropical regions. In Amazon, it has great economic relevance and its consumption is greater in the Pará and Amapá states, which are both located in the North and Atlantic Coast region of Brazil. Despite its biological flexibility, ecological importance and commercial value, this shrimp's bioecology and life cycle in coastal environments is still little known (Bialecki et al. 1997; Bentes et al. 2011; Bentes et al. 2016). Captive breeding of this shrimp species is an occasional activity in the region and its commercialization occurs mainly from artisanal fishing in South American rivers and lakes (Maciel and Valenti 2009). Therefore, information on the commercial value and consumption data of this species are insufficient. There are records from 2011 that showed that approximately 300 tons of this species are consumed annually in the states of Pará and Amapá, Northern Brazil. These data indicate that this food has a strong regional consumer market (Lima and Santos 2014).

Macrobrachium amazonicum is a species of shrimp with significant ecological relevance. These are endobenthic, because they have the characteristics of contact with bottom sediments. However, due to its strong interaction with the water column and filtering subsurface vegetation (mainly macrophytes), in the Amazon estuary this species performs intense vertical and interhabitat migrations to obtain food, to escape predators, or to complete their life stage and reproductive cycle (Wantzen et al. 2011; Albertoni et al. 2002). Thus, in impacting activities with continuous releases of untreated leachate, in rivers and lakes of the Amazon estuary, it is expected that one of the main forms of contaminant absorption by this species will occur from its greater interaction with water column throughout its life cycle.

The Amazon rivers at the estuarine region are one of the *M. amazonicum* habitats, such as the Aurá River and small rivers, such as the Santo Antônio river, tributary of the right bank of the Guamá River. The Aurá and Santo Antônio Rivers are leisure and fishing environments for riverside and “quilombola” communities that, for cultural reasons, are traditional consumers of this species of shrimp, because this crustacean is widely used in numerous regional delicacies. Local communities also have an economic advantage from selling shrimps in regional fairs and markets and by exporting shrimp to other regions (Maciel and Valenti 2009).

Nevertheless, the Aurá River has been under direct influence of a wide landfill area for 30 years. In this landfill, the disposal procedure is performed at open-air over a nonimpermeabilized soil. The inappropriate disposal associated with land slope and bad weather processes, characteristic of tropical regions, such as high temperatures and intense rain, generates continuous high volumes of leachate (slurry). These nontreated liquid effluents may contain numerous nutrients, important in the development of this species of shrimp, but also toxic substances that may contaminate superficial waters of the Aurá River and consequently the bottom sediments and aquatic species that reproduce, inhabit, or circulate in this environment.

As with other anthropic activities, such as mining, gold mining, and coal burning, the final disposal of solid residues in landfills, conducted without following operational standards as a measure of environment and life protection, transforms these places into polluting sources that may cause atmospheric, soil, and water contamination, mainly via percolation and leaching of slurry (Giusti 2009; Gouveia and Prado 2010). Due to these open-air landfill's intrinsic features, they are considered as a potential source of human environmental exposure to chemical substances, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and toxic metals, such as mercury (Hg). It should be stressed that these processes are continuous for 24 h all year round. Although the landfill is closed today the slurry will remain a source of contaminants for years and even decades (Gouveia and Prado 2010).

Thus, consumption of *M. amazonicum* by the local population also could be mercury exposure route. Hg is considered a global pollutant derived from natural sources, as a soil constituent and from volcanic emissions sources, and anthropogenic actions, as artisanal mining, forest burning, and flooding from hydroelectric, and its toxicity depends on its chemical form, whether it is found as inorganic mercury or methylmercury (MeHg) (Du et al. 2016). When Hg is under its most toxic organic form, MeHg, it is bioaccumulated up to a million of times along the aquatic trophic chain, from the base to the top organisms, through body surface adsorption and food ingestion (fish, crustaceans, and cephalopods). For humans, the main environmental and occupational exposure routes to this contaminant are via inhalation mercury vapors or food ingestion (Kehrig et al. 2011; Bisinoti and Jardim 2004).

Hg poisoning may cause several diseases in humans mainly associated with DNA damage and alterations in the cell membrane permeability (Nagunuma et al. 2002). However, Hg may cause damage in the cardiovascular, lung, and hematologic system.

Some studies show that Hg poisoning may cause anemia due to iron substitution during binding process to the hemoglobin, whereas other studies show the link between Hg and leukemia development (Kinjo et al. 1996). Hg also may cause damage in the endocrine system, where low levels of exposure may cause alterations in the hypophysis, thyroid, and other glands, changing hormone production through reducing linkage between hormone and receptor or via inhibiting one or more enzymes that are responsible for hormone biosynthesis (Iavicoli et al. 2009).

Neurotoxic disorders, caused by the accumulation of this element in the organism, are yet another effect of Hg poisoning extensively studied. At the cellular level, it affects the biosynthesis of tubulin and actin proteins, which are important components of the neuronal structure and cellular detoxification processes, and recent studies have linked Hg poisoning to autism cases (Rice et al. 2014).

Another way of quantifying the tendency of a pollutant, or chemical agent, to be accumulated in living organisms is through the bioconcentration factor (BCF), which is used to determine the level of Hg incorporation by the aquatic biota via water, and is obtained by the ratio total mercury concentration (T-Hg) in the aquatic organisms under interest/ concentration of this metal in the water column (Kehrig et al. 2011).

Therefore, due to the possible availability of Hg in the environment, from open-air landfill emissions, human exposure is a possibility; therefore, assessing Hg accumulation in aquatic species that inhabit Aurá River is essential. For all these reasons, in this study we evaluated spatiality and seasonality variations of Hg levels in superficial waters and muscle tissue of *M. amazonicum* shrimps. From this data, reaching the BCF of these organisms that inhabit the Aurá River will be possible, which may be important not only to demonstrate the public health risk associated with openair landfills use but also to develop public policies for the preservation and conservation of aquatic ecosystems located around the Amazon landfills.

MATERIAL AND METHODS

STUDY AREA

The study was performed in the Aurá River basin, a microbasin belonging to the Guamá River basin, which is regarded as the third largest in the country, considering its extension, located in the Metropolitan Region of Belém (MRB), in the North region of Brazil, and with a total extension of approximately 10.4 km mainly distributed among

CAPÍTULO 1

its tributaries (Siqueira and Aprile 2013), and small rivers. The Bolonha and Água Preta River sources are located ~ 1400 m west, which are the main supply sources of the MRB (Matoset al. 2011). The abandoned Aurá landfill is located close to this basin and near the banks the Aurá and Santo Antônio rivers.

The proximity with the landfill makes Aurá and Santo Antônio rivers the receptors of the leached slurry derived from this anthropogenic source. This is facilitated not only by the geographical proximity but also by land slope and the region's weather. The Amazon is characterized by hot and wet weather during the whole year, and rainfall is considered to be the parameter with greater space–time heterogeneity and variability (Loureiro et al. 2014).

The monthly precipitation totals were obtained at the monitoring station located at Belém city, Pará State, from January 2015 to December 2016, from the Meteorological Database for Teaching and Research (BDMEP) at the National Meteorological Institute (INMET). The annual rainfall cycle behavior, considering the monthly precipitation values on Amazon (spatial average), exhibits marked seasonality throughout the months of the year, with maximum values (reaching 9 mm day⁻¹), occurring in February or March, and minimum (between 2.6 and 2.2 mm day⁻¹) in July or August (De Souza et al. 2016).

The region has tidal cycles of 6 h (high and low tide) and the rivers on the study area depend directly on these tidal currents. Therefore, the tidal cycle is a major factor in the concentration of materials in suspension, and in sedimentation and dispersal complex processes of pollutants and contaminants in these rivers (Siqueira and Aprile 2013; Santoset al. 2012).

REAGENTS AND SOLUTIONS

All washing and solution preparation steps were performed in a clean room (Class 1000). Distilled and purified water (Merck-Millipore, MILLI-Q ADVANTAGE A10) and ultrapurified water (Q-POD Element, Millipore) were produced daily. Concentrated nitric acid for ultra-trace metal analysis (VWR Chemicals, Aristar Ultra, 67–70% w/w), hydrogen peroxide (Honeywell, Fluka, 30% w/w) and neutral detergent (Merck, Extran MA 02) were the reagents used in the preparation of aqueous solutions and sample solutions. Calibration curves were prepared daily using standard mercury solution (Fluka, TraceCert, 1001 mg/L).

CAPÍTULO 1

SAMPLING

The sampling of *M. amazonicum* and superficial water was conducted quarterly in November 2015, February 2016, May 2016, and August 2016. Three points were selected: Point 1 (P1) and Point 2 (P2)—Aurá River; and Point 3 (P3)—Santo Antônio River (Fig. 1).

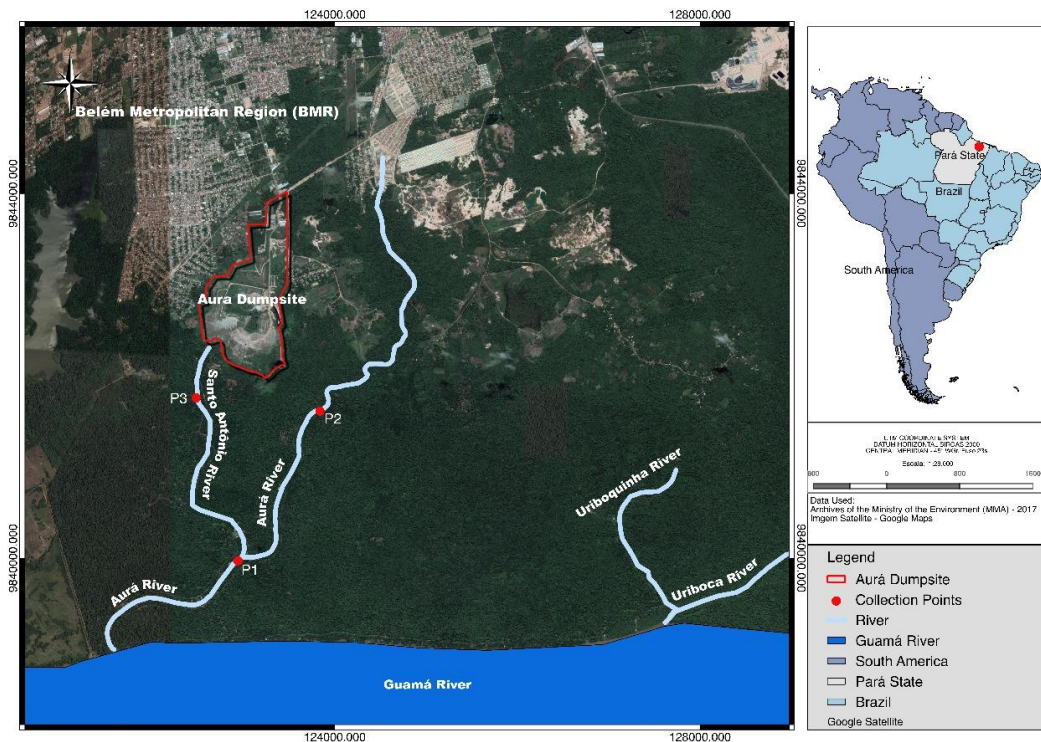


Fig. 1 Map of the study area

One hundred-milliliter polypropylene tubes were used to store the samples destined to investigate the metal concentration in superficial waters. These were previously washed with nitric acid (10%), neutral detergent (5%), and ultrapure water and then labeled. Two water samples were collected at each sampling point at a depth of 30 cm and stored in chilled insulated boxes.

The shrimps were captured by using an artisanal trap called “matapi,” commonly used in the Amazon region. The *Orbignya phalerata* palm flour, locally known as “babaçu,” was used as bait inside the traps. The traps were fixed at the respective Points at approximately 12 h before harvest. In each sampling point, five traps were used and each trap captured an average of 50 organisms, totaling 250 specimens per point.

After capture, the animals were stored and maintained in isothermal boxes until being processed in the laboratory, where they were taxonomically identified, sorted,

CAPÍTULO 1

weighed using a precision balance (g) (W), and the total length (cm) (TL) and cephalothorax length (cm) (CL) were measured using a universal caliper.

After the biometrics procedure, dissection was conducted to remove the muscle tissue, which was subsequently stored at $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ in an ultra-low freezer, until further analysis. For the analysis of the muscle tissue, sampling pools were assembled, each with 10 individuals; for this purpose, the approximate size and weight of individuals was considered, adopting maximum variation per pool of 0.1 cm and 0.1 g between individuals in the sample set and 15 replicates were made per sampling point.

ANALYSES

The muscle samples were homogenized and weighted in duplicate, of approximately 0.05 g (wet weight). To digest the samples, 1 mL of concentrated nitric acid (HNO_3) and 0.5 mL of hydrogen peroxide (H_2O_2) were added in Teflon tubes, and subsequently the digestion process was accelerated using a microwave (CEM, MARS 5) under the action of specific pressure and temperature in three ramp slopes: (1) 800 W; $180\text{ }^{\circ}\text{C}$ and 10 min; (2) 1000 W, $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ and 5 min; and (3) 400 W, $100\text{ }^{\circ}\text{C}$ and 10 min to completely digest shrimp tissues, and the resulting solution was brought to a final volume of 15 mL using 1% HNO_3 . The superficial water samples were acidified using HNO_3 until a final concentration of 1%. The quantification of mercury in superficial waters and shrimp samples was achieved using Hg-202 isotope in inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) (Bruker, 820 MS). T-Hg analyzes were linear ($r = 0.9998$) for several orders of magnitude ranging from 0.5 to 200 ppb for shrimp muscle tissue and surface water. T-Hg analyzes on shrimp muscle tissue were in replicates. T-Hg analyzes in surface water did not use replicates.

For quality control of shrimp water and muscle tissue analysis, certified reference material (DORM-3 for shrimp and 1641d for water) were used. The mean recovery for DORM-3 ($N = 17$) and 1641d ($N = 10$) were $97 \pm 10\%$ and $90 \pm 7\%$, respectively. The quantification limits (LQ) of the methods for shrimp and surface water analysis were $2.636\text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ and $0.202\text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, respectively, and the detection limits (LD) were $0.791\text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}$ (shrimp) and $0.061\text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ (water).

DATA PROCESSING

Results were expressed as mean \pm standard deviation (SD). The data normality for the T-Hg concentrations in muscle tissue of shrimp was tested using the Kolmogorov–

Smirnov test. The analysis of variance (ANOVA), 95% confidence interval, and significance $p < 0.05$ was used to test the existence or not of significant differences in Hg concentrations among the points tested, and the Spearman correlation analysis (r) was used to correlate Hg concentrations with biometric assessment, with both tests being conducted using Minitab 17.

The bioconcentration factor (BCF) was obtained by calculating the rate: T-Hg concentration ($\mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight) in the muscle tissue of shrimp/concentration of mercury in water, according to the formula (Shah et al. 2009):

$$\text{BCF} = \frac{[\text{T} - \text{Hg}]_{\text{Shrimp}}}{[\text{T} - \text{Hg}]_{\text{Water}}}$$

RESULTS

According to data collected at the BDMEP/INMET, there are four seasons described in the Belém region: (1) wet season from February and April; (2) wet-dry transition season from May to July; (3) dry season from August to October; and (4) dry-wet transition season from November to January. Therefore, the months under study, November 2015, February 2016, May 2016, and August 2016 correspond to the dry-wet, wet, wet-dry, and dry seasons, respectively (Fig. 2).

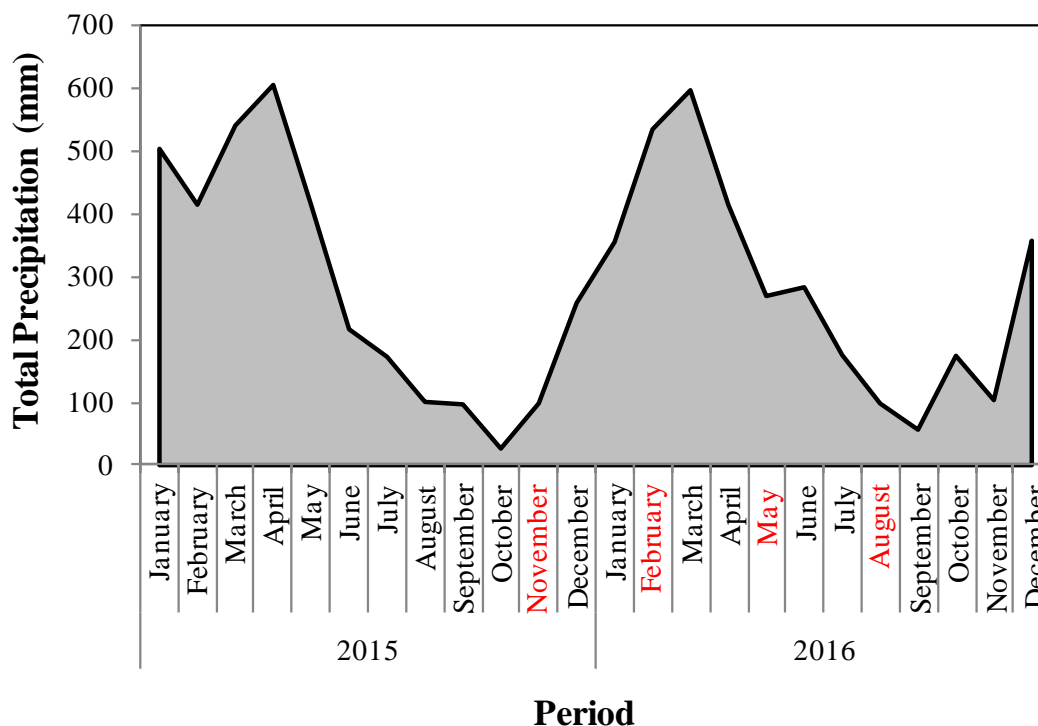


Fig. 2 Monthly total precipitation (mm) from January/2015 to December/2016.

The average value of T-Hg dissolved in superficial waters was $0.248 \pm 0.073 \mu\text{g L}^{-1}$ for all the months and sampling points, and varied between 0.185 and $0.394 \mu\text{g.L}^{-1}$, both values registered at Point 1 in November 2015 and February 2016, respectively. In November 2015, the T-Hg concentrations in superficial waters did not present differences among sampling points (Table 1; Fig. 3). These results influenced the highest BCF value during the dry season.

Considering the whole period under study, the average concentrations of T-Hg in *M. amazonicum* muscles was $24.565 \pm 12.067 \mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight, ranging from $12.742 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (Point 3) to $35.509 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Point 1) in November 2015 and August 2016, respectively (Table 1; Fig. 3). It should be noted that in all the seasons tested, the highest concentrations were always registered in Point 1, whereas the lowest concentrations were registered in Point 3, which demonstrates that distribution of Hg accumulation in the muscle tissue of this shrimp depends on location and territory.

The normality test on mercury concentrations indicated a normal distribution of results with p value 0.098. According to the analysis of variance (ANOVA), Hg concentration in the shrimps was significantly different between sampling points (ANOVA = 4.61; $p = 0.004$) and months (ANOVA = 6.13; $p = 0.000$), confirming a space and seasonal distribution of this metal in the shrimps. Hg concentrations were significantly higher in the months following the wet season, specifically in May and August 2016, whereas lower concentrations were registered in the months that got the greatest rainfall.

The BCF between T-Hg content in the muscle tissue of *M. amazonicum* and T-Hg levels in the superficial waters was greater (BCF = 168) at Point P1 in May 2016 and lower (BCF = 38) at P3 in February 2016. In all months under study, the greatest rates were found in points P1 and P2. In February 2016, the BCF were lower compared with the remaining months under study, with a BCF of 47, 45, and 38, respectively, in points P1, P2, and P3 (Table 1).

Overall, in the wet and dry seasons, February and August, respectively, the Hg levels in shrimps presented positive correlations with biometric measurements in opposition to the transition seasons, which presented negative correlations (November 2016) with biometric measurements or lacked clear patterns (May 2016; Table 2).

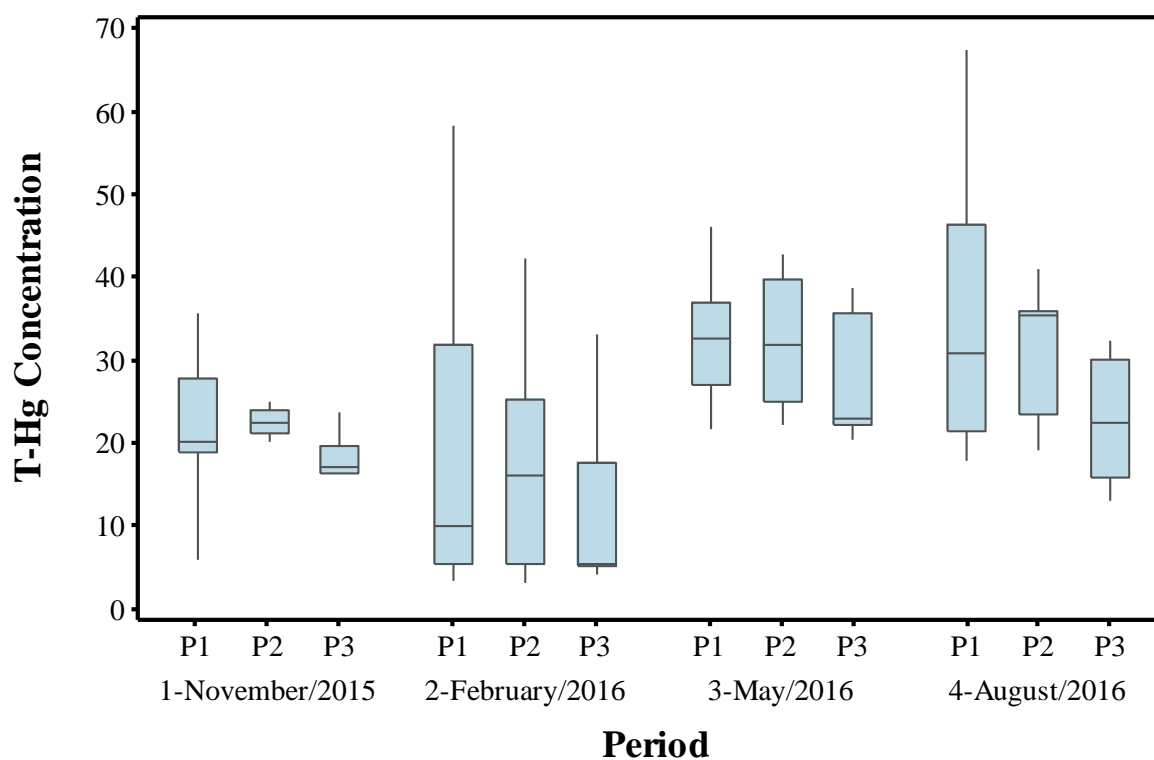


Fig. 3 Mean and Standard Deviation of Total Mercury (T-Hg) in the muscle of *Macrobrachium amazonicum* ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) of Aurá River (P1 and P2) and Santo Antônio River (P3) in November/2015, February/2016, May/2016 and August/2016.

CAPÍTULO 1

Table 1 Number of replicates (N), mean values and standard deviation (SD) of cephalothorax length, total weight, total length of shrimps, concentration and bioconcentration factor (BCF) of total mercury (T-Hg) in *Macrobrachium amazonicum* muscle ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ wet weight) and superficial waters of Aurá River (P1 and P2) and Santo Antônio River (P3) in November/2015, February/2016, May/2016 and August/2016.

Year	Month	Point	N (Shrimp Replicates)	N (Water Replicates)	Cephalothorax Length (cm)	Standard Deviation (Cephalothorax Length)	Total Weight (g)	SD (Total Weight)	Total Length (cm)	SD (Total Length)	[T-Hg] Shrimp ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	SD ([T-Hg] Shrimp)	[T-Hg] Water ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	SD ([T-Hg] Water)	BCF
2015	November	P1	15	2	1.8	0.1	4.38	1.0	8.48	0.5	22.790	11.837	0.185	0.001	123
		P2	15	2	1.8	0.2	4.48	1.1	8.48	0.6	22.495	4.046	0.186	0.006	121
		P3	15	2	1.8	0.1	3.98	0.8	8.08	0.5	17.215	4.798	0.186	0.000	93
2016	February	P1	15	2	1.6	0.2	3.18	0.9	8.28	2.1	18.467	20.026	0.394	0.216	47
		P2	15	2	1.7	0.2	3.38	1.1	7.58	0.7	16.105	15.779	0.361	0.172	45
		P3	15	2	1.4	0.2	2.28	0.6	6.58	0.5	12.742	14.089	0.331	0.100	38
2016	May	P1	15	2	1.7	0.2	3.58	1.1	7.58	0.8	32.647	7.548	0.194	0.008	168
		P2	15	2	1.8	0.2	3.88	1.3	7.98	0.8	31.951	7.484	0.227	0.022	141
		P3	15	2	1.8	0.1	3.98	0.8	8.58	2.4	31.480	6.960	0.246	0.007	128
2016	August	P1	15	2	1.4	0.2	2.68	0.9	7.08	0.7	35.509	18.822	0.204	0.003	174
		P2	15	2	1.5	0.2	2.68	0.9	7.18	0.7	30.8947	8.24	0.226	0.029	137
		P3	15	2	1.5	0.1	2.78	0.6	7.28	0.5	22.483	7.337	0.240	0.068	94

CAPÍTULO 1

Table 2 Correlation (R) and significance level (P) of correlation analysis between the biometric parameters (cephalothorax length, total weight and total length) of shrimps (*Macrobrachium amazonicum*) and T-Hg in the Aurá River (P1 and P2) and Santo Antônio River (P3) in November/2015, February/2016, May/2016 and August/2016.

Year	Month	Point	Correlation (R)			Significance level (P)		
			Cephalothorax Length (CL)	Total Weight (TW)	Total Length (TL)	Cephalothorax Length (CL)	Weight (W)	Total Length (TL)
2015	November	P1	-0.795	-0.754	-0.779	0.002	0.005	0.003
		P2	-0.841	-0.716	-0.707	0.002	0.020	0.022
		P3	-0.783	-0.849	-0.763	0.012	0.004	0.017
2016	February	P1	0.780	0.709	-0.041	0.008	0.022	0.910
		P2	0.703	0.678	0.715	0.011	0.015	0.009
		P3	0.722	0.824	0.831	0.043	0.012	0.011
2016	May	P1	-0.537	-0.492	-0.691	0.072	0.104	0.013
		P2	-0.439	-0.495	-0.521	0.134	0.085	0.068
		P3	-0.518	-0.537	-0.345	0.070	0.058	0.248
2016	August	P1	0.577	0.505	0.594	0.104	0.165	0.092
		P2	0.586	0.522	0.577	0.045	0.082	0.050
		P3	0.666	0.738	0.741	0.013	0.004	0.004

DISCUSSION

Most studies on *Macrobrachium amazonicum* focus on its ecology only, although this crustacean has a wide geographic distribution in South America. Thus, data regarding Hg accumulation in the muscle tissue of this shrimp are scarce, even though the dynamics of this toxic element in the Amazon ecosystems is well known. Ecotoxicological studies to quantify T-Hg in shrimps, have mostly, focused on marine species biology, although shrimps belonging to *M. amazonicum* species are an important protein source to the Amazon riverside population (Rahimi and Gheysari 2016; Hoang et al. 2017; Delgado-alvarez et al. 2015).

In this work, we observed that the correlation between shrimp weight, cephalothorax length, and total length with T-Hg concentrations is variable throughout the year, with greater Hg accumulations in smaller size shrimps during transition seasons, which is in contrast with other studies, as in the Mexico study of *Farfantepenaeus californiensis* and *Litopenaeus stylirostris*, which found no significant correlations between muscle tissue T-Hg concentration and biometric parameters (Frías-

CAPÍTULO 1

Espericueta et al. 2016). The study with *Fenneropenaeus indicus* from the Persian Gulf, Iran, also found no significant correlations (Rahimi and Gheysari 2016). This suggests that a lower exposure to this metal does not occur in a specific size animal, and thus animals of all sizes may be contaminated at any of the trophic levels. These results show that continuous absorption occurs regardless of size or weight may be associated with different characteristics of the organism and the environment, such as the absorption and elimination capacity of the metal, feed type, position of the animal in the food chain, trophic mercury transfer (biomagnification), and chemical availability of the element in the environment (Wang and Rainbow 2008; Wang 2016).

Some studies reported that *M. amazonicum* has a tendency to reproduce throughout the year; however, this is intensified during seasons in which rainfall is the greatest (Silva et al. 2017). This behavior is due to increased rainfall, which favors energy accumulation in the body, because organic matter derived from the soil leaching process becomes greatly available for the shrimps (Silva et al. 2017). For this reason, T-Hg levels in larger shrimps were greater during the dry season (August 2016) and wet-dry transition season (May 2016), a consequence of increased feeding behavior during the wet season. Because accumulation in the muscle system reflects exposure throughout time, an increase in the levels during the months following the period of increased feeding behavior was observed, specifically the months presenting lower rainfall (de Souza et al. 2012).

The BCF highest values observed in low rainfall months, May 2016 and August 2016, indicate that T-Hg accumulation is greatly derived from the feeding behavior of animal species from lowest trophic levels and occurs throughout time; this is because Hg concentrations in shrimps, mainly the muscle tissue, do not reflect accumulation occurred in a moment in time, but result from exposure and accumulation throughout time, season cycles, and food available (Borrell et al. 2016).

The highest T-Hg concentrations in shrimp muscles observed in Point 1—the point further away from the polluting source, the Aurá landfill—may be related to the fact that these animals inhabit a junction area that may function as receptor of mercury loads flowing from rivers located closer to the landfill area. Therefore, mercury accumulation not only occurs in the animals located near the polluting source, but mostly in shrimps located further away, because this metal might be carried away to distant regions, through adhering to particles or dissolved in water via the action of currents and tidal cycles; the Belém region is submitted to all these conditions, and the

CAPÍTULO 1

metal also may deposit in sediments and thus become bioavailable in later seasons of the year (Lu and Jaffe 2001; Machado et al. 2016).

Therefore, the exposure to Hg of the riverside population is extended to those who inhabit areas further away from the landfill. For this reason, we raise the hypothesis that Hg concentrations in aquatic ecosystems are not isolated events, but conversely, extends throughout long distances affecting aquatic communities that inhabit areas miles away from the polluting source, exposing human populations that use crustaceans as a source of protein in their diet.

According to the Brazilian National Health Surveillance Agency, the maximum limit of mercury in crustaceans is $500 \mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight, similar to the limit established for fish according to WHO (ANVISA 2013). However, this level is per individual and thus would be wiser to consider that the local population in the Belém region consumes great amounts of this species of shrimp daily. Therefore, the continuous consumption of 21 units of this shrimp may constitute a health risk for the population considering the average concentration of Hg found ($24.565 \mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight) in this study, which is considered higher than the amount recommended by WHO.

CONCLUSION

Studies on the accumulation of mercury and other metals in *Macrobrachium amazonicum* are still scarce, although this crustacean is found widely distributed in continental and estuarine waters around the world. Therefore, these shrimps should be considered as an important source of Hg for riverside and “quilombola” populations living in the region, given the concentrations found in this study.

Although mercury naturally exists in Amazonian soils, the open-air landfills are continuous anthropogenic sources of Hg, which contributes to the accumulation in aquatic organisms. Nonsegregation of waste has transformed this environment into a mixture containing materials such as batteries, electronics, household waste, industrial waste, and numerous other household waste that would be potential sources of Hg. It should be underlined that contamination occurring from inappropriate dumps may be extended along miles and expose people living far away from the polluting source, representing a human health risk, especially to people who resort to crustaceans and other aquatic organisms as a protein source. It would be important to highlight that in

CAPÍTULO 1

the region of the study, there are no anthropic activities, such as forest burning, hydroelectric, and artisanal mines, and these could not be identified as the main sources of the largest accumulation of Hg in aquatic organisms.

In the Amazon region, parameters like seasonality may change the accumulation of mercury in aquatic organisms, because the occurrence of fluctuations in the T-Hg levels were observed along the rainfall cycle.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors express their gratitude to the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), and the Federal University of Pará (UFPA) & Evandro Chagas Institute (IEC) for funding the work and for providing laboratory support for the research.

REFERENCES

- Albertoni EF, Palma-silva C, Esteves FDA (2002) Distribution and growth in adults of *Macrobrachium acanthurus* Wiegmann, (Decapoda, Palaemonidae) in a tropical coastal lagoon, Brazil. *Rev Bras Zool* 19(2):61–70
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada - RDC No 42, de 29 de Agosto de 2013, p 17
- Bentes B, Martinelli J, Souza L, Cavalcante D, Almeida M, Isaac V (2011) Spatial distribution of the amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) in two perennial creeks of an estuary on the northern coast of Brazil (Guajará Bay, Belém, Pará). *Braz J Biol* 71(4):925–935
- Bentes BS, Silva JCS, Martinelli-lemos JM, Nahum VJI (2016) Abundance and morphometric relationships of Amazon shrimp: *Macrobrachium amazonicum* (Heller 1862) (Decapoda, Palaemonidae)— in an Amazon estuary—North coast of Brazil. *Biota Amaz* 6(4):1–9
- Bialetzki A, Nakatani K, Baumgartner G, Bond-Buckup G (1997) Occurrence of *Macrobrachium amazonicum* (heller) (Decapoda, Palaemonidae) In leopoldo's

CAPÍTULO 1

- inlet (ressaco do leopoldo), upper paran river, Porto Rico, Paraná, Brazil. *Rev Bras Zool* 14(2):379–390
- Bisinoti MC, Jardim WF (2004) O comportamento do metilmercúrio (METILHg) no ambiente. *Quim Nova* 27(4):593–600
- Borrell A, Tornero V, Bhattacharjee D, Aguilar A (2016) Trace elemento accumulation and trophic relationships in aquatic organisms of the Sundarbans mangrove ecosystem (Bangladesh). *Sci Total Environ* [Internet] 545–546:414–423 de Souza Azevedo J, de Souza Sarkis JE, Oliveira TA, Ulrich JC (2012) Tissue-specific mercury concentrations in two catfish species from the Brazilian coast. *Braz J Oceanogr* 60(2):211–219
- De Souza EB, Carmo AMC, Moraes BC, Nacif A, Ferreira DB da S, Rocha EJP et al (2016) *Revista Brasileira de Climatologia* 18:293–306
- Delgado-alvarez CG, Ruelas-inzunza J, Osuna-lópez JI, Voltolina D, Frías-espericueta MG (2015) Mercury content and their risk assessment in farmed shrimp *Litopenaeus vannamei* from NW Mexico. *Chemosphere* 119:1015–1020
- Du B, Li P, Feng X, Qiu G, Zhou J, Maurice L (2016) Mercury exposure in children of the wanshan mercury mining area, Guizhou, China. *Int J Environ Res Public Health* 13(11)
- Frías-Espericueta MG, Ramos-Magaa BY, Ruelas-Inzunza J, Soto-Jiménez MF, Escobar-Sánchez O, Aguilar-Juárez M et al (2016) Mercury and selenium concentrations in marine shrimps of NW Mexico: health risk assessment. *Environ Monit Assess* [Internet]. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5645-0>
- Giusti L (2009) A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Manag* [Internet] 29(8):2227–2239. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.028>
- Gouveia N, Prado RR (2010) Riscos  saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. *Rev Saúde Pública* 44(5):859–866 Hoang VAT, Sakamoto M, Yamamoto M (2017) Mercury and selenium levels, and their molar ratios in several species of commercial shrimp in Japan regarding the health risk of methylmercury exposure. *J Toxicol Sci* 42(4):509–517
- Iavicoli I, Fontana L, Bergamaschi A (2009) The effects of metals as endocrine disruptors. *J Toxicol Environ Health* 12(3):206–223 Kehrig HA, Malm O, Palermo EFA, Seixas TG, Baeta AP, Moreira I (2011) Bioconcentrao e

- biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Quim Nova* 34(3):377–384
- Kinjo Y, Akiba S, Yamguchi N, Mizuno S, Watanabe S, Wakamiya J et al (1996) Cancer mortality in Minamata disease patients exposed to methylmercury through fish diet. *J Epidemiol* 6:134–138
- Lima J de F, Santos T dos S e (2014) Aspectos econômicos e higiênicosanitários da comercialização de camarões de água doce em feiras livres de Macapá e Santana, Estado do Amapá. *Biota Amaz* 4(1):1–8
- Loureiro RSDE, Saraiva JM, Saraiva I, Cruz R, Fredó AS (2014) Estudo dos eventos extremos de precipitação ocorridos em 2009 no estado do Pará. *Rev Brasileira Meteorologia* 29:83–94
- Lu X, Jaffe R (2001) Interaction between Hg(II) and natural dissolved organic matter: a fluorescence spectroscopy-based study. *Water Res* 35(7):1793–1803
- Machado W, Sanders CJ, Santos IR, Sanders LM, Silva-filho EV, Luizsilva W (2016) Mercury dilution by autochthonous organic matter in a fertilized mangrove wetland. *Environ Pollut* 213:30–35
- Maciel CR, Valenti WC (2009) Biology, fisheries, and aquaculture of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum*: a review. *Nauplius* 17(2):61–79
- Matos FO, Moura QL, Conde GB, Morales GP, Brasil EC (2011) Impactos ambientais decorrentes do aterro sanitário da região metropolitana de Belém-PA: aplicação de ferramentas de melhoria ambiental. *Caminhos Geogr Uberlândia*. 12(set(39)):297–305
- Nagunuma A, Furuchi T, Hwang G-W, Kuge S (2002) Investigation of intracellular factors involved in methylmercury toxicity. *Tohoku J Exp Med* 196:65–71
- Rahimi E, Gheysari E (2016) Evaluation of lead, cadmium, arsenic, and mercury heavy metal residues in fish, shrimp, and lobster samples from Persian Gulf. *KAFKAS Univ Vet Fak Derg* 22(2):173–178
- Rice KM Jr, Walker EM Jr, Wu M, Gillette C, Blough ER (2014) Environmental mercury and its toxic effects. *J Prev Med Public Heal* 47:74–83
- Santos SN, Lafon JM, Corrêa JAM, Babinski M, Dias FF, Taddei MHT (2012) Distribuição e assinatura isotópica de Pb em sedimentos de fundo da foz do Rio Guamá e da Baía do Guajará (Belém - Pará). *Quim Nova* 35(2):249–256

CAPÍTULO 1

- Shah AQ, Kazi TG, Arain MB, Jamali MK, Afridi HI, Jalbani N *et al* (2009) Accumulation of arsenic in different fresh water fish species: potential contribution to high arsenic intakes. *Food Chem* 112:520–524
- Silva RC, Jacobucci GB, Mossolin EC (2017) Reproductive biology of *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda: Palaemonidae) in a reservoir situated in Minas Gerais State, southeastern Brazil. *Lat Am J Aquat Res* 45(4):776–786
- Siqueira GW, Aprile F (2013) Avaliação de risco ambiental por contaminação metálica e material orgânico em sedimentos da bacia do Rio Aurá, Região Metropolitana de Belém - PA. *Acta Amaz [Internet]* 43(1):51–61
- Wang YQW (2016) Comparison of mercury bioaccumulation between wild and mariculture food chains from a subtropical bay of Southern China. *Environ Geochem Health* 38:39–49
- Wang W, Rainbow PS (2008) Comparative approaches to understand metal bioaccumulation in aquatic animals. *Comp Biochem Physiol C* 148(4):315–323
- Wantzen KM, Callil C, Butakka CMM (2011) Benthic invertebrates of the Pantanal. In: *The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, pp 127–41

CAPÍTULO 2

ALERTA À SAÚDE HUMANA NA AMAZÔNIA: PESCADOS COM ALTA CONCENTRAÇÃO DE METAIS

Brenda Natasha Souza Costa^{1,2}, Marcelo de Oliveira Lima²

¹ Universidade Federal do Pará

² Instituto Evandro Chagas

RESUMO

Os lixões geram lixiviados (chorume) e quando não tratados se infiltram nos solos e chegam aos rios contaminando águas e sedimentos. Uma vez introduzidos nos ecossistemas aquáticos, a biota pode acumular contaminantes, como os elementos metálicos, e resultar danos a saúde mesmo que ingeridas baixas concentrações diárias. Diante disso, neste estudo foram mensurados a concentração de quatro metais, arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) em camarões (*Macrobrachium amazonicum*), caranguejos (*Minuca mordax*) e peixes (*Propimelodus eignmanni*) para melhor entendimento dos processos de bioacumulação deste elementos nos organismos aquáticos de diferente hábitos da bacia hidrográfica do Rio Aurá. A obtenção dos organismos foi realizada nos locais P1, P2, P3 e P4, respectivamente, a 3, 1, 1 e 6 km de distancia do lixão; nos meses de Novembro/2015, Fevereiro, Maio e Agosto/2016. Foi determinada por ICP-MS as concentração de As, Cd, Pb e Hg em músculo e brânquias de peixe, camarão e caranguejo, e fígado de peixe. O risco para a saúde dos metais foi avaliado com base na ingestão diária estimada (EDI) e nos valores do quociente de risco (HQ) para os camarões e peixes. De modo geral, os níveis dos metais nos caranguejos foram maiores que nos camarões e peixes. Sazonalmente, no período seco, Maio e Agosto, os espécimes apresentaram maiores concentrações dos elementos metálicos. As concentrações de As, Pb e Hg das brânquias de camarão e caranguejo e do fígado de peixe foram significativas maiores que os demais tecidos. As, Cd, Pb e Hg também diferiram entre os locais de coleta, e este foram significativamente maiores no local mais próximo da fonte poluidora (P1, P2 e P3), diminuindo na área controle (P4). O quociente de risco à saúde nos peixes é cerca de 20 vezes superior que o calculado para camarões. Em ambos os animais, o HQ para todos os elementos, com exceção do chumbo no camarão, foi superior a 1, sugerindo potencial risco a saúde humana. A combinação de metais nos peixes resulta em HI máximo de 459,4; e no camarão de 54,2, e é observado que o risco maior pelo consumo destas espécies ocorre em Agosto e Maio/2016. Conclui-se, então, que o ciclo sazonal interfere significativamente no acúmulo de metais. Os lixões influenciam no acúmulo dos elementos inorgânicos pelos organismos aquáticos. A partir do índice de risco é evidenciado o risco a saúde humana pelo consumo destas proteínas. E, considerando a capacidade de absorção dos metais e a influência sazonal no acúmulo destes, o caranguejo *Minuca mordax* pode ser considerado um excelente bioindicador de ecossistemas aquáticos adjacentes às áreas urbanas.

PALAVRAS-CHAVE

Avaliação de Risco; Lixão a Céu Aberto; Sazonalidade

INTRODUÇÃO

Os elementos metálicos são constituintes de inúmeros tipos de materiais e suas presenças no meio ambiente provêm de ciclos biogeoquímicos naturais, estando presentes nos solos, rochas, águas, plantas, entre outros compartimentos ambientais, ou a partir de fontes de emissões antrópicas (Fadigas et al., 2002), intensificadas pelas mudanças no estilo de vida da sociedade humana que resultam na maior extração de minérios e produção industrial para atender uma necessidade de consumo excessivo sem se preocupar com o descarte mais adequado dos resíduos que são gerados (Chabukdhara and Nema, 2013; Li et al., 2004).

Nas bacias hidrográficas os elementos metálicos, dependendo das características físicas e químicas, podem permanecer na coluna d'água, serem transportados por longas distâncias aderidos aos materiais em suspensão ou se depositarem nos sedimentos de fundo, tornando estes biodisponíveis aos ecossistemas aquáticos. Seguindo estas rotas e considerando as formas de absorção e metabolização de cada organismo os metais podem se acumular nos tecidos biológicos e se biomagnificar ao longo da cadeia trófica, atingindo os seres humanos (Li et al., 2004; Corbi et al., 2010).

Dentre as principais formas de absorção de metais nos organismos aquáticos podemos destacar a via oral ou cutânea e por filtração de água e partículas do material em suspensão (Teles et al., 2008). Ao se acumularem nos humanos, dependendo do elemento e sua forma química, estes podem causar danos no sistema nervoso central, cardiovascular, urogenital, entre outros (Tepanosyan et al., 2017).

Portanto, os organismos aquáticos podem ser usados como bioindicadores da maior disponibilidade de elementos metálicos e possíveis alterações ambientais. O uso de bioindicadores é relevante para detecção e avaliação de mudanças no meio ambiente, bem como, na extrapolação e prevenção de futuros efeitos à saúde humana (Khatri and Tyagi, 2015). Espécies aquáticas com elevados apetrechos comerciais e amplamente consumidas em inúmeras localidades estão entre as principais fontes proteicas dos indivíduos que ali residem. Estes são organismos de relevante interesse científico na investigação do estado natural de uma determinada região, nível de contaminação e compreensão e controle de seus efeitos ecológicos (Khatri and Tyagi, 2015; Liu et al., 2019).

CAPÍTULO 2

Considerando a ampla distribuição das *Propimelodus eigenmanni*, *Macrobrachium amazonicum* e *Minuca mordax*, mais a considerável abundância, relativa facilidade em suas capturas e adaptação a flutuações sazonais, valor proteico e interesse comercial, estes organismos são excelente biomonitores na avaliação de impactos ambientais. Por estarem em contato direto com relevantes compartimentos ambientais, sedimentos e coluna d'água permitem uma melhor compreensão da dinâmica dos compostos químicos no ambiente e a assimilação destes pelos organismos.

Na região amazônica brasileira são conhecidos inúmeros vazadouros a céu aberto, forma antiga e comumente usada para disposição final dos resíduos sólidos urbanos, pois existem extensas áreas de terras disponíveis e são escassos os investimentos públicos e privados em políticas de segregação e conscientização quanto a segurança e risco à saúde humana. Como consequência, estes, normalmente, são implantados sem que ocorram tratamentos prévios (Dong et al., 2008; Akoteyon et al., 2011). Nestes vazadouros são depositados materiais, biodegradáveis e não biodegradáveis, de origens domésticas, industriais, hospitalares, construção civil, entre outros (Mshelia, 2015). Esta forma inadequada de gerenciamento é caracterizada como uma potencial e preocupante fonte de poluentes químicos, como os metais, para os ecossistemas próximos.

No Pará, Norte do Brasil, ao redor da bacia hidrográfica do Rio Aurá está localizado uma lixão a céu aberto que recebe aproximadamente 1.800 t/dia de resíduos sólidos de cinco cidades da Região Metropolitana de Belém, este quantitativo representa cerca de 25 % do total de resíduos gerados em todo o estado do Pará (ABRELPE, 2015). Como agravante, nesta bacia existem também reservatórios e sistemas de captação de água para abastecimento humano e animal. A maioria dos corpos hídricos próximos ao lixão a céu aberto é utilizada para recreação que também captura animais aquáticos como fonte de renda e para sua própria subsistência (Santo, 2014).

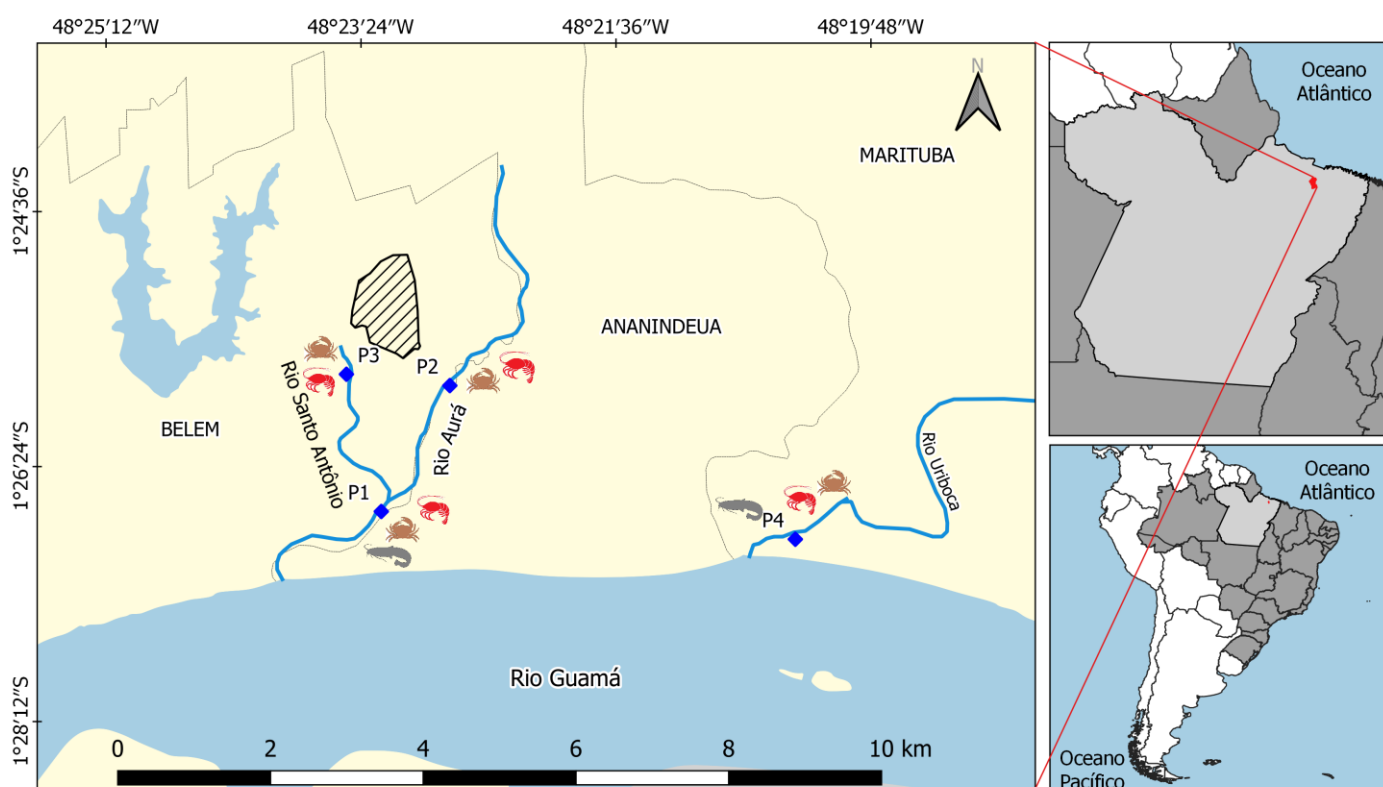
Neste estudo foram mensurados a concentração de quatro metais, arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) em peixes (*Propimelodus eigenmanni*), camarões (*Macrobrachium amazonicum*) e caranguejos (*Minuca mordax*) para melhor entendimento do processos de bioacumulação deste elementos nos organismos aquáticos de diferente hábitos que residem na bacia hidrográfica do Rio Aurá. Estes são tóxicos e não essenciais e, por este motivo, também foram avaliados os potenciais riscos à saúde humanas causados pelo consumo dos crustáceos e peixes.

CAPÍTULO 2

MATERIAL E MÉTODOS

ARÉA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Aurá em uma área próxima ao funcionamento de um lixão a céu aberto (Figura 1), Cidade de Belém, Norte do Brasil. A precipitação média anual na região varia entre 2.300 e 2.800 mm e a sazonalidade é caracterizada por quatro períodos: I) Transição Seco-Chuvoso (Novembro a janeiro); II) Chuvoso (Fevereiro a Abril); III) Transição Chuvoso-Seco (Maio a Julho) e; IV) Seco (Agosto a Outubro) (Costa et al., 2020, 2016; INMET, 2014).



LEGENDA

- ◆ Locais de Coleta
- ▨ Área Lixão do Aurá
- Hidrografia
- Região Metropolitana
- Pará
- Brasil - Estados
- América do Sul
- 🦀 Caranguejo
- 🦞 Camarão
- 🐟 Peixe

Março/2020. Datum: SIRGAS 2000. Fontes: IBGE e ANA.

Figura 1. Locais de amostragem de peixe, camarão e caranguejo capturados na bacia do Rio Aurá.

A bacia do Aurá é considerada a terceira maior em extensão da RMB (10.400 m) e deságua na margem direita do Rio Guamá, região sudeste da cidade de Belém. Hidrologicamente, o município de Belém e sua área metropolitana estão localizados na região estuarina corresponde ao estuário Guajarino, integrante do Golfão Marajoara que

CAPÍTULO 2

se situa na foz do Amazonas. Esse estuário sofre influências marinhas com regimento de marés, enchente e vazante, a cada 6h (Ribeiro, 2018).

Esta bacia apresenta drenagens de pequeno porte e de pouca extensão, entre estas o Rio Santo Antônio do Aurá (Siqueira and Aprile, 2013). Como potencial referência, utilizou-se o Rio Uriboca (Figura 1) por ser também um tributário do rio Guamá e estar distante de áreas urbanas e de ocupações irregulares existentes na RMB. Neste, não existiam registros de influências significativas de atividades antrópicas (lançamento de esgoto doméstico, despejo de chorume de aterros próximos ou atividades agrícolas com uso de pesticidas e outros) (Leite et al., 2013).

AMOSTRAGEM

As amostragens foram realizadas trimestralmente, nos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016, e adotaram-se quatro locais georeferenciados: Ponto 1 (01°26'43.03"S e 48°23'15.43"O); Ponto 2 (01°25'49.7"S e 48°22'46.4"O); Ponto 3 (01°25'44.9"S e 48°23'30.2"O); e Ponto 4 (01°26'54.65"S e 48°20'20.04"O) (Figura 1). Os quatro locais selecionados estão situados na confluência (Ponto 1, Rio Aurá) do Rio Aurá com o Rio Santo Antônio, à proximidade direita (Ponto 2, Rio Aurá) e esquerda (Ponto 3, Rio Santo Antônio) do lixão do Aurá, e um local mais distante das influências urbanas (Ponto 4, Rio uriboca).

A captura dos peixes (*Propimelodus eignmanni*), camarões (*Macrobrachium amazonicum*) e caranguejos (*Minuca mordax*), aconteceu trimestralmente. Os crustáceos foram obtidos nos quatro locais de amostragem, P1, P2, P3 e P4, e os peixes em dois locais, P1 e P4 (Figura 1). Os peixes foram comprados diretamente com pescadores locais e residentes das áreas de estudos. Em média foram adquiridos 50 peixes por local. Para captura dos camarões utilizou-se armadilhas artesanais denominadas matapi (Camargo et al., 2009) e nestas foram capturados em média 250 indivíduos por local. A obtenção dos caranguejos ocorreu pelo método de catação manual. Para cada local de amostragem foram capturados em média 300 espécimes de caranguejo.

Tabela 1. Quantidade de espécimes amostras em cada local, utilizadas em cada *pool* e réplicas por local amostral.

Animal	Tecido/Órgão	Espécimes por Pool	Réplicas por Local	Espécimes amostrados por local
Peixe	Músculo	3	10	50

CAPÍTULO 2

Animal	Tecido/Órgão	Espécimes por Pool	Réplicas por Local	Espécimes amostrados por local
	Brânquias	3	10	
	Fígado	3	10	
Camarão	Músculo	10	15	250
	Brânquias	10	15	
Caranguejo	Músculo	15	15	300
	Brânquias	15	15	

Após a obtenção foram medidos 2) Peso (g) – F-W, Comprimento Padrão (cm) – F-SL e Comprimento Total (cm) – F-TL dos peixes; 2) Peso (g) – S-W, Comprimento Total (cm) – S-TL e Comprimento do Cefalotórax (cm) – S-CL dos camarões; 3) Peso (g) – C-W, Largura (cm) – C-WI, Comprimento Total (cm) – C-TL e Altura (cm) – C-H dos caranguejos e; por fim, foram armazenadas e mantidas em caixas térmicas refrigeradas, até o transporte final ao laboratório, onde ocorreu a dissecação para retirada do tecido muscular, branquial e do fígado (peixe), e armazenamento em Ultrafreezer a -80°C , até o momento das análises.

ANÁLISES

A quantificação de metais foi realizada em músculo de peixe (F-Muscle), brânquias de peixe (F-Gill) e fígado de peixe (F-Liver), músculo de camarão (S-Muscle), brânquias de camarão (S-Gill), músculo de caranguejo (C-Muscle), brânquias de caranguejo (C-Gill), em *pools* amostrais com 10 a 15 réplicas por local (Tabela 1).

Após a homogeneização dos tecidos em agitador mecânico de teflon, foi realizada a pesagem de 0,5 g de peso úmido (ww) de cada amostra; adição de ácido nítrico (HNO_3) (Sigma-Aldrich, 70%) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (Honeywell Fluka, 30%). Em seguida as soluções amostras foram submetidas à ação de pressão e temperatura em micro-ondas (CEM, MARS 5) em três rampas: 1) 800 W; 180°C e 10 minutos; 2) 1000 W, 200°C e 5 minutos; e 3) 400 W, 100°C e 10 minutos. Por fim, a solução resultante foi aferida para o volume final de 15 mL. A quantificação de arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) nos organismos aquáticos foi realizada por (ICP-MS) (Bruker, 820 MS).

O controle de qualidade do método de abertura e análise das amostras procedeu por meio de calibração externa com uso das amostras certificadas DORM-3 e DOLT-4

CAPÍTULO 2

para os tecidos/órgãos de camarão, caranguejo e peixe. A eficiência de cada material certificado está expressa na Tabela 2. Os valores das concentrações dos metais nos organismos são expressos em $\mu\text{g/Kg}$ com base no peso úmido (ww).

CAPÍTULO 2

Tabela 2. Número de Réplicas, Valores de Eficiência (%) do Método, Limite de Detecção ($\mu\text{g/Kg}$) e Limite de Quantificação ($\mu\text{g/Kg}$) de arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg).

	Réplicas (N)	As	Cd	Pb	Hg
Isótopo	-	As ⁷⁵	Cd ¹¹²	Pb ²⁰⁶	Hg ²⁰²
DORM-3	51	92 ± 11%	91 ± 15%	91 ± 14%	102 ± 17%
DOLT-4	08	99 ± 17%	81 ± 9%	85 ± 4%	97 ± 17%
Limite de Detecção (DL)	66	0,922	1,583	1,254	0,737
Limite de Quantificação (QL)	66	3,072	5,278	4,180	2,455

ESTATÍSTICA

A normalidade e homocedasticidade dos resultados foram analisadas pelo teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Se distribuição normal e homogênea, a comparação e significância das diferenças das concentrações dos metais nos peixes, camarões e caranguejos entre os diferentes locais e períodos de amostragem foram feitas pela Análise de Variância, ANOVA (F) e teste de comparação múltipla de Tukey, quando não normal e heterogênea, aplicou-se os teste de Kruskal-Wallis (H). Todos com intervalo de confiança de 95% e a significância de $p < 0,05$. Todos os testes procederam pela utilização do software Paleontological Statical 3.19 (PAST) e Minitab 17.

RISCO À SAÚDE HUMANA

A estimativa de ingestão diária (EDI) de As, Hg e Pb para peixe e camarão foi calculada de acordo com a equação descrito no Manual de Avaliação da Saúde Humana US Agência de Proteção Ambiental (US EPA, 2019): $EDI = (C_{org} \times DC) / BW$. Onde C_{org} é a Concentração média do metal nos organismos; DC é o Consumo Diário do alimento, estimado em 47 g de peixe para a população brasileira e 95 g de peixe e 10 g de camarão para a região norte do Brasil (IBGE, 2011) e; BW é peso corporal de brasileiros adultos, estimado em 70 Kg.

Para o Quociente de Risco (HQ) não cancerígeno dos metais à saúde humana seguiram-se as referências da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, e para tal foi comparado o EDI com as Doses de Referência (RfD) (Onsanit et al., 2010; Gu et al., 2016): $HQ = EDI / RfD$. O índice de risco (HI) para avaliar o risco de metais mistos foi mensurado da seguinte equação: $HI = HQ_{As} + HQ_{Pb} + HQ_{Hg}$. HQ e/ou HI

CAPÍTULO 2

maior que 1 indica risco potencial para a saúde humana, enquanto HI menor que 1 indica que não há risco de efeitos adversos à saúde (Gu et al., 2016).

O quociente de risco a saúde humana (HQ) foi aplicado somente aos camarões e peixes, pois a espécie de caranguejo usada neste trabalho não tem interesse comercial, devido seu diminuto tamanho. Não foi realizado o cálculo para cádmio, visto que, o valor deste no tecido muscular dos organismos foi inferior ao limite de detecção do equipamento.

RESULTADOS

O músculo de peixe teve um acúmulo mínimo no P1, Agosto/2016 (28,851 $\mu\text{g/Kg ww}$) e máximo no P4, Fevereiro/2016 (64,864 $\mu\text{g/Kg ww}$). Nas brânquias as menores (25,698 $\mu\text{g/Kg ww}$) e maiores (62,809 $\mu\text{g/Kg ww}$) concentrações foram registradas no P4, dos meses de Maio/2016 e Novembro/2015, nesta ordem. Os valores de arsênio no fígado de peixe variaram de 59,545 a 212,410 $\mu\text{g/Kg ww}$, nos locais P4 (Fevereiro/2016) e P1 (Maio/2016), respectivamente (Figura 2-A). Nos três tecidos/órgãos estudados ao não houve diferenças entre os locais (F-Muscle, $F=2,390$ e $p=0,123$; F-Gill, $F=0,490$ e $p=0,484$; F-Liver, $F=0,010$ e $p=0,915$), entretanto, as concentrações variam significativamente entre os períodos (F-Muscle, $F=53,880$ e $p=0,000$; F-Gill, $F=50,870$ e $p=0,000$; F-Liver, $F=45,650$ e $p=0,000$). O acúmulo médio de arsênio nos tecidos seguiu a ordem decrescente de fígado ($114,558 \pm 50,967 \mu\text{g/Kg ww}$), brânquias ($44,558 \pm 12,079 \mu\text{g/Kg ww}$) e músculo ($41,069 \pm 13,818 \mu\text{g/Kg ww}$), e somente o primeiro diferiu dos demais tecidos (F-Muscle x F-Gill, $F=1,433$ e $p=0,569$; F-Muscle x F-Liver, $F=26,430$ e $p=0,000$; F-Gill x F-Liver, $F=24,990$ e $p=0,000$).

O músculo de peixe teve uma variação de acúmulo de chumbo de 4,771 $\mu\text{g/Kg ww}$ (P4, Fevereiro/2016) a 12,097 $\mu\text{g/Kg ww}$ (P1, Novembro/2015). Nas brânquias os valores mínimos e máximos foram de 198,851 (Novembro/2015) a 351,394 (Agosto/2016) $\mu\text{g/Kg ww}$, os dois registrados nos P4 (Figura 2-B). O fígado foi o que apresentou a maior variação no acúmulo de chumbo, 43,830 $\mu\text{g/Kg ww}$ (P4, Fevereiro/2016) a 409,711 (P1, Novembro/2015) $\mu\text{g/Kg ww}$. Somente a concentração em fígado variou significativamente entre os locais (S-Liver, $F=64,490$ e $p=0,000$) e meses (S-Liver, $F=47,940$ e $p=0,000$). O acúmulo nas brânquias muda consideravelmente entre os períodos sazonais (S-Liver, $F=4,560$ e $p=0,004$), com maior absorção no mês de Maio/2016. De modo geral o fígado tendeu a acumular

CAPÍTULO 2

consideravelmente mais chumbo, seguido das brânquias e posteriormente do músculo (F-Muscle x F-Gill, $F=42,130$ e $p=0,000$; F-Muscle x F-Liver, $F=20,010$ e $p=0,000$; F-Gill x F-Liver, $F=22,120$ e $p=0,000$).

No músculo, os valores de cádmio foram inferiores aos limites de quantificação do equipamento. As concentrações mínimas e máximas nas brânquias foram de 11,710 e 37,520 $\mu\text{g/Kg ww}$, P1 (Agosto/2016) e P4 (Fevereiro/2016), respectivamente. Contrapondo com o acúmulo pelas brânquias, os menores maiores valores, 61.810 e 368,935 $\mu\text{g/Kg ww}$, foram, na ordem, em P4 (Maio/2016) e P1 (Agosto/2016) (Figura 2-C). Ambos não apresentaram discrepância nos valores entre os locais, entretanto, houve diferença considerável entre os períodos (F-Gill, $H=26,400$ e $p=0,000$; F-Liver, $H=35,660$ e $p=0,000$) de estudo e entre órgãos (F-Gill x F-Liver $H=158,300$ e $p=0,000$), com absorção cerca de nove vezes maior por parte do fígado.

A concentração de Hg no músculo dos peixes variou de 13,538 a 72,822 $\mu\text{g/Kg ww}$ nos locais P1 (Novembro/2015) e P4 (Agosto/2016), nas brânquias a variação foi de 12,775 a 36,970 $\mu\text{g/Kg ww}$, também no P1 (Fevereiro/2016) e P4 (Agosto/2016) (Figura 2-D). A variação do metal no fígado foi mais expressiva que nos demais tecidos, com valores mínimo e máximo de 66,260 e 329,250 $\mu\text{g/Kg ww}$, ambos registrados no P1 dos meses de Fevereiro/2016 e Maio/2016, respectivamente (Figura 2-D). Os três tecidos/órgãos estudados apresentaram variação significativa entre os meses (F-Muscle, $F=24,280$ e $p=0,000$; F-Gill, $F=25,250$ e $p=0,000$; F-Liver, $F=110,48$ e $p=0,000$) e locais (F-Muscle, $F=24,280$ e $p=0,000$; F-Gill, $F=18,750$ e $p=0,000$; F-Liver, $F=4,060$ e $p=0,045$) de estudo. De modo geral, no músculo e brânquias de peixe, as concentrações foram maiores no P4 e em Maio/2016 e Agosto/2016. Houve diferença no acúmulo do metal entre os tecidos/órgãos (F-Muscle x F-Gill, $F=5,288$ e $p=0,000$; F-Muscle x F-Liver, $F=21,860$ e $p=0,000$; F-Gill x F-Liver, $F=27,150$ e $p=0,000$).

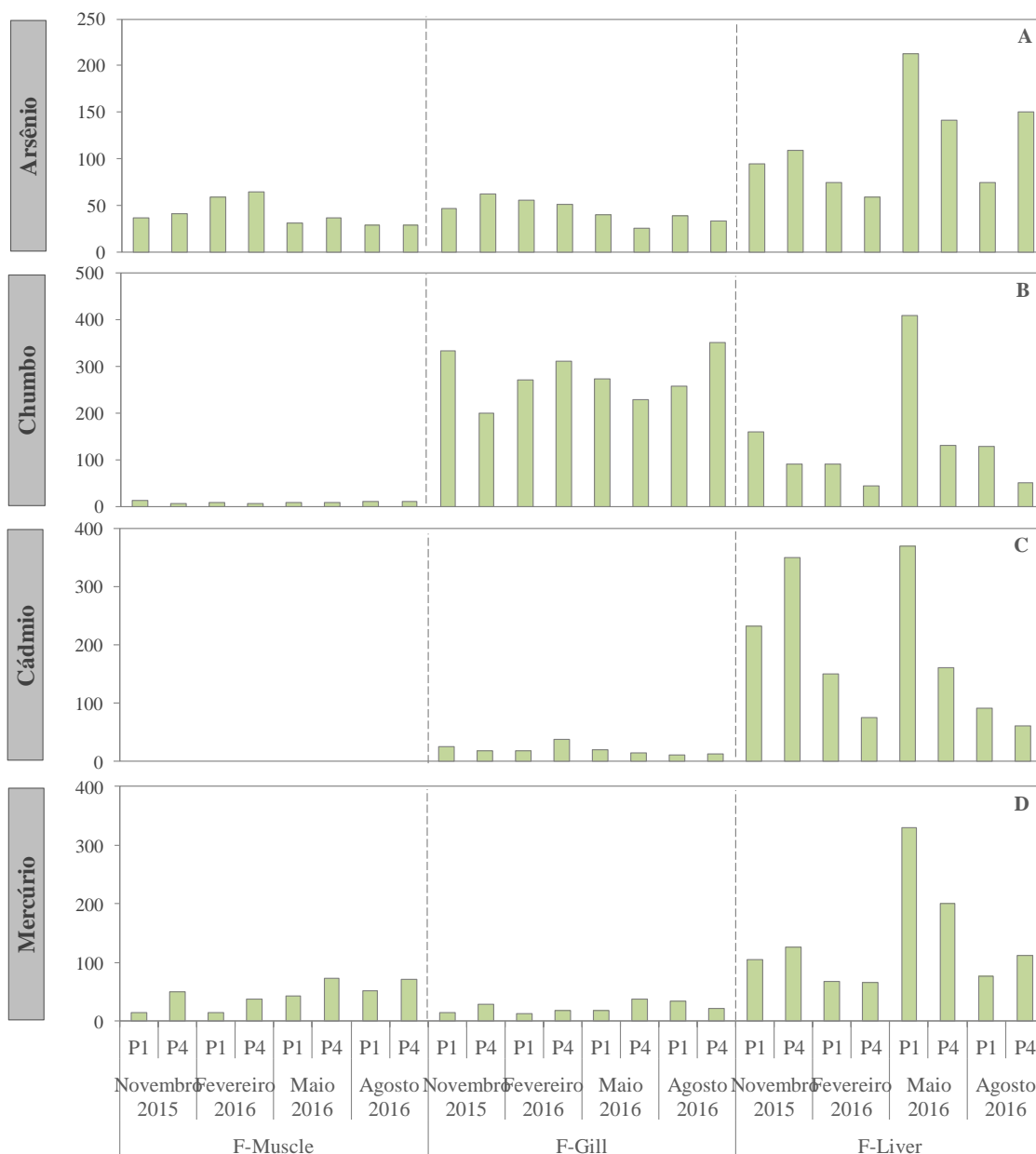


Figura 2. Concentração e Desvio Padrão de (A) arsênio (arsenic), (B) chumbo (lead), (C) cádmio (cadmium) e (D) mercúrio (mercury) ($\mu\text{g/Kg ww}$) em músculo (muscle) e brânquias (gill) e fígado (liver) de peixe (fish) nos locais P1, P2, P3 e P4 dos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016.

As concentrações de arsênio em músculo de camarão variaram de 49,600 a 105,535 $\mu\text{g/Kg ww}$, nos locais P3 (Novembro/2015) e P1 (Agosto/2016), respectivamente. Em brânquias, os valores oscilaram de 174,946 a 342,088 $\mu\text{g/Kg ww}$, e fazem referência, na ordem, aos meses de Maio/2016 e Fevereiro/2016, e ambos foram registrados no P4 (Figura 3-A). O acúmulo em brânquias foi cerca de três vezes superior ao ocorrido no músculo ($F=71,520$ e $p=0,000$). Em termos temporais, os tecidos musculares apresentaram as maiores concentrações nos meses de Maio/2016

CAPÍTULO 2

(82,550 ± 6,372 µg/Kg ww) e Agosto/2016 (90,784 ± 13,028 µg/Kg ww), meses de menor precipitação pluviométrica. Ao contrário do padrão observado no tecido branquial, no qual os maiores acúmulos ocorreram em Novembro/2015 (292,208 ± 26,101 µg/Kg ww) e Fevereiro/2016 (324,684 ± 31,437 µg/Kg ww) (Figura 3-A). A concentração em ambos os tecidos diferiram significativamente entre os locais e períodos (S-Muscle, F=35,080 e p=0,000; S-Gill, F=191,840 e p=0,000).

A concentração de chumbo no músculo varia de 1,850 a 14,761 µg/Kg ww nos locais, respectivamente, P2 (Fevereiro/2016) e P4 (Maio/2016). Nas brânquias, a diferença foi mais expressiva com valor mínimo de 34,841 µg/Kg ww no P3 (Maio/2016), e máximo de 274,523 µg/Kg ww no P4 (Fevereiro/2016) (Figura 3-B). O acúmulo de chumbo nos dois tecidos/órgãos estudados foram distintos entre os locais (S-Muscle, F=6,740 e p=0,000; S-Gill, F=64,300 e p=0,000), meses (S-Muscle, F=94,700 e p=0,000; S-Gill, F=17,570 e p=0,000) e entre si (S-Muscle x S-Gill, F=42,050 e p=0,000), e o tecido branquial teve a capacidade de acumular aproximadamente 15 vezes mais metal que o muscular.

No músculo, os valores de cádmio foram inferiores aos limites de quantificação do equipamento. Nas brânquias, os níveis variaram de 76,425 a 526,638 µg/Kg ww, nos respectivos locais P3 (Maio/2016) e P4 (Fevereiro/2016) (Figura 3-C). As concentrações de cádmio diferiram consideravelmente entre os locais (H=135,20 e p=0,000) e períodos (H=38,14 e p=0,000) de amostragem, com maiores acúmulos em Fevereiro/2016 (357,998 ± 175,121 µg/Kg ww) e nos locais P1 (316,823 ± 102,630 µg/Kg ww) e P4 (351,602 ± 117,228 µg/Kg ww).

Os valores de concentração de mercúrio em músculo variaram de 12,742 a 35,509 µg/Kg ww, nos locais P3 (Novembro/2015) e P1 (Agosto/2016), respectivamente (Figura 3-D). Espacialmente, o T-Hg foi significativamente diferente entre os locais estudados (F=12,800 e p=0,000), com os menores valores registrados no P4. Ao longo dos meses, as maiores concentrações foram significativamente maiores nos meses Maio/2016 e Agosto/2016 (F=72,600 e p=0,000). Nas brânquias os valores mínimo e máximo foram de 12,286 e 35,832 µg/Kg ww, respectivamente, e apresentaram o mesmo padrão de local e mês de músculo (Figura 3-D). Assim como em músculo, as concentrações em brânquias foram diferentes significativamente entre os locais (F=19,520 e p=0,000) e meses (F=10,180 e p=0,000). As concentrações médias em músculo (23,683 ± 7,166 µg/Kg ww) e brânquias (23,725 ± 7,789 µg/Kg ww) foram próximas e não diferiram significativamente, F=0,289 e p=0,591.

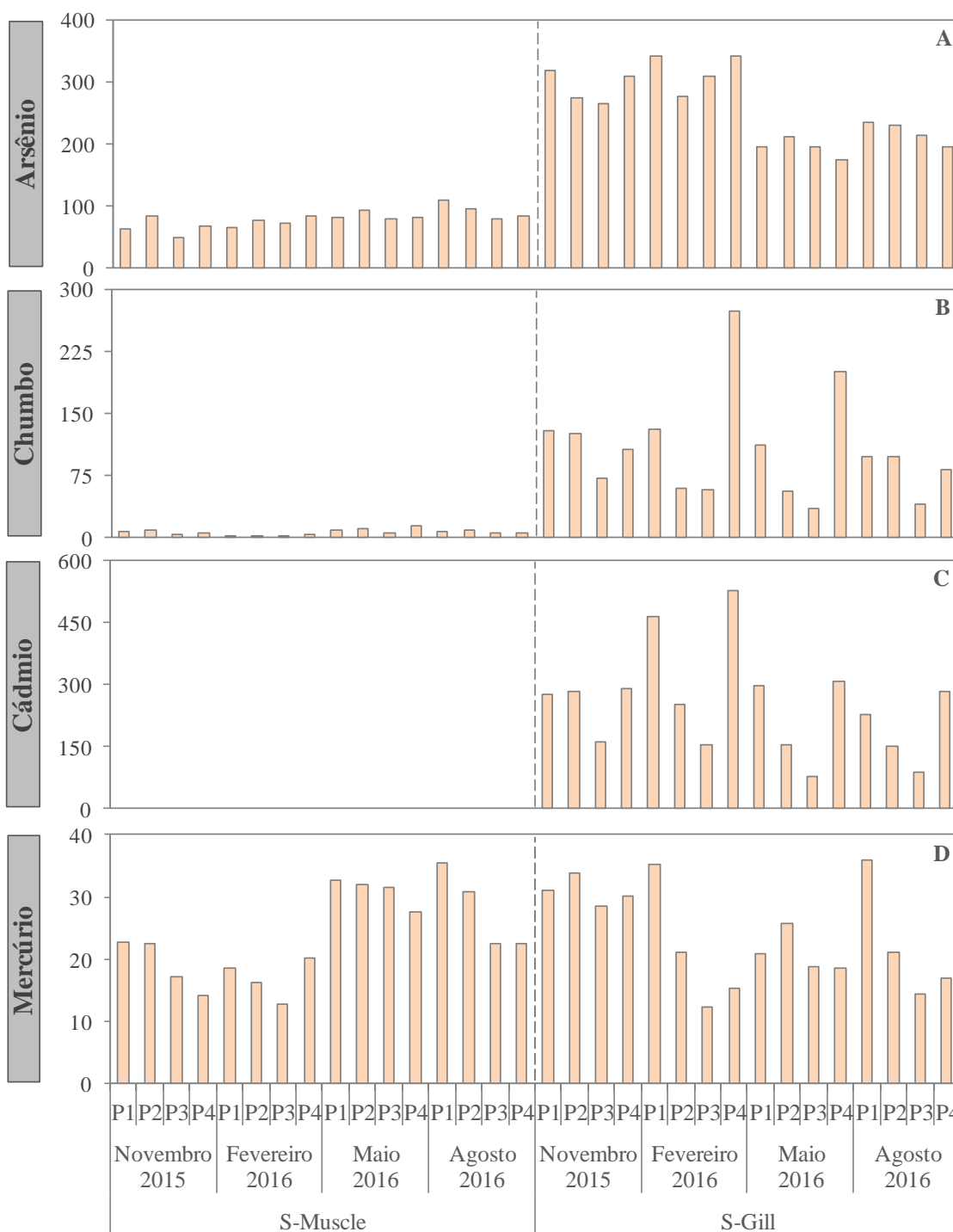


Figura 3. Concentração e Desvio Padrão de (A) arsênio (arsenic), (B) chumbo (lead), (C) cádmio (cadmiun) e (D) nercúrio (mercury) (µg/Kg ww) em músculo (muscle) e brânquias (gill) de camarão (shrimp) nos locais P1, P2, P3 e P4 dos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016.

Nos caranguejos, a menor concentração de arsênio em músculo foi de 171,385 µg/Kg ww, registrado no P4 em Fevereiro/2016, e o maior valor foi 482,528 µg/Kg ww, com registro no P2 em Novembro/2015. Nas brânquias, os valores mínimos e máximos

CAPÍTULO 2

foram de 375,611 e 721,611 $\mu\text{g}/\text{Kg ww}$, nos meses de Novembro e Agosto, respectivamente, ambos no P4 (Figura 3-A). A concentração de arsênio no músculo de caranguejo apresentaram variações significativas entre os locais (S-Muscle, $F=106,950$ e $p=0,000$; S-Gill, $F=3,980$ e $p=0,008$) e os meses (S-Muscle, $F=10,900$ e $p=0,000$; S-Gill, $F=223,520$ e $p=0,000$) de amostragem. Enquanto que maior acúmulo em músculo acontece em Novembro/2015 ($309,418 \pm 94,247 \mu\text{g}/\text{Kg ww}$), as brânquias assimilam mais arsênio no mês de Agosto/2016 ($595,724 \pm 26,374 \mu\text{g}/\text{Kg ww}$). Não existem diferenças entre o acúmulo de arsênio no tecido branquial e muscular dos caranguejos ($F=740,600$ e $p=1,205$) (Figura 4-A).

O menor acúmulo de Pb no tecido muscular foi no P2 de Fevereiro/2016 ($12,328 \mu\text{g}/\text{Kg ww}$), enquanto que o maior foi no P1 em Maio/2016 ($85,867 \mu\text{g}/\text{Kg ww}$). Os menores e maiores valores nas brânquias foram de 160,505 e 470,994 $\mu\text{g}/\text{Kg ww}$ nos locais P2 (Novembro/2015) e P4 (Maio/2016) (Figura 4-B). Nos aspectos espaciais (C-Muscle, $F=7,350$ e $p=0,000$; C-Gill, $F=24,000$ e $p=0,000$) e temporais (C-Muscle, $F=32,950$ e $p=0,000$; C-Gill, $F=14,780$ e $p=0,000$), os tecidos/órgãos diferiram estatisticamente. O acúmulo de Pb em músculo é significativamente menor (C-Muscle x C-Gill, $F=69,090$ e $p=0,000$) que nas brânquias, cerca de 9 vezes menor (Figura 4-B).

No músculo, os valores de cádmio foram inferiores aos limites de quantificação do equipamento. As concentrações nas brânquias variaram de 131,913 a 511,782 $\mu\text{g}/\text{Kg ww}$ em P2 (Novembro/2015) e P4 (Maio/2016) (Figura 4-C). Não houve diferenças entre os meses, somente entre os locais ($H=162,390$ e $p=0,000$) de coleta, sendo o acúmulo significativamente maior no P4, $454,254 \pm 69,460 \mu\text{g}/\text{Kg ww}$.

As concentrações de mercúrio total no músculo variaram de 16.670 a 42.197 $\mu\text{g}/\text{Kg ww}$ nos locais P4 e P3, ambos em Fevereiro/2016 (Figura 4-D). A variação em brânquias foi de 1,789 a 37,596 $\mu\text{g}/\text{Kg ww}$ (Figura 4-D). Os valores foram significativamente diferentes entre os quatro locais (C-Muscle, $F=55,610$ e $p=0,000$; C-Gill, $F=9,960$ e $p=0,000$) e meses (C-Muscle, $F=4,680$ e $p=0,003$; C-Gill, $F=254,990$ e $p=0,000$) de amostragem. Em ambos os tecidos as concentrações são maiores no P3 e em Agosto/2016. As concentrações dos tecidos de caranguejo não foram diferentes entre si ($F=0,836$ e $p=0,360$).

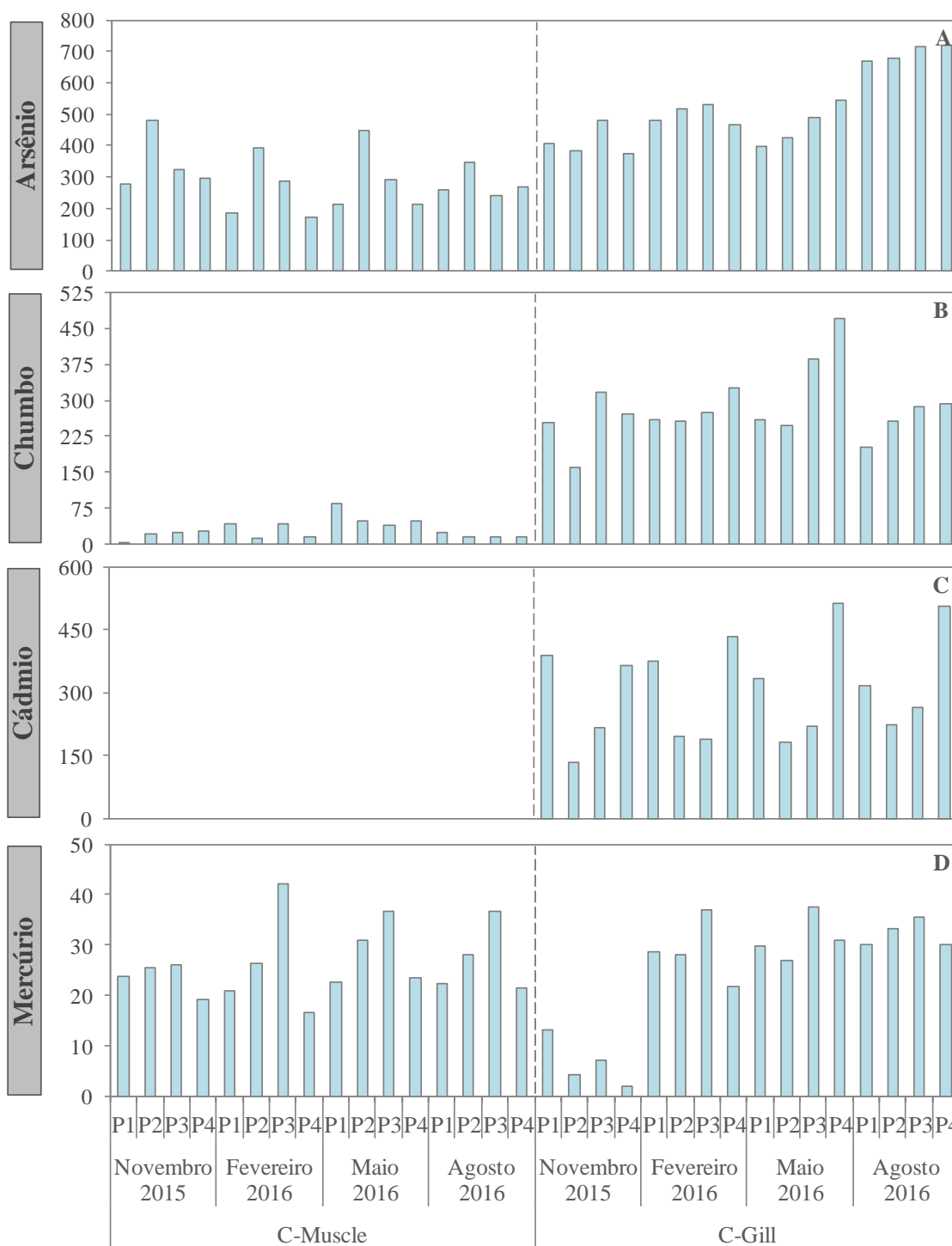


Figura 4. Concentração e Desvio Padrão de (A) Arsênio (Arsenic), (B) Chumbo (lead), (C) Cádmio (Cadmium) e (D) Mercúrio (Mercury) ($\mu\text{g}/\text{Kg ww}$) em músculo (Muscle) e brânquias (Gill) de caranguejo (Crab) nos locais P1, P2, P3 e P4 dos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016.

O HQ de chumbo foi o menor em ambos os organismos ($0,245 \pm 0,119$ e $2,878 \pm 0,824$, camarão e peixe, respectivamente), enquanto que, o quociente de arsênio em camarão foi o maior entre os três elementos estudados ($37,905 \pm 6,792$ e $185,787 \pm$

CAPÍTULO 2

62,509, camarão e peixe, respectivamente). O quociente de risco à saúde dos peixes é cerca de 20 vezes superior que o calculado para camarões. Nos camarões o HQ de As, Hg e Pb são maiores nos meses de Maio/2016 e Agosto/2016, semelhante ao padrão de variação sazonal de mercúrio e chumbo nos peixes, somente arsênio apresentou comportamento diferenciado neste último, este teve maiores quocientes em Fevereiro/2016 (Tabela 3). Em ambos os animais, o quociente de risco para todos os elementos, com exceção do chumbo no camarão, foi superior a 1, sugerindo potencial risco a saúde humana.

O Índice de Risco (HI) em camarão foi maior nos organismos capturados no P2 (54,249), cerca de 20% maior que o menor índice (P3, 43,738), o risco neste animal também é influenciado pela sazonalidade, o maior índice de risco é em Agosto/2016 (57,761), aproximadamente, 40 e 30% maior que em Novembro/2016 (40,960) e Fevereiro/2016 (43,750). A combinação de metais nos peixes resulta em HI de 459,4 no P4, 45% mais elevado que no P1 (317,871), e é observado que o risco maior pelo consumo desta espécie ocorre em Maio/2016 (417,368), 28% acima que em Novembro/2015 (Tabela 3). O Índice de Risco (HI) em camarão foi maior nos organismos capturados no P2 (54,249).

CAPÍTULO 2

1 **Tabela 3.** Concentração média (C_{org}), Dose de Referencia (RfD), Estimativa de Ingestão Diária (EDI), Quociente de Risco (HQ) de arsênio (As),
 2 mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) e Índice de Risco (HI) à saúde humana pelo consumo de camarão e peixe entre os locais (P1, P2, P3 e P4) e meses
 3 (Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016) de amostragem.

Animal	Mês	Local	C_{org} ($\mu\text{g}/\text{Kg ww}$)			RfD			EDI			HQ			HI
			As	Hg	Pb	As	Hg	Pb	As	Hg	Pb	As	Hg	Pb	
Camarão	Novembro/2015	P1	63,644	22,790	7,504	0,0003	0,0003	0,0040	0,009	0,003	0,001	30,307	10,852	0,268	-
		P2	84,816	22,495	8,899	0,0003	0,0003	0,0040	0,012	0,003	0,001	40,389	10,712	0,318	-
		P3	49,600	17,215	5,096	0,0003	0,0003	0,0040	0,007	0,002	0,001	23,619	8,197	0,182	-
		P4	67,275	14,159	6,133	0,0003	0,0003	0,0040	0,010	0,002	0,001	32,035	6,742	0,219	-
	Fevereiro/2016	P1	65,078	18,467	2,739	0,0003	0,0003	0,0040	0,009	0,003	0,000	30,990	8,794	0,098	-
		P2	76,802	16,105	1,850	0,0003	0,0003	0,0040	0,011	0,002	0,000	36,572	7,669	0,066	-
		P3	72,940	12,742	2,336	0,0003	0,0003	0,0040	0,010	0,002	0,000	34,733	6,068	0,083	-
		P4	84,304	20,172	4,936	0,0003	0,0003	0,0040	0,012	0,003	0,001	40,145	9,606	0,176	-
	Maio/2016	P1	82,685	32,647	9,621	0,0003	0,0003	0,0040	0,012	0,005	0,001	39,374	15,546	0,344	-
		P2	93,522	31,951	10,404	0,0003	0,0003	0,0040	0,013	0,005	0,001	44,534	15,215	0,372	-
		P3	78,766	31,480	6,463	0,0003	0,0003	0,0040	0,011	0,004	0,001	37,508	14,991	0,231	-
		P4	82,414	27,456	14,761	0,0003	0,0003	0,0040	0,012	0,004	0,002	39,245	13,074	0,527	-
	Agosto/2016	P1	109,535	35,509	8,626	0,0003	0,0003	0,0040	0,016	0,005	0,001	52,160	16,909	0,308	-
		P2	96,851	30,894	8,944	0,0003	0,0003	0,0040	0,014	0,004	0,001	46,120	14,712	0,319	-
		P3	80,656	22,483	6,326	0,0003	0,0003	0,0040	0,012	0,003	0,001	38,408	10,706	0,226	-
		P4	84,717	22,359	5,250	0,0003	0,0003	0,0040	0,012	0,003	0,001	40,341	10,647	0,188	-
Peixe	Novembro/2015	P1	36,410	13,538	12,097	0,0003	0,0003	0,0040	0,049	0,018	0,016	164,712	61,244	4,104	-
		P4	41,783	50,585	5,905	0,0003	0,0003	0,0040	0,057	0,069	0,008	189,019	228,838	2,004	-
	Fevereiro/2016	P1	59,583	14,960	7,572	0,0003	0,0003	0,0040	0,081	0,020	0,010	269,543	67,677	2,569	-
		P4	64,864	37,752	4,771	0,0003	0,0003	0,0040	0,088	0,051	0,006	293,433	170,781	1,619	-
	Maio/2016	P1	31,513	42,468	8,469	0,0003	0,0003	0,0040	0,043	0,058	0,011	142,561	192,119	2,874	-
		P4	36,451	72,822	8,412	0,0003	0,0003	0,0040	0,049	0,099	0,011	164,896	329,433	2,854	-
	Agosto/2016	P1	28,851	50,834	10,620	0,0003	0,0003	0,0040	0,039	0,069	0,014	130,517	229,962	3,603	-

CAPÍTULO 2

Animal	Mês	Local	C _{org} (µg/Kg ww)			RfD			EDI			HQ			HI
			As	Hg	Pb	As	Hg	Pb	As	Hg	Pb	As	Hg	Pb	
		P4	29,094	70,673	10,017	0,0003	0,0003	0,0040	0,039	0,096	0,014	131,617	319,712	3,398	-
Camarão	-	P1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	51,487
	-	P2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	54,249
	-	P3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	43,738
	-	P4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	48,237
	Novembro/2015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40,960
	Fevereiro/2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	43,750
	Maio/2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55,240
	Agosto/2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	57,761
	-	P1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	317,871
	-	P4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	459,401
Peixe	Novembro/2015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	324,961
	Fevereiro/2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	402,811
	Maio/2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	417,368
	Agosto/2016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	409,405

4

5

DISCUSSÃO

A partir dos dados obtidos foi constatado que o acúmulo de elementos metálicos não é homogêneo entre as espécies, os caranguejos *Minuca mordax* acumulam mais metais em seus tecidos branquiais e musculares em relação às demais espécies abordadas nesta pesquisa, seguidos dos camarões *Macrobrachium amazonicum* e peixes *Propimelodus eigenmanni*, respectivamente. Esta diferença de acúmulo dos elementos entre as espécies reflete a influência do habitat, interações alimentares no padrão de absorção dos elementos metálicos no ecossistema aquático e eficiência das brânquias.

Grande parte de metais ao adentrarem no ambiente aquático pode ser removida da coluna d'água a partir de interações com a matéria orgânica, argila, sulfeto e óxidos e incorporam-se aos sedimentos, estando, portanto, em maiores quantidades neste compartimento que na coluna d'água (Souza et al., 2014; Yang et al., 2009). As significativas concentrações dos elementos metálicos nos sedimentos propiciam um acúmulo maior por parte das espécies que possuem contato direto, como os caranguejos, que se alimentam de microfloras associadas aos sedimentos, detritos, folhas, raízes e bactérias (Nordhaus et al., 2006).

Nas três espécies estudadas, o músculo tende a acumular menos metais que os demais tecidos, branquial e hepático. Os peixes apresentaram concentrações mais elevadas nos fígado, por se tratar do sistema de detoxificação do animal, este dado sugere que após ser ingerido, o organismo busca a eliminação dos elementos metálicos, através da captura dos íons metálicos pela metalotioneínas. Embora sejam retidas pelo sistema hepático, evitando que se acumulem em outros tecidos e órgãos, muitas substâncias em sua forma natural mesmo não sendo tóxicas, quando metabolizadas pelo fígado transformam-se em subprodutos de elevada toxicidade, podendo decorrer em alterações morfológicas neste órgão (Fanta et al., 2003).

As brânquias dos camarões, caranguejos e peixes acumulam consideravelmente mais metais que o músculo desses animais. Este padrão de acúmulo pelas brânquias deve ao contato direto deste tecido com o ambiente aquático, à sua área de superfície, filtração da água para as trocas gasosas e captura dos íons presentes na água, que propiciam maior a retenção dos elementos em comparação com o músculo, o qual tem baixa relação com metais em decorrência do volume ocupado no corpo animal e da elevada presença de cálcio que compete pelo mecanismo de transporte (Copaja et al., 2017; Loaiza et al., 2020). Dos quatro elementos, o chumbo e o cádmio foram os que apresentaram as menores concentrações no músculo dos organismos, eles tendem a

CAPÍTULO 2

ficarem retidos nas brânquias, e em acúmulos exacerbados, podem acarretar na ineficiência deste tecido, em virtude da ligação a trocadores inseridos nas membranas, dificultando o funcionamento normal e a captação iônica (Vinodhini and Narayanan, 2008).

Alguns metais depois de ingeridos podem ser absorvidos e excretados pela urina e/ou fezes. A assimilação destes elementos pode ser rápida e estes permanecerem retidos nos tecidos por um período maior antes da excreção. Devido a capacidade dos organismos de excretar os elementos metálicos, normalmente, não são observadas características de biomagnificação trófica. Esta característica também reflete no maior acúmulo pelas brânquias, tecido de primeiro contato e porta de entrada. Desta forma, também é compreendido que após absorção por este tecido os níveis de metais tendem a reduzir suas concentrações nos demais tecidos e órgãos (Hassan and Ihmed, 2016).

A concentração dos metais nos tecidos biológicos varia de acordo com a espécie, a função desta do ecossistema e o tempo de exposição. Normalmente, os acúmulos em tecidos moles refletem à uma exposição aguda, e como decorrer do tempo este acúmulo propendem para tecidos duros, como ossos, dentes e exoesqueletos e a órgãos que desempenham a função de tomada e eliminação dos contaminantes (Li et al., 2016).

Com algumas exceções, as concentrações dos elementos metálicos no músculo e brânquias dos caranguejos e peixes são maiores nos meses de Maio e Agosto, período no qual a incidência pluviométrica reduz. Ao longo do período chuvoso, os rios são “abastecidos” por materiais lixiviados dos solos os que margeiam. Após este período, a intensa remobilização dos sedimentos diminui, favorecendo, então, a deposição dos compostos presentes na coluna d’água e posterior absorção pelos animais que estão em contato com o sedimento de fundo (Loaiza et al., 2020).

Contrapondo com as brânquias dos camarões, os quais concentraram mais elementos metálicos no período de maior incidência pluviométrica, a constante lixiviação, a remobilização da água, e resuspensão do sedimento de fundo, favorece disponibilidade destes elementos na água e conseqüente a absorção pelo tecido branquial desta espécie.

De forma genérica, os indivíduos capturados no P4, local mais afastado das influências do lixão do Aurá, apresentaram as menores concentrações nos tecidos estudados, entretanto, o padrão de acúmulo não foi homogêneo para todas as espécies e meses. Os camarões apresentaram maiores concentrações nos Ponto 1, enquanto que os caranguejos no Ponto 2. Demonstrando que o habitat e nicho ecológico das espécies

CAPÍTULO 2

bem como os fluxos de vazão dos rios e características dos elementos podem interferir diretamente no padrão de acúmulo de compostos inorgânicos pelos organismos, deixando suscetíveis aos impactos os organismos que estejam distantes das fontes poluidoras.

Considera-se que o valor de THQ e HI superior a 1, a população exposta ao alimentos contaminados poderá ter efeitos deletérios, e como os seres humanos estão suscetíveis a vários poluentes, podem ter efeitos combinados destes e ocorrência de sobreposição de agravos (Li et al., 2013). No entanto, estes índices, THQ e HI, não medem diretamente o risco e resposta, porque não definem especificamente nenhuma relação dose-resposta (Li et al., 2013; Ahmed et al., 2015; Bakia et al., 2018).

O valor da ingestão diária de arsênio, chumbo e mercúrio nos organismos foi de 4 a 329 vezes maiores que os valores de referências para estes metais. O índice de risco (HI), o qual avalia a exposição a partir do combinado de metais, foi superior a 1 para ambos os organismos (camarão e peixe), mostrando que há risco significativo no consumo desses pescados para a população que reside ao entorno da bacia do Aurá. Outros trabalhos, como o desenvolvido na China, com ingestão de crustáceos e peixes semelhante ao do Brasil, não expuseram valores de perigo significativo para as populações locais (Gu et al., 2016).

Camarões e peixes de Bangladesh, ao tratar-se de As, Pb e Hg isoladamente foram considerados fontes seguras para consumo, no entanto, ao avaliar o índice de risco (HI) dos metais, o resultado torna-se preocupante e evidencia a exposição por meio da inserção dessas fontes na alimentação (Bakia et al., 2018). No Egito, os quocientes de risco de Pb e Hg também não evidenciam risco para a população, entretanto, o HQ de Arsênio apresentou altos valores, e o índice de risco para camarão e peixe também foram altos, demonstrando, possíveis efeitos danosos no consumo destes (Atia et al., 2018).

Apesar de consumo inferior que em outras localidades do mundo, o Brasil expressa índices de risco superiores, mostrando que os níveis dos contaminantes metálicos nas fontes proteicas oriundas dos ambientes aquáticos brasileiros são mais elevados. Este fato, indica ainda, a preocupante exposição das populações ribeiras que possuem consumo mais elevadas que as médias brasileiras, visto que, crustáceos e peixes costumam ser a única fonte proteica destas comunidades.

CONCLUSÃO

A partir dos dados obtidos nesta pesquisa conclui-se que os caranguejos *Minuca mordax* acumulam maiores teores de metais que os camarões *Macrobrachium amazonicum* e os peixes *Propimelodus eignmanni*. As brânquias dos camarões e caranguejos, assim como o fígado dos peixes acumulam mais elementos metálicos que o tecido muscular das três espécies estudadas.

O ciclo sazonal interfere significativamente no acúmulo de metais, com maiores teores no período seco, Agosto/2016. E especialmente, os organismos mais afastados da fonte poluidora (P4) tendem a apresentarem concentrações menores dos elementos inorgânicos, evidenciando a influência do lixão nos organismos aquáticos.

A partir do índice de risco calculado para os peixes e camarões capturados nos 4 locais de amostragens e nos quatro períodos sazonais é observado, as duas espécies apresentaram HI superior a 1, evidencia o risco a saúde humana pelo consumo destas proteínas com as atuais taxas de metais em seus tecidos musculares.

Tendo em vista a absorção dos elementos metálicos e a oscilação no acúmulo destes, as três espécies *Minuca mordax*, *Macrobrachium amazonicum* e *Propimelodus eignmanni* podem ser consideradas bioindicadoras de ecossistemas aquáticos adjacentes às áreas urbanas.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam sua gratidão ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Universidade Federal do Pará (UFPA) e Instituto Evandro Chagas (IEC) por financiar o trabalho e por fornecer suporte de laboratório para a pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE, 2015. Panorama of solid waste in Brazil 2015. Abrelpe 92. <https://doi.org/ISSN 2179-8303 9>
- Ahmed, K., Baki, M.A., Islam, Saiful Kundu, Goutam Kumar Mamun, Habibullah Al Sarkar, Santosh Kumar Hossain, M., 2015. Human health risk assessment of heavy

- metals in tropical fish and shellfish collected from the river Buriganga , Bangladesh. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 2015 15880–15890. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4813-z>
- Akoteyon, I.S., Olalude, G.A., Mbata, U.A., 2011. Investigation of Heavy Metal Contamination in Groundwater Around Landfill site in a Typical Sub-urban Settlement in Alimosho, Lagos-Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Sanit.* 6, 155–163.
- ALBRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), 2016. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.
- ALBRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), 2013. Panorama dos resíduos Sólidos No Brasil. São Paulo.
- Amyot, M., Clayden, M.G., MacMillan, G.A., Perron, T., Arscott-Gauvin, A., 2017. Fate and Trophic Transfer of Rare Earth Elements in Temperate Lake Food Webs. *Environ. Sci. Technol.* 51, 6009–6017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00739>
- Anastopoulos, I., Bhatnagar, A., Lima, E.C., 2016. Adsorption of rare earth metals: A review of recent literature. *J. Mol. Liq.* 221, 954–962. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.06.076>
- Ashton, E.C., Macintosh, D.J., Hogarth, P.J., 2003. A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *J. Trop. Ecol.* 19, 127–142. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003158>
- Atia, A.S., Darwish, W.S., Zaki, M.S., 2018. Monitoring of heavy metal residues, metal-metal interactions and the effect of cooking on the metal load in shellfish. *J. Anim. Plant Sci.* 28.
- Bakia, M.A., Hossaina, M.M., Aktera, J., Quraishib, S.B., Shojiba, M.F.H., Ullahb, A.K.M.A., Khanc, M.F., 2018. Concentration of heavy metals in seafood (fishes, shrimp , lobster and crabs) and human health assessment in Saint Martin Island, Bangladesh. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 159, 153–163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.035>
- Bauer, R.T., 2004. Remarkable Shrimps: Adaptations and Natural History of the Carideans. University of Oklahoma, Norman, Oklahoma, USA.
- Bedê, L.M., Oshiro, L.M.Y., Mendes, L.M.D., Silva, A.A., 2008. Comparação da estrutura populacional das espécies de *Uca* (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) no Manguezal de Itacuruçá, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 25, 601–607. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752008000400004>

- Bosco-Santos, A., Luiz-Silva, W., Dantas, E.L., 2018. Tracing Rare Earth Element Sources in *Ucides cordatus* Crabs by Means of $^{147}\text{Sm}/^{144}\text{Nd}$ and $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ Isotopic Systematics. *Water, Air, Soil Pollut.* 229. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-018-3990-z>
- BRASIL, 2010. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos.
- Brito, N.N., Paterniani, J.E.S., Brota, G.A., Pelegrini, R.T., 2011. Avaliação da Redução da Poluição do Chorume Tratado por Processo Fotoquímico. *AUGMDOMUS* 3, 20–30.
- Camargo, M., Leão, J., Oliveira, A., Márcio, A., Silva, E., Acácio, F., Silva, G., Sampaio, L., Viana, M., Antunes, T., Silva, W., 2009. Matapi pet: uma nova proposta para a exploração sustentável do camarão amazônico *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862). *Uakari* 5, 91–96, jun.
- 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. *Environ. Pollut.* 121, 129–136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X)
- Cavalcante, D.V., da Silva, B.B., Martinelli-Lemos, J.M., 2012. Biodiversity of decapod crustaceans in the estuarine floodplain around the city of belém (Pará) in Brazilian amazonia. *Zoologia* 29, 203–209. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702012000300003>
- Chabukdhara, M., Nema, A.K., 2013. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: Probabilistic health risk approach. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 87, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.08.032>
- Chen, R.T., Tsai, C.F., Tzeng, W.N., 2009. Freshwater prawns (*macrobrachium* Bate, 1868) of Taiwan with special references to their biogeographical origins and dispersion routes. *Crustac. Biol.*
- Copaja, S. V., Pérez, C.A., Vega-Retter, C., Véliz, D., 2017. Heavy Metal Content in Chilean Fish Related to Habitat Use, Tissue Type and River of Origin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 99, 695–700. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2200-9>
- Corbi, J.J., Froehlich, C.G., Strixino, S.T., Santos, A. Dos, 2010. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. *Quim. Nova* 33, 644–648. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300030>
- Costa, B.N.S., Almeida, H.P., da Silva, B.C.P., de Figueiredo, L.G., de Oliveira, A.M.,

- Lima, M. de O., 2020. *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) Used to Biomonitor Mercury Contamination in Rivers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 78, 245–253. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00683-0>
- Costa, B.N.S.B.N.S., Pinheiro, S.C.C.S.C.C., Amado, L.L., De Oliveira Lima, M., Lima, M.D.O., 2016. Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Ecol. Indic.* 61, 526–545. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.005>
- Costa, R.C., Fransozo, A., Freire, F.A.D.M., Castilho, A.L., 2007. Abundance and Ecological Distribution of the “ Sete-Barbas ” Shrimp *Xiphopenaeus Kroyeri* (Heller , 1862) (Decapoda : Penaeoidea) in Three Bays of the Ubatuba Region , South-. *Gulf Caribb. Res.* 19, 33–41. <https://doi.org/10.18785/gcr.1901.04>
- Depountis, N., Koukis, G., Sabatakakis, N., 2009. Environmental problems associated with the development and operation of a lined and unlined landfill site: a case study demonstrating two landfill sites in Patra, Greece. *Environ. Geol.* 56, 1251–1258. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1224-1>
- Dong, S., Liu, B., Tang, Z., 2008. Investigation and modeling of the environment impact of landfill leachate on groundwater quality at Jiaxing Southern China. *J Env. Technol Eng* 1, 23–30.
- Fadigas, F. de S., Amaral-Sobrinho, N.M.B. do, Mazur, N., Anjos, L.H.C. dos, Freixo, A.A., 2002. Natural contents of heavy metals in some brazilian soil classes. *Bragantia* 61, 151–159.
- Fanta, E., Rios, F.S., Romão, S., Vianna, A.C.C., Freiburger, S., 2003. Histopathology of the fish *Corydoras paleatus* contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54, 119–130. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00044-1](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00044-1)
- Freire, J.L., Marques, C.B., da Silva, B.B., 2012. Crescimento e avaliação do estoque de *Macrobrachium amazonicum* em um estuário do Nordeste do Pará, Brasil. *Bol. do Inst. Pesca* 38, 215–229.
- García-Dávila, C.R., Magalhães, C., Guerrero, J.C.H., 2005. Morphometric variability in populations of *Palaemonetes* spp. (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from the Peruvian and Brazilian Amazon Basin. *Ilheringia, Série Zool.* 95, 327–334.
- Gu, Y., Huang, H., Lin, Q., 2016. Concentrations and human health implications of heavy metals in wild aquatic organisms captured from the core area of Daya Bay’ s Fishery Resource Reserve, South China Sea. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 45, 90–

94. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.05.022>
- Gutiérrez-Gutiérrez, S.C., Coulon, F., Jiang, Y., Wagland, S., 2015. Rare earth elements and critical metal content of extracted landfilled material and potential recovery opportunities. *Waste Manag.* 42, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.024>
- Hassan, M., Ihmed, M., 2016. Heavy metal toxicity - metabolism, absorption, distribution, excretion and mechanism of toxicity for each of the metals. *World News Nat. Sci.* 4, 20–32.
- Holthuis, L.B., 1951. The Caridean Crustacea of the tropical West Africa. *Atl. Rep.* 2, 19–187.
- IBGE, I.B. de G. e E., 2011. Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009.
- INMET, 2014. Instituto Nacional de Meteorologia [WWW Document]. URL <http://www.inmet.gov.br/> (accessed 8.12.14).
- Khatri, N., Tyagi, S., 2015. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Front. Life Sci.* 8, 23–29. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>
- Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *J. Sea Res.* 59, 30–43. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.004>
- Leite, M.S.B., Barros, F.M., Silva, D.P., Jesus, F.W.A., Carvalho, S.R., 2013. Coleta de água: amostragem em ambientes lóticos. *Enciclopédia Biosf. Cent. Científico Conhecer-Goiânia* 9, 2136–2153.
- Li, J., Huang, Z.Y., Hu, Y., Yang, H., 2013. Potential risk assessment of heavy metals by consuming shellfish collected from Xiamen, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 2937–2947. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1207-3>
- Li, L., Tian, X., Yu, X., Dong, S., 2016. Effects of Acute and Chronic Heavy Metal (Cu, Cd, and Zn) Exposure on Sea Cucumbers (*Apostichopus japonicus*). *Biomed Res. Int.* 2016, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2016/4532697>
- Li, X., Lee, S., Wong, S., Shi, W., Thornton, I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environ. Pollut.* 129, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.030>
- Lima, J. de F., Santos, T. dos S. e, 2014. Aspectos econômicos e higiênico-sanitários da comercialização de camarões de água doce em feiras livres de Macapá e Santana, Estado do Amapá. *Biota Amaz.* 4, 1–8.

CAPÍTULO 2

- Liu, H., Liu, G., Yuan, Z., Ge, M., Wang, S., Liu, Y., Da, C., 2019. Occurrence, potential health risk of heavy metals in aquatic organisms from Laizhou Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.* 140, 388–394. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.067>
- Loaiza, I., Pillet, M., De Boeck, G., De Troch, M., 2020. Peruvian scallop *Argopecten purpuratus*: From a key aquaculture species to a promising bioindicator species. *Chemosphere* 239, 124767. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124767>
- Lortholarie, M., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., François, Y., Herrenknecht, C., Poirier, L., 2019. Rare earth element bioaccumulation in the yellow and silver European eel (*Anguilla anguilla*): A case study in the Loire estuary (France). *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134938>
- Loureiro, R.S., Saraiva, J.M., Saraiva, I., Senna, R.C., Fredó, A.S., 2014. Estudo dos eventos extremos de precipitação ocorridos em 2009 no Estado do Pará. *Rev. Bras. Meteorol.* 29, 83–94.
- Lundberg, J.G., Littmann, M.W., 2003. Pimelodidae (Long-whiskered catfishes), in: Reis, S.O., Kullander, C., Ferraris, J. (Eds.), *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil, pp. 432–446.
- MacMillan, G.A., Chételat, J., Heath, J.P., Mickpegak, R., Amyot, M., 2017. Rare earth elements in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems in the eastern Canadian Arctic. *Environ. Sci. Process. Impacts* 19, 1336–1345. <https://doi.org/10.1039/c7em00082k>
- Magalhães, C., Pereira, G., 2007. Assessment of the decapod crustacean diversity in the Guayana Shield region aiming at conservation decisions. *Biota Neotrop.* 7, 1–14.
- Mantelatto, F.L., Pillegi, L.G., Suárez, H., Magalhães, C., 2008. First record and extension of the known distribution of the inland prawn, *Macrobrachium aracamuni* Rodríguez, 1982 (Decapoda, Palaemonidae) in Brazil. *Crustaceana* 81, 241–246.
- Matos, F.O.O.O., Moura, Q.L.L., Conde, G.B.B., MORALES, G.P.P.P., Brasil, E.C., Brasil, É.C., Brasil, E.C., Brasil, É.C., Brasil, E.C., Brasil, É.C., 2011. Impactos ambientais decorrentes do aterro sanitário da região metropolitana de Belém-Pa: Aplicação de ferramentas de melhoria ambiental. *Caminhos da Geogr.* 12, 297–305.
- Mayfield, D.B., Fairbrother, A., 2015. Examination of rare earth element concentration patterns in freshwater fish tissues. *Chemosphere* 120, 68–74.

- <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.010>
- Mshelia, A.D., 2015. Solid waste management : An urban environmental sanitation problem in Nigeria. *Sky J. Soil Sci. Environ. Manag.* 4, 34–39.
- Nagashima, L.A., Barros Júnior, C., Silva, C.A. da, Fujimura, A.S., 2009. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranaíba, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci. Heal. Sci.* 31. <https://doi.org/10.4025/actascihealthsci.v31i1.1154>
- Nordhaus, I., Wolff, M., Diele, K., 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67, 239–250. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.022>
- Nussey, G., Van Vuren, J.H.J., Du Preez, H.H., 2000. Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water SA* 26, 269–284.
- Onsanit, S., Ke, C., Wang, X., Wang, K.J., Wang, W.X., 2010. Trace elements in two marine fish cultured in fish cages in Fujian province, China. *Environ. Pollut.* 158, 1334–1342. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.012>
- Parisi, B.M., Lundberg, J.G., Donascimento, C., 2006. *Propimelodus caesius* a new species of long-finned pimelodid catfish (Teleostei: Siluriformes) from the Amazon Basin, South America. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia* 155, 67–78. <https://doi.org/10.1635/i0097-3157-155-1-67.1>
- Pileggi, L.A., Magalhães, C.C., Bond-Buckup, G., Mantelatto, F.L., 2013. new records and extension of the known distribution of some freshwater shrimps in Brazil. *Rev. Mex. Biodivers.* 84, 563–574.
- Ribeiro, E.G.P., 2018. Fragilidade Ambiental da Microbacia do Rio Murucutu na Amazônia Oriental. Belém. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Rocha, M.S., De Oliveira, R.R., Rapp Py-Daniel, L.H., 2007. A new species of *Propimelodus* Lundberg & Parisi, 2002 Siluriformes: Pimelodidae from rio Araguaia, Mato Grosso, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 5, 279–284. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300007>
- Santo, V.C.P., 2014. Aurá de Gentes, Lixo e Água: Ação Pública e Racionalidades em confronto em Belém (Pa). *Rev. Direito da Cid.* 6, 65–89. <https://doi.org/10.12957/rdc.2014.10702>
- Shelton, J.M., Bird, M.S., 2016. Non-native rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) occupy a different trophic niche to native Breede River redbfin (*Pseudobarbus*

- burchelli) which they replace in South African headwater streams. *Ecol. Freshw. Fish* 26, 484–496. <https://doi.org/10.1111/eff.12293>
- Silva, L.M.A., Lima, J.F., Takiyama, L.R., 2016. The Recruitment Pattern of *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) in Two Areas of the Amazon River Mouth, Amapá State, Brazil. *Biota Amaz.* 6, 97–101. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n3p97-101>
- Simpson, S.L., Batley, G.E., Chariton, A.A., Stauber, J.L., King, C.K., Chapman, J.C., Hyne, R. V, Gale, S.A., Roach, A.C., Maher, W.A., 2005. Handbook for Sediment Quality Assessment. Centre for Environmental Contaminants Research, Bangor, NSW.
- Siqueira, G.W., Aprile, F., 2013. Avaliação de risco ambiental por contaminação metálica e material orgânico em sedimentos da bacia do Rio Aurá, Região Metropolitana de Belém -PA. *Acta Amaz.* 43, 51–62. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100007>
- Souza, J.M.T. de, Paixão, J.F. da, Nascimento, S.A. de M., Barbosa, J.S.F., Dominguez, J.M.L., 2014. Ocorrência de metais nos sedimentos marinhos da plataforma continental entre Itacaré e Olivença (BA). *Geochim. Bras.* 28, 161–170. <https://doi.org/10.5327/z0102-9800201400020005>
- Squadrone, S., Brizio, P., Stella, C., Mantia, M., Battuello, M., Nurra, N., Mussat, R., Orusa, R., Robetto, S., Brusa, F., Mogliotti, P., Garrone, A., Cesarina, M., Sartor, R.M., Orusa, R., Robetto, S., Brusa, F., Mogliotti, P., Garrone, A., Abete, M.C., 2019. Rare earth elements in marine and terrestrial matrices of Northwestern Italy: Implications for food safety and human health. *Sci. Total Environ.* 660, 1383–1391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.112>
- Teles, L.T., Zara, L.F., Furlanetto, U.L.R.E., Jr., N.J.D.S., 2008. Elementos traço em peixes de interesse comercial do rio caiapó (goiás, brasil) em área sob impacto ambiental. *Estudos* 35, 1055–1067.
- Tepanosyan, G., Maghakyan, N., Sahakyan, L., Saghatelyan, A., 2017. Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 142, 257–265.
- US EPA, (United States Environmental Protection Agency), 2019. Resional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables.
- Vinodhini, R., Narayanan, M., 2008. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 5,

179–182.

- Wang, F., 2000. Relation of sediment characteristics to trace metal concentrations: a statistical study. *Water Res.* 34, 694–698. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00184-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00184-0)
- Wang, X., Xie, B., Wu, D., Hassan, M., Huang, C., 2015. Characteristics and risks of secondary pollutants generation during compression and transfer of municipal solid waste in Shanghai. *Waste Manag.* 43, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.005>
- Wang, Z., Yin, L., Xiang, H., Qin, X., Wang, S., 2019. Accumulation patterns and species-specific characteristics of yttrium and rare earth elements (YREEs) in biological matrices from Maluan Bay, China: Implications for biomonitoring. *Environ. Res.* 179, 108804. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108804>
- Widianarko, B., Van Gestel, C.A.M., Verweij, R.A., Van Straalen, N.M., 2000. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 46, 101–107. <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1879>
- Wowor, A.M., Muthu, V., Meier, R., Balke, M., Cai, Y.X., Ng, P.K.L., 2009. Evolution of life history traits in Asian freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) based on multilocus molecular phylogenetic analysis. *Mol. Phylogenet. Evol.* 52, 340–350.
- Yang, L., Wang, X., Nie, H., Shao, L., Wang, G., Liu, Y., 2016. Residual levels of rare earth elements in freshwater and marine fish and their health risk assessment from Shandong, China. *Mar. Pollut. Bull.* 107, 393–397. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.034>
- Yang, Z., Wang, Y., Shen, Z., Niu, J., Tang, Z., 2009. Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China. *J. Hazard. Mater.* 166, 1186–1194. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.034>
- Zuanon, J., Ferreira, E., 2008. Feeding ecology of fishes in the Brazilian Amazon: a naturalistic approach, in: Cyrino, J.E.P., Bureau, D.P., Kapoor, B.G. (Eds.), *Feeding and Digestive Functions of Fishes*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 1–35.

CAPÍTULO 3

ELEMENTOS TERRAS RARAS EM ORGANISMOS AQUÁTICOS DULCÍCOLAS DA AMAZÔNIA

Brenda Natasha Souza Costa^{1,2}, Marjorie Lortholarie³, Marcelo de Oliveira Lima^{1,2},
Aurore Zalouk-Vergnoux³

¹ Universidade Federal do Pará

² Instituto Evandro Chagas

³ Universidade de Nantes

RESUMO

Os Elementos Terras Raras (REEs), em decorrência de suas características físicas e químicas são frequentemente utilizados em produtos de cotidianos de alta tecnologia e a partir do momento que são inseridos no ambiente, os REEs podem permanecer por muitos anos. Estes se depositam nos sedimentos e/ou são assimilados pelos organismos aquáticos. Com isto, este trabalho elucidou informações sobre os Elementos Terras Raras (REEs) em três grupos de organismos aquáticos dulcícolas de uma área a proximidade de um lixão a céu aberto da região amazônica. A partir do levantamento de dados, foi constatado que o níveis de Σ REE nos caranguejos *Minuca mordax* foram 10 vezes maiores que os camarões *Macrobrachium amazonicum* e 220 vezes mais altos que nos peixes *Propimelodus eignmanni*. O padrão de acúmulo das categorias de REEs (leves, médios e pesados) foi semelhante nas três espécies, LREE>HREE>MREE. Sazonalmente, no período seco, os espécimes apresentaram maiores concentrações de REEs que nos demais meses de amostragem. Apenas MREE e HREE dos caranguejos diferiram entre os locais de coleta, e estes foram significativamente maiores no local mais próximo da fonte poluidora, diminuindo na área controle. Esta é uma forte evidência que os MREE e HREE são contaminantes associados ao lixiviado de lixões a céu aberto, um problema para a maioria das cidades da Amazônia e também em outros países. E Considerando a capacidade de absorção de REEs e influência sazonal no acúmulo destes, o caranguejo *Minuca mordax* pode ser considerado um excelente bioindicador de ecossistemas aquáticos adjacentes às áreas urbanas. No mais, este estudo constitui a primeira investigação de REEs em espécies dulcícolas residentes de áreas próximas a ambientes de deposição inadequada de resíduos domésticos, industriais e hospitalares, com isto, oportuniza informações básicas, porém de relevância para futuras pesquisas em ambientes aquáticos sob pressão antrópicas.

PALAVRAS-CHAVE

REEs; Amazônia; Sazonalidade; Crustáceos; Peixes

INTRODUÇÃO

As recentes alterações no modo e qualidade de vida aliadas ao crescimento econômico e industrial foram responsáveis pelo aumento na produção de resíduos sólidos urbanos (RSUs). Na maioria dos países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento não houve investimentos suficientes em processos para reduzir, reciclar, reutilizar, recuperar e reintegrar (5R) ou ao menos para garantir a destinação mais adequada dos mesmos (Akoteyon et al., 2011). No Brasil, desde 2014 foi proibido o acondicionamento dos RSUs a céu aberto, porém, a implementação e operacionalização de aterros sanitários controlados efetivamente não ocorreu na maioria das cidades brasileiras, principalmente sob a alegação dos elevados custos. No entanto, uma parcela significativa pode ser atribuída a ineficiência ou ausência de fiscalização e controle por parte dos órgãos de controle ambiental (BRASIL, 2010).

A disposição final dos RSUs em vazadouros é em nosso planeta a forma mais comum e antiga de eliminação dos RSUs. Estes, historicamente, se transformaram na principal opção de países com grande disponibilidade de terra e ocorrem sem cuidados ambientais ou quaisquer definições de estratégias para tratamento prévio ou impermeabilização do solo, muito menos da conscientização dos indivíduos quanto aos possíveis impactos ambientais e risco a saúde humana (Dong et al., 2008; Akoteyon et al., 2011). Portanto, nestes são depositados todos os tipos de resíduos oriundos de setores industriais, domésticos, hospitalares, construção civil, entre outros (Mshelia, 2015).

Este modelo de gestão dos RSUs, comum na Amazônia, gera impactos ambientais que ameaçam os ecossistemas aquáticos e coloca em risco a saúde tanto dos indivíduos que manipulam os resíduos para sua sobrevivência (catadores de lixo) quanto as populações que residem próximo dessas áreas (Depountis et al., 2009; Wang et al., 2015).

O carregamento de efluentes não tratados, diretamente para os corpos hídricos adjacentes aos lixões ou percolados para os aquíferos subterrâneos, podem contaminar as águas naturais com elementos metálicos (Matos et al., 2011). Considerando ser comum nos vazadouros a mistura de vários tipos de RSUs, podemos afirmar que através do lixiviado serem disponibilizados tanto elementos de maior distribuição e fácil extração, como arsênio (As), cobre (Cu), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e zinco (Zn), quanto de menor distribuição, como os elementos terras raras (REEs) (Gutiérrez-Gutiérrez et al., 2015).

CAPÍTULO 3

Terras raras (REEs) é um grupo formado por 17 elementos que possuem propriedades físicas e químicas similares. Entre estes, 15 são denominados de lantanídeos (LN), que incluem os elementos na série do Lantânio (La), número atômico 57, ao Lutécio (Lu), número atômico 71 (Maiorfield e Fairbrother, 2015; Squadrone et al., 2019). A partir dos respectivos números atômicos, estes podem ser subdivididos em REEs leve (LREE), que agrupam Lantânio (La), Cério (Ce), Praseodímio (Pr) e Neodímio (Nd), REEs médio (MREE), que englobam Samário (Sm), Európio (Eu) e Gadolínio (Gd); e REEs pesado (HREE), que reúne Térbio (Tb), Disprósio (Dy), Túlio (Tm), Itérbio (Yb), Hólmio (Ho), Erbóio (Er), Lutécio (Lu) e Ítrio (Y) (Lortholárie et al., 2019).

Os REEs, em decorrência de suas características físicas e químicas são frequentemente utilizados em produtos de cotidianos de alta tecnologia, como lâmpadas fluorescentes, celulares, baterias, computadores, painéis solares, lasers, super-ímãs e supercondutores. Portanto, estão presentes nos diferentes setores da sociedade e provavelmente presentes em resíduos domésticos, industriais, hospitalares, agropecuários, da construção civil, da mineração, entre outros. (Maiorfield e Fairbrother, 2015; Anastopoulos et al., 2016; Squadrone et al., 2019).

Desde o processamento dos compostos contendo REEs até o uso e disposições finais inadequadas dos produtos podem ocorrer liberações desses elementos para o ambiente. Aliada à extensa utilização dos mesmos ocorre um crescimento gradual das suas emissões dos mesmos para os ambientes aquáticos e terrestres podendo ser facilmente absorvidos pelos organismos e atingirem os diferentes níveis tróficos (Yang et al., 2016). Entretanto, apesar da ampla aplicação dos elementos de terras raras, pouco ainda é conhecido a respeito da toxicologia e características de bioacumulação desses metais nos organismos. Mas sabe-se que estes não possuem função biológica e podem substituir o cálcio isomorfamente na rede de bioapatita (Bosco-Santos et al., 2018; Squadrone et al., 2019).

A partir do momento que são inseridos no ambiente, os REEs podem permanecer por muitos anos. Estes se depositam nos sedimentos e através da cadeia trófica são assimilados pelo plâncton, animais de pequeno porte, ou até mesmo por organismos no topo da cadeia, como tubarões (Yang et al., 2016).

Entre os crustáceos, os camarões vivem na coluna d'água, com preferência para áreas mais próximas ao fundo e são consumidores de algas, detritos animais e vegetais e outros pequenos organismos (Costa et al., 2007). A maioria das espécies de caranguejos

CAPÍTULO 3

possui como habitat os sedimentos através do qual cavam profundas tocas para se protegerem de predadores e oportunamente saem em busca de alimentos (Kristensen, 2008). A ictiofauna é bem diversificada em nichos, habitat e posição trófica, possuindo representantes em diferentes níveis tróficos na cadeia alimentar aquática, com representantes desde os níveis iniciais aos mais superiores (Shelton and Bird, 2016). Com isto, neste estudo foram quantificados os níveis de elementos terras raras em organismos aquáticos (peixe, camarão e caranguejo) capturados em rios próximos à vazadouro na Amazônia, permitindo registrar o primeiro relato dos impactos dos REEs sobre os estoques naturais da região.

MATERIAL AND MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Aurá, corpo hídrico localizado ao lado de lixão a céu aberto que recebe os RSUs de toda Região Metropolitana de Belém (Figura 1), Estado do Pará, Norte do Brasil. A precipitação média anual na região é de 2.300 a 2.800 mm e a variação sazonal é caracterizada por quatro períodos distintos: I) transição seco-chuvoso (Novembro a Janeiro); II) chuvoso (Fevereiro a Abril), III) transição chuvoso-seco (Maio a Julho) e; IV) seco (Agosto a Outubro) (INMET, 2014). Porém, cabe registrar que o padrão de sazonalidade na região amazônica é caracterizado pela elevada heterogeneidade devido a influências climáticas de origem natural e antrópica (Costa et al., 2016; Loureiro et al., 2014).

CAPÍTULO 3

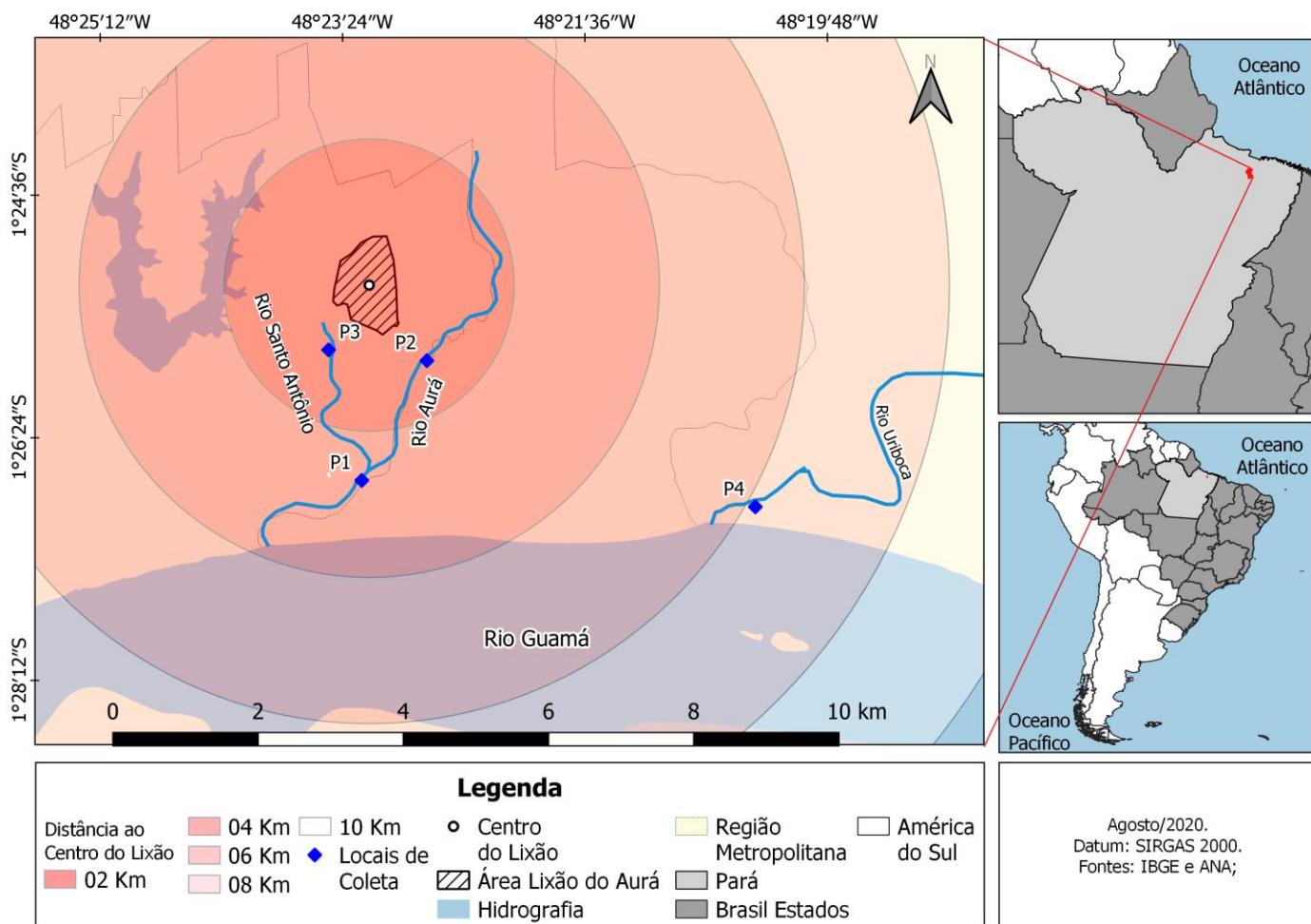


Figura 1. Locais de amostragem de peixe, camarão e caranguejo capturados na bacia do Rio Aurá.

A bacia do Rio Aurá é considerada a terceira maior em extensão da Região Metropolitana de Belém (BMR) (10.400 m) e deságua na margem direita do Rio Guamá, a sudeste da cidade de Belém. Esta bacia apresenta drenagens de pequeno porte e de pouca extensão, como, por exemplo, o Rio Santo Antônio (Siqueira e Aprile, 2013).

Como potencial referência, utilizou-se o Rio Uruboca (Figura 1), por ser também um tributário do Rio Guamá e estar distante de áreas urbanas e de ocupações irregulares existentes na BRM. Neste, não existiam, durante as etapas de amostragem, registros de influências significativas de atividades antrópicas (lançamento de esgoto doméstico, despejo de chorume de aterros próximos ou atividades agrícolas com uso de pesticidas, entre outros) (Leite et al., 2013).

CAPÍTULO 3

AMOSTRAGEM

As amostragens foram realizadas trimestralmente, em Novembro/2015 (seco-chuvoso), Fevereiro/2016 (chuvoso), Maio/2016 (chuvoso-seco) e Agosto/2016 (seco), em três regiões a menos de 2 km do esgotamento sanitário, denominadas P1, P2 e P3 e uma mais distante (P4) (Figura 1).

Os caranguejos (*Minuca mordax*) foram obtidos por catação manual, nos quatros locais de amostragem e foram capturados cerca de 300 espécimes em cada local. Para captura dos camarões (*Macrobrachium amazonicum*) foram instaladas armadilhas artesanais, denominadas de matapi (Camargo et al., 2009) e nestas foram capturados em média 250 indivíduos para cada local. A obtenção dos peixes (*Propimelodus eigenmanni*) ocorreu nos locais P1 e P4 e foi realizada por intermédio da compra direta com pescadores locais. Durante as atividades foram obtidos 50 peixes por local.

Após a captura dos espécimes foram mensurados 1) Peso (g), Comprimento Padrão (cm) e Comprimento Total (cm) dos peixes, 2) Peso (g), Comprimento Total (cm) e Comprimento do Cefalotórax (cm) dos camarões; 3) Peso (g), Largura (cm), Altura (cm) e Comprimento Total (cm) dos caranguejos e; por fim, foram armazenados e mantidos em caixas térmicas refrigeradas, até o transporte final ao laboratório, onde ocorreu a dissecação para retirada do tecido muscular dos peixes, camarões e caranguejos, e armazenamento em Ultrafreezer a -80°C , até o momento das análises.

PREPARO E ANÁLISES DE ELEMENTOS TERRAS RARAS EM PEIXE, CAMARÃO E CARANGUEJO

As amostras úmidas foram pesadas, 5 g, e carbonizadas em mufla (Nobetherm) a 300°C por 1h e 500°C durante 2h. A abertura ácida procedeu pela pesagem de 100 μg de amostra carbonizada, seguida da adição de 4,5 mL de Ácido Nítrico (HNO_3) (Fisher Scientific, 65%) e 0,5 mL de Ácido Clorídrico (HCl); overnight a temperatura ambiente e; aceleração da abertura em microondas (Anton Paar, MWGO 50 Hz) em duas rampas: I) 5 minutos para atingir 100°C e mantidos por 10 minutos e; II) 15 minutos até atingir 170°C mantidos por 35 minutos.

Após a abertura, as amostras foram transferidas para tubos Pyrex e aquecidas em chapa aquecida à temperatura de 130°C até a secagem total. Posteriormente, foram diluídas pela adição de 100 μL de Rênio (Re) e 1800 μL de HNO_3 (2%); homogeneizadas em vórtex, sonicadas por 20 minutos e centrifugadas a 4000 rpm por 5 min a 15°C para eliminar as partículas em suspensão. O sobrenadante foi transferido

CAPÍTULO 3

para tubos tipo Falcon® com capacidade de 15 mL. O controle de qualidade do método procedeu pelo material de referência certificado BCR-668 de músculo de mexilhões.

As amostras, padrões e brancos foram preparados e analisados seguindo o mesmo procedimento analítico e diluídos com HNO₃ 2%. Como padrão interno, foi utilizado o isótopo do Rênio, ¹⁸⁷Re, com concentração final de 1 mg/L. O intervalo de calibração foi constituídos pelas concentrações de I) 5, 10, 50, 100, 500 e 1000 ng/L para La, Ce, Pr, Nd, Sm e Eu e; II) 50, 100, 500, 1000 e 5000 ng.L⁻¹ para Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu e Y.

A determinação de Ítrio (⁸⁹Y), Lantânio (¹³⁹La), Cério (¹⁴⁰Ce), Praseodímio (¹⁴¹Pr), Neodímio (¹⁴⁶Nd), Samário (¹⁴⁷Sm), Európio (¹⁵³Eu), Gadolínio (¹⁵⁷Gd), Térbio (¹⁵⁹Tb), Disprósio (¹⁶³Dy), Hólmio (¹⁶⁵Ho), Érbio (¹⁶⁶Er), Túlio (¹⁶⁹Tm), Itérbio (¹⁷¹Yb) e Lutécio (¹⁷⁵Lu) em músculo de camarão, caranguejo e peixe foi realizada por Espectrômetro de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) (ICP-MS, Nexion 350x PerkinElmer).

PROCESSAMENTO DOS DADOS

Os valores das concentrações dos metais no tecido muscular dos organismos são expressos em micrograma por quilograma de peso seco (µg/kg dw). Os resultados dos REEs também foram separados pelos três agrupamentos de elementos: LREE (La a Nd), MREE (Sm a Gd) e HREE (Tb a Lu e Y). Os teores por grupo foram obtidos a partir da soma dos elementos correspondente ao agrupamento e níveis totais (ΣREE) resultando da adição de LREE, MREE e HREE.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Foram aplicados os testes de normalidade e homocedasticidade segundo Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando as distribuições das amostras foram normais e homogêneas, a comparação e significância das diferenças das concentrações foram feitas pela Análise de Variância, ANOVA (F) e teste de comparação múltipla de Tukey. Aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis (H) quando os pressupostos de ANOVA não foram atendidos, com intervalo de confiança de 95% e a significância de p < 0,05. Para correlacionar as concentrações entre os metais realizou-se uma Análise de correlação de Spearman (r). Todos os testes procederam pela utilização do software Paleontological Statical 3.19 (PAST) e Minitab 17.

RESULTADOS

Os valores médios e desvio padrão dos dados biométricos dos peixes foram: peso= $17,1 \pm 9,2$ g; comprimento padrão= $10,9 \pm 1,9$ cm e comprimento total= $15,5 \pm 3,3$ cm. O peso médio dos camarões foi de $2,5 \pm 0,7$ g; os comprimentos do cefalotórax e total foram de $1,5 \pm 0,2$ e $7,0 \pm 2,4$ cm, respectivamente. Os caranguejos tinham peso médio de $2,8 \pm 1,1$ g, largura de $1,8 \pm 0,2$ cm, altura de $1,1 \pm 0,3$ cm e comprimento total de $1,2 \pm 0,1$ cm (Tabela S1, material suplementar).

O peso ($F= 34,72$ e $p= 0,00$), comprimento padrão ($F= 27,11$ e $p= 0,00$) e comprimento total ($F= 36,26$ e $p= 0,00$) dos peixes não diferiram entre os locais de amostragens, entretanto, foram significativamente distintos entre os meses, com maiores valores nos mês de Novembro/2015. Assim como os peixes, os dados biométricos dos camarões, peso ($F= 156,80$ e $p= 0,00$), comprimento do cefalotórax ($F= 93,06$ e $p= 0,00$) e comprimento total ($F= 5,88$ e $p= 0,00$) distinguiram entre os períodos de estudo, com organismos maiores em Novembro/2015. Os parâmetros biométricos dos caranguejos foram significativamente diferentes entre os locais de estudo, sendo o peso ($F= 7,05$ e $p= 0,00$), largura ($F= 4,18$ e $p= 0,02$), altura ($F= 4,81$ e $p= 0,01$) e comprimento ($F= 4,62$ e $p= 0,01$) maiores nos organismos capturados no P3.

O peso e os demais fatores biométricos dos caranguejos não possuem correlações significativas com as concentrações de terras raras nos organismos, enquanto que, o comprimento total dos camarões está positivamente correlacionado com os níveis de HREE nos indivíduos ($r= 0,29$ e $p= 0,04$). As concentrações de LREE ($r= -0,54$ e $p= 0,01$), MREE ($r= -0,51$ e $p= 0,01$) e HREE ($r= -0,47$ e $p= 0,02$) nos peixes são negativamente correlacionadas com o tamanho total dos espécimes obtidas.

Os teores totais de REEs (\sum REE) diferiram significativamente entre os tecidos musculares de peixe, camarão e caranguejo ($H= 320$ e $p= 0,00$). Os menores níveis médios foram observados nos peixes (243 ± 127 $\mu\text{g/kg dw}$) e os maiores nos caranguejos (54805 ± 13624 $\mu\text{g/kg dw}$) (Tabela S2, material suplementar). Estes resultados indicaram que nos caranguejos o acúmulo foi até 10 vezes maior que nos camarões e até 220 vezes superior aos níveis em peixes (Figura 2).

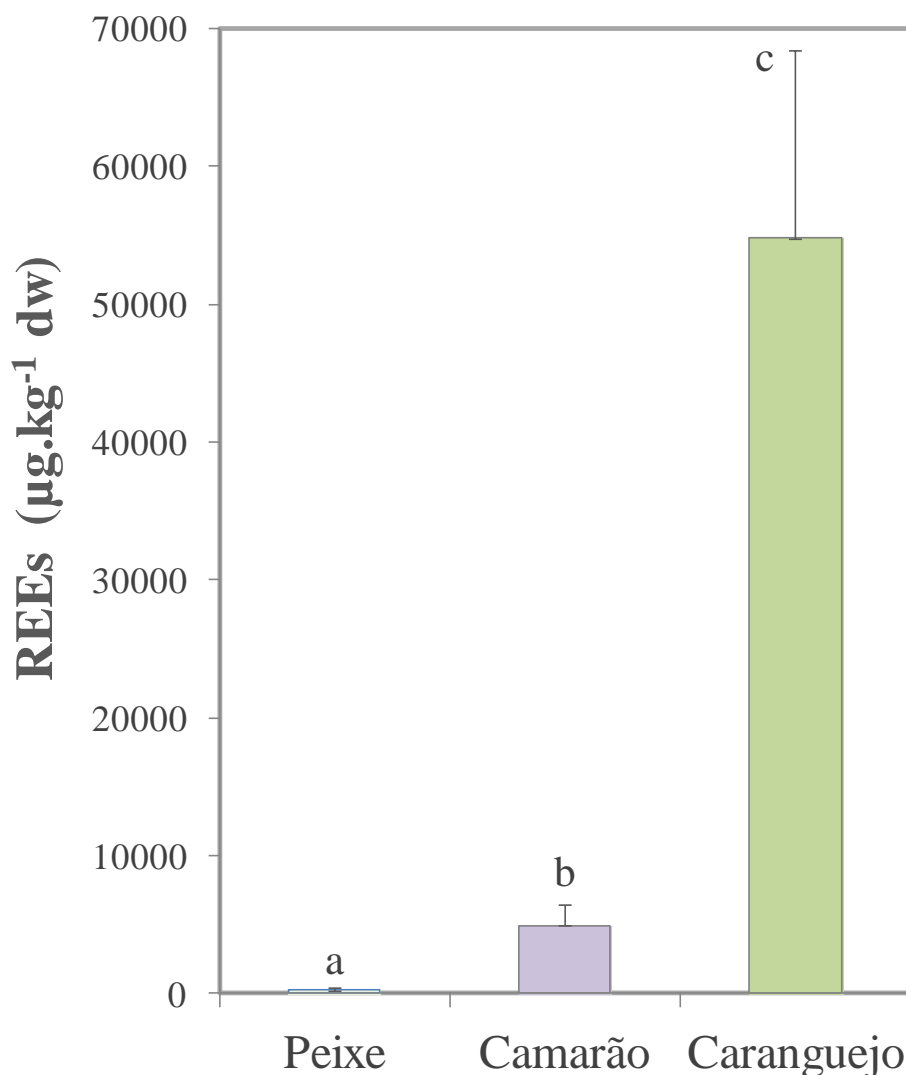


Figura 2. Níveis totais de REEs em µg/kg de peso seco (dw) de tecido muscular de peixe, camarão e caranguejo. Diferentes letras (a, b e c) apontam as diferenças significativas ($p < 0.05$) das concentrações totais de REEs entre as espécies amostradas.

Nas três espécies estudadas, os teores de REEs apresentaram diferenças significativas entre os três grupos de elementos avaliados ($H = 15,2$ e $p = 0,00$), com maior acúmulo dos LREE que representam cerca de 70% da somatória total (Figura 3). Entre os 15 elementos de terras raras, La e Ce foram os mais representativos nos peixes, camarões e caranguejos, enquanto que, os elementos menos abundantes foram Tm e Lu.

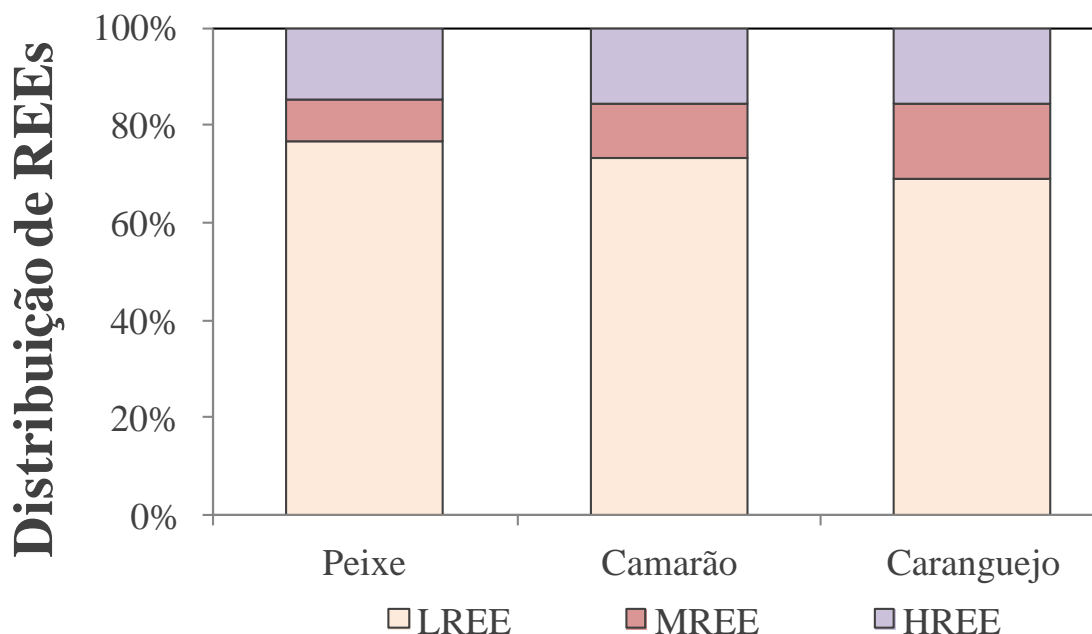


Figura 3. Distribuição de REEs de acordo com os seus pesos; LRREs (La a Nd), MREE (Sm a Gd) e HREE (Tb a Lu e Y) em peixe, camarão e caranguejo.

Os níveis médios de REEs nos peixes foram de $186 \pm 111 \mu\text{g/kg dw}$ (LREE); $21 \pm 12 \mu\text{g/kg dw}$ (MREE) e $36 \pm 17 \mu\text{g/kg dw}$ (HREE). Espacialmente, estes resultados não possuem diferenças significativas (LREE: $F= 1,00$ e $p= 0,33$; MREE: $F= 1,00$ e $p= 0,34$; HREE: $F= 1,00$ e $p= 0,33$) (Figura 4). Contudo, foi constatada que a sazonalidade tem influência no acúmulo dos LREE ($F= 4,17$ e $p= 0,02$), o qual possui os maiores teores no período seco, Agosto/2016, ($302 \pm 23 \mu\text{g/kg dw}$), cerca de 3 vezes maiores que no mês de Novembro/2017, quando ocorreu o menor acúmulo de LREE nos peixes. Apesar dos demais grupos de REEs não diferirem entre os meses, todos apresentaram o mesmo padrão de acúmulo no decorrer dos períodos amostrados: Novembro/2015<Fevereiro/2016<Maio/2015<Agosto/2016.

CAPÍTULO 3

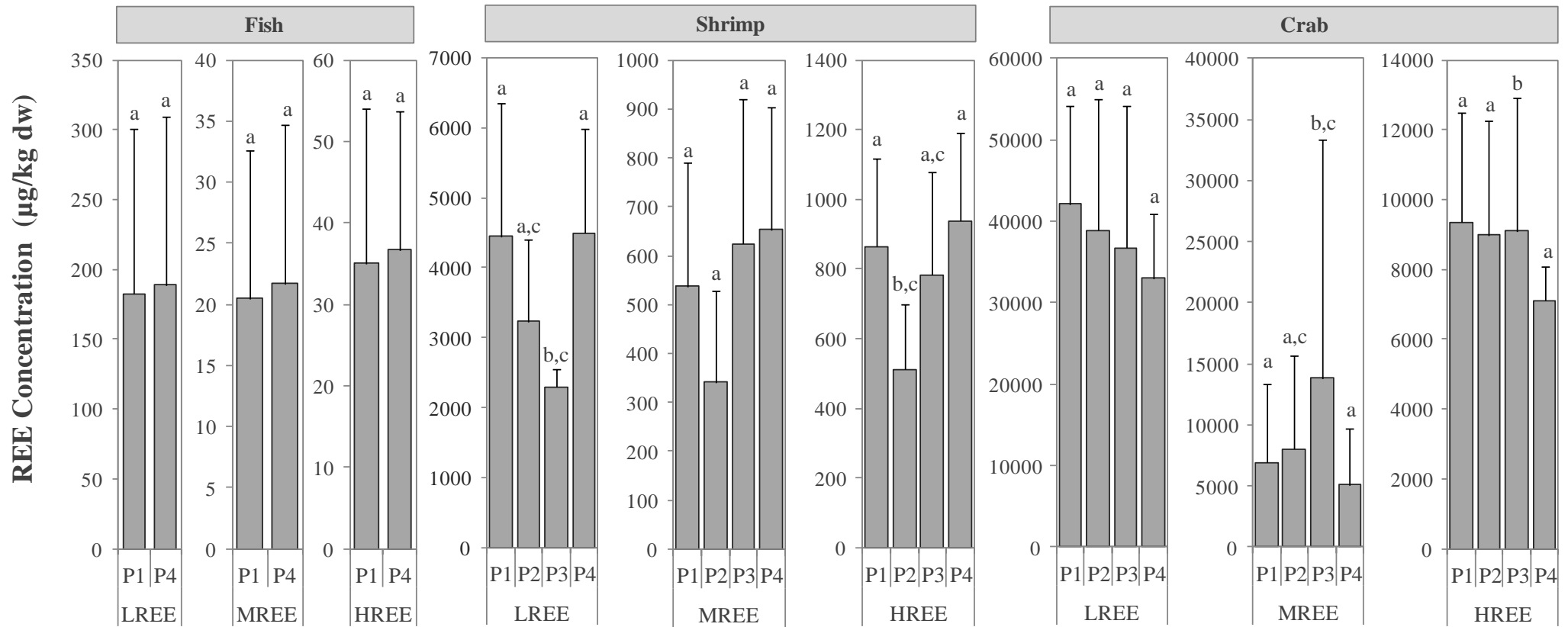


Figura 4. Concentração média ($\mu\text{g/kg dw}$) e desvio padrão de REEs (LRREs (La a Nd), MREE (Sm a Gd) and HREE (Tb a Lu and Y)) nos peixes, camarões e caranguejos coletados nos locais P1, P2, P3 e P4. Diferentes letras (a, b e c) apontam as diferenças significativas ($p < 0.05$) das concentrações totais de REEs entre os locais amostrados.

CAPÍTULO 3

Nos camarões, os valores médios de REEs foram $3618 \pm 1532 \mu\text{g/kg dw}$ (LREE), $539 \pm 257 \mu\text{g/kg dw}$ (MREE) e $775 \pm 293 \mu\text{g/kg dw}$ (HREE) e não variaram significativamente entre os meses de estudo (LREE: $F= 2,00$ e $p= 0,22$; MREE: $F= 1,00$ e $p= 0,62$; HREE: $F= 1,00$ e $p= 0,60$). Apesar da ausência de diferenciação, as concentrações foram maiores nos meses que correspondem à redução da precipitação pluviométrica, Maio/2016 e Agosto/2016. Os elementos LREE ($F= 4,24$ e $p= 0,01$) e HREE ($F=5.51$ e $p=0.00$) diferiram estatisticamente entre os locais de amostragem, com menores acúmulos, de modo geral, nos organismos dos locais P3 (LREE= $2297 \pm 250 \mu\text{g/kg dw}$) e P2 (HREE= $512 \pm 218 \mu\text{g/kg dw}$) (Figura4).

O acúmulo de LREE, MREE e HREE nos caranguejos foram, respectivamente, $37691 \pm 12923 \mu\text{g/kg dw}$; $8476 \pm 10570 \mu\text{g/kg dw}$; e $8638 \pm 2844 \mu\text{g/kg dw}$. Apenas os níveis de MREE diferiram entre os locais ($F= 5,57$ e $p= 0,01$) e os meses ($F= 23,49$ e $p= 0,00$) de amostragem. O menor acúmulo de MREE nestes decápodes foi observado nos organismos do P4 ($5130 \pm 4552 \mu\text{g/kg dw}$). Os níveis de LREE e HREE também foram menores neste mesmo local (Figura 4). Em relação a influência da sazonalidade, os teores de MREE foram maiores no mês de Maio/2015, período de transição chuvoso-seco ($20244 \pm 16884 \mu\text{g/kg dw}$).

DISCUSSÃO

Neste estudo, o comprimento total da espécie de peixe *Propimelodus eigenmanni* correlacionou-se negativamente com as concentrações de LREE, MREE e HREE nos organismos, enquanto que, o comprimento dos camarões esteve positivamente relacionado com os níveis de HREE nos indivíduos analisados. Diversos trabalhos demonstram a correlação negativa de metais em tecidos de espécies da ictiofauna. No trabalho de Nussey et al. (2000) é evidenciado que os níveis de metais no peixe *Labeo umbratus* e é menor em indivíduos maiores. Widianarko et al. (2000) também observaram declínio significativo de metal em relação ao aumento de tamanho do peixe *Poecilia reticulata*. Canli and Atli (2003) mostram relações altamente negativas entre as concentrações de metais em distintos tecidos e o tamanho dos peixes *Atherina hepsetus*, *Mugil cephalus*, *Trigla cuculuse* e *Scomberesox saurus*. Entretanto, no estudo de Lortholarie et al., 2019 foi observado o aumento significativo da concentração de HREE do músculo das espécies de “yellow eels”.

CAPÍTULO 3

A redução no acúmulo dos elementos metálicos nas espécies supracitadas em relação ao aumento do comprimento destas sugere que a intensificação e eficiência na metabolização do metal no decorrer do crescimento do animal, podendo, então, ocorrer a estabilização e redução nos níveis dos elementos (Canli and Atli, 2003), porém a metabolização pode estar intimamente ligada ao sistema de metabolização de cada espécie.

Nos três táxons estudados neste trabalho, as concentrações de La e Ce foram as mais representativas em comparação com os demais elementos investigados, enquanto que Tm e Lu foram os menos abundantes. Este padrão também é observado em estudos com outras espécies de peixes, crustáceos, bivalves e plantas aquáticas oriundas de diferentes localidades, como França, Itália e China (Lortholarie et al., 2019; Squadrone et al., 2019; Wang et al., 2019). Portanto, o maior acúmulo de Lantânio e Cério pode evidenciar um modelo de acúmulo destes elementos nos organismos aquáticos de diferentes grupos taxonômicos.

O padrão de acúmulo dos elementos terras raras (LREE>HREE>MREE) foram semelhante para as três espécies. Estes teores mais elevados nos invertebrados também foram evidenciados em outros trabalhos que avaliaram os níveis de elementos de terras raras em diferentes organismos. Em seu trabalho em lagos Canadenses, Amyot et al. (2017) detectou baixas concentrações de REEs no músculo de peixes de água em comparação com o zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos. Em amostras de indivíduos marinhos, dulcícolas e terrestres. MacMillan et al. (2017) observou maiores concentrações de REEs em organismos de níveis tróficos mais baixos, como plantas e invertebrados aquáticos, enquanto que os herbívoros terrestres, focas e peixes apresentaram baixos níveis totais de REEs no tecido muscular. Além disso, as concentrações de REEs nos moluscos foram notavelmente mais altas do que outras espécies Na Baía de Maluan, Wang et al., (2019) pode constatar que os níveis de REEs nos moluscos foram notavelmente mais altas do que outras espécies de crustáceos e peixes.

As significativas diferenças dos níveis desses elementos entre as espécies evidenciaram a relação no padrão de acúmulo dos REEs com o habitat específico, comportamento alimentar e posição na cadeia trófica das espécies integrantes deste ecossistema aquático. Nos ecossistemas aquáticos, a maior parcela dos elementos terras raras estão presentes em sedimentos ou pequenas partículas de sedimentos em

CAPÍTULO 3

suspensão quando comparados com a quantidade distribuída na coluna d'água (Mayfield and Fairbrother, 2015; MacMillan et al., 2017; Wang et al., 2019).

Desta forma, os organismos que habitam a coluna d'água tendem a apresentar teores de REEs menores que os bentônicos, como o caranguejo *Minuca mordax*, que se alimentam essencialmente de folhas, material não identificado e detrito, raízes, sedimento, casca, material animal, bactérias e microflora associadas aos sedimentos (Nordhaus et al., 2006).

As baixas concentrações nos tecidos musculares dos peixes pode indicar a diluição trófica dos Elementos Terras Raras, e tornando pouco provável o consumo destes como uma fonte de contaminação para a população humana, entretanto, o consumo desta espécie por outros predadores que alimentem-se do animal inteiro, pois o acúmulo pode vir a ocorrer em outros tecidos do peixe (Amyot et al., 2017).

As diferentes formas de acúmulo de REEs entre os organismos aquáticos podem tratar-se de um indicativo de que as concentrações de REEs variam na biota ainda que estas estejam submetidas às mesmas fontes de poluição. Portanto, as condições ácidas no trato digestivo que favorecem a solubilidade de REEs e a incorporação metabólica, fatores como hábito alimentar e nicho ecológico podem ter relevante papel no nível de acúmulo desses elementos metálicos (Bosco-Santos et al., 2018; Wang et al., 2019).

Os elementos metálicos, como os terras raras podem ser removidos da coluna d'água a partir de interações com a matéria orgânica, argila, sulfetos e então, associarem-se aos sedimentos (Wang, 2000), desta forma, os organismos bentônicos de áreas a proximidade de fontes poluidoras podem refletir um maior acúmulo dos metais nos organismos, como ocorre neste trabalho. Os caranguejos do P4, local mais distante das fontes emissoras de poluição, de modo geral, apresentaram as menores concentrações de REEs, apontando a influência do lixão a céu aberto ao ecossistema aquático a sua proximidade.

CONCLUSÃO

Este trabalho elucidou informações sobre os Elementos Terras Raras (REEs) em três grupos de organismos aquáticos dulcícolas de uma área a proximidade de um lixão a céu aberto da região amazônica. A partir do levantamento de dados, foi constatado que os níveis de \sum REE nos caranguejos *Minuca mordax* foram 10 vezes maiores que nos camarões *Macrobrachium amazonicum* e 220 vezes mais altos que nos peixes

CAPÍTULO 3

Propimelodus eignmanni. O padrão de acúmulo das categorias de REEs (leves, médios e pesados) foi semelhante nas três espécies, LREE>HREE>MREE. De modo geral, sazonalmente, no período seco, Agosto/2016, os espécimes apresentaram maiores concentrações de elementos terras raras que nos demais meses de amostragem. Apenas os MREE e HREE dos caranguejos diferiram entre os locais de coleta, e estes foram significativamente maiores no local mais próximo da fonte poluidora (P1, P2 e P3), diminuindo na área controle (P4). Esta é uma forte evidência que os MREE e HREE são contaminantes associados ao lixiviado de lixões a céu aberto, um problema para a maioria das cidades da Amazônia e também em outros países. Os dados confirmam que há necessidade de biomonitoramento dessas áreas para proteção dos ecossistemas aquáticos e riscos à saúde humana.

Considerando a capacidade de absorção de REEs e influência sazonal no acúmulo destes, o caranguejo *Minuca mordax* pode ser considerado um excelente bioindicador de ecossistemas aquáticos adjacentes às áreas urbanas. No mais, este estudo constitui a primeira investigação de REEs em espécies dulcícolas residentes de áreas próximas a ambientes de deposição inadequada de resíduos domésticos, industriais e hospitalares, com isto, oportuniza informações básicas, porém de relevância para futuras pesquisas em ambientes aquáticos sob pressão antrópicas.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam sua gratidão ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Universidade Federal do Pará (UFPA) e Instituto Evandro Chagas (IEC) por financiar o trabalho e por fornecer suporte laboratorial para a pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABRELPE, 2015. Panorama of solid waste in Brazil 2015. Abrelpe 92.

<https://doi.org/ISSN 2179-8303 9>

Ahmed, K., Baki, M.A., Islam, Saiful Kundu, Goutam Kumar Mamun, Habibullah Al Sarkar, Santosh Kumar Hossain, M., 2015. Human health risk assessment of heavy metals in tropical fish and shellfish collected from the river Buriganga ,

- Bangladesh. Springer-Verlag Berlin Heidelb. 2015 15880–15890.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4813-z>
- Akoteyon, I.S., Olalude, G.A., Mbata, U.A., 2011. Investigation of Heavy Metal Contamination in Groundwater Around Landfill site in a Typical Sub-urban Settlement in Alimosho, Lagos-Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Sanit.* 6, 155–163.
- ALBRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), 2016. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.
- ALBRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), 2013. Panorama dos resíduos Sólidos No Brasil. São Paulo.
- Amyot, M., Clayden, M.G., MacMillan, G.A., Perron, T., Arscott-Gauvin, A., 2017. Fate and Trophic Transfer of Rare Earth Elements in Temperate Lake Food Webs. *Environ. Sci. Technol.* 51, 6009–6017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00739>
- Anastopoulos, I., Bhatnagar, A., Lima, E.C., 2016. Adsorption of rare earth metals: A review of recent literature. *J. Mol. Liq.* 221, 954–962.
<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.06.076>
- Ashton, E.C., Macintosh, D.J., Hogarth, P.J., 2003. A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *J. Trop. Ecol.* 19, 127–142.
<https://doi.org/10.1017/S0266467403003158>
- Atia, A.S., Darwish, W.S., Zaki, M.S., 2018. Monitoring of heavy metal residues, metal-metal interactions and the effect of cooking on the metal load in shellfish. *J. Anim. Plant Sci.* 28.
- Bakia, M.A., Hossaina, M.M., Aktera, J., Quraishib, S.B., Shojiba, M.F.H., Ullahb, A.K.M.A., Khanc, M.F., 2018. Concentration of heavy metals in seafood (fishes, shrimp, lobster and crabs) and human health assessment in Saint Martin Island, Bangladesh. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 159, 153–163.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.035>
- Bauer, R.T., 2004. Remarkable Shrimps: Adaptations and Natural History of the Carideans. University of Oklahoma, Norman, Oklahoma, USA.
- Bedê, L.M., Oshiro, L.M.Y., Mendes, L.M.D., Silva, A.A., 2008. Comparação da estrutura populacional das espécies de *Uca* (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) no Manguezal de Itacuruçá, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 25, 601–607.
<https://doi.org/10.1590/s0101-81752008000400004>
- Bosco-Santos, A., Luiz-Silva, W., Dantas, E.L., 2018. Tracing Rare Earth Element

- Sources in *Ucides cordatus* Crabs by Means of $^{147}\text{Sm}/^{144}\text{Nd}$ and $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ Isotopic Systematics. *Water, Air, Soil Pollut.* 229.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-018-3990-z>
- BRASIL, 2010. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos.
- Brito, N.N., Paterniani, J.E.S., Brota, G.A., Pelegrini, R.T., 2011. Avaliação da Redução da Poluição do Chorume Tratado por Processo Fotoquímico. *AUGMDOMUS* 3, 20–30.
- Camargo, M., Leão, J., Oliveira, A., Márcio, A., Silva, E., Acácio, F., Silva, G., Sampaio, L., Viana, M., Antunes, T., Silva, W., 2009. Matapi pet: uma nova proposta para a exploração sustentável do camarão amazônico *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862). *Uakari* 5, 91–96, jun.
- 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. *Environ. Pollut.* 121, 129–136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X)
- Cavalcante, D.V., da Silva, B.B., Martinelli-Lemos, J.M., 2012. Biodiversity of decapod crustaceans in the estuarine floodplain around the city of belém (Pará) in Brazilian amazonia. *Zoologia* 29, 203–209. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702012000300003>
- Chabukdhara, M., Nema, A.K., 2013. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: Probabilistic health risk approach. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 87, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.08.032>
- Chen, R.T., Tsai, C.F., Tzeng, W.N., 2009. Freshwater prawns (*macrobrachium* Bate, 1868) of Taiwan with special references to their biogeographical origins and dispersion routes. *Crustac. Biol.*
- Copaja, S. V., Pérez, C.A., Vega-Retter, C., Véliz, D., 2017. Heavy Metal Content in Chilean Fish Related to Habitat Use, Tissue Type and River of Origin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 99, 695–700. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2200-9>
- Corbi, J.J., Froehlich, C.G., Strixino, S.T., Santos, A. Dos, 2010. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. *Quim. Nova* 33, 644–648. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300030>
- Costa, B.N.S., Almeida, H.P., da Silva, B.C.P., de Figueiredo, L.G., de Oliveira, A.M., Lima, M. de O., 2020. *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) Used

- to Biomonitor Mercury Contamination in Rivers. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 78, 245–253. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00683-0>
- Costa, B.N.S.B.N.S., Pinheiro, S.C.C.S.C.C., Amado, L.L., De Oliveira Lima, M., Lima, M.D.O., 2016. Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. Ecol. Indic. 61, 526–545. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.005>
- Costa, R.C., Fransozo, A., Freire, F.A.D.M., Castilho, A.L., 2007. Abundance and Ecological Distribution of the “ Sete-Barbas ” Shrimp *Xiphopenaeus Kroyeri* (Heller , 1862) (Decapoda : Penaeoidea) in Three Bays of the Ubatuba Region , South-. Gulf Caribb. Res. 19, 33–41. <https://doi.org/10.18785/gcr.1901.04>
- Depountis, N., Koukis, G., Sabatakakis, N., 2009. Environmental problems associated with the development and operation of a lined and unlined landfill site: a case study demonstrating two landfill sites in Patra, Greece. Environ. Geol. 56, 1251–1258. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1224-1>
- Dong, S., Liu, B., Tang, Z., 2008. Investigation and modeling of the environment impact of landfill leachate on groundwater quality at Jiaying Southern China. J Env. Technol Eng 1, 23–30.
- Fadigas, F. de S., Amaral-Sobrinho, N.M.B. do, Mazur, N., Anjos, L.H.C. dos, Freixo, A.A., 2002. Natural contents of heavy metals in some brazilian soil classes. Bragantia 61, 151–159.
- Fanta, E., Rios, F.S., Romão, S., Vianna, A.C.C., Freiburger, S., 2003. Histopathology of the fish *Corydoras paleatus* contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food. Ecotoxicol. Environ. Saf. 54, 119–130. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00044-1](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00044-1)
- Freire, J.L., Marques, C.B., da Silva, B.B., 2012. Crescimento e avaliação do estoque de *Macrobrachium amazonicum* em um estuário do Nordeste do Pará, Brasil. Bol. do Inst. Pesca 38, 215–229.
- García-Dávila, C.R., Magalhães, C., Guerrero, J.C.H., 2005. Morphometric variability in populations of *Palaemonetes* spp. (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from the Peruvian and Brazilian Amazon Basin. Ilheringia, Série Zool. 95, 327–334.
- Gu, Y., Huang, H., Lin, Q., 2016. Concentrations and human health implications of heavy metals in wild aquatic organisms captured from the core area of Daya Bay’ s Fishery Resource Reserve, South China Sea. Environ. Toxicol. Pharmacol. 45, 90–94. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.05.022>

- Gutiérrez-Gutiérrez, S.C., Coulon, F., Jiang, Y., Wagland, S., 2015. Rare earth elements and critical metal content of extracted landfilled material and potential recovery opportunities. *Waste Manag.* 42, 128–136.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.024>
- Hassan, M., Ihmed, M., 2016. Heavy metal toxicity - metabolism, absorption, distribution, excretion and mechanism of toxicity for each of the metals. *World News Nat. Sci.* 4, 20–32.
- Holthuis, L.B., 1951. The Caridean Crustacea of the tropical West Africa. *Atl. Rep.* 2, 19–187.
- IBGE, I.B. de G. e E., 2011. Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009.
- INMET, 2014. Instituto Nacional de Meteorologia [WWW Document]. URL <http://www.inmet.gov.br/> (accessed 8.12.14).
- Khatri, N., Tyagi, S., 2015. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Front. Life Sci.* 8, 23–29.
<https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>
- Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *J. Sea Res.* 59, 30–43.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.004>
- Leite, M.S.B., Barros, F.M., Silva, D.P., Jesus, F.W.A., Carvalho, S.R., 2013. Coleta de água: amostragem em ambientes lóticos. *Enciclopédia Biosf. Cent. Científico Conhecer-Goiânia* 9, 2136–2153.
- Li, J., Huang, Z.Y., Hu, Y., Yang, H., 2013. Potential risk assessment of heavy metals by consuming shellfish collected from Xiamen, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 2937–2947. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1207-3>
- Li, L., Tian, X., Yu, X., Dong, S., 2016. Effects of Acute and Chronic Heavy Metal (Cu, Cd, and Zn) Exposure on Sea Cucumbers (*Apostichopus japonicus*). *Biomed Res. Int.* 2016, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2016/4532697>
- Li, X., Lee, S., Wong, S., Shi, W., Thornton, I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environ. Pollut.* 129, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.030>
- Lima, J. de F., Santos, T. dos S. e, 2014. Aspectos econômicos e higiênico-sanitários da comercialização de camarões de água doce em feiras livres de Macapá e Santana, Estado do Amapá. *Biota Amaz.* 4, 1–8.
- Liu, H., Liu, G., Yuan, Z., Ge, M., Wang, S., Liu, Y., Da, C., 2019. Occurrence,

- potential health risk of heavy metals in aquatic organisms from Laizhou Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.* 140, 388–394.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.067>
- Loaiza, I., Pillet, M., De Boeck, G., De Troch, M., 2020. Peruvian scallop *Argopecten purpuratus*: From a key aquaculture species to a promising bioindicator species. *Chemosphere* 239, 124767. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124767>
- Lortholario, M., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., François, Y., Herrenknecht, C., Poirier, L., 2019. Rare earth element bioaccumulation in the yellow and silver European eel (*Anguilla anguilla*): A case study in the Loire estuary (France). *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134938>
- Loureiro, R.S., Saraiva, J.M., Saraiva, I., Senna, R.C., Fredó, A.S., 2014. Estudo dos eventos extremos de precipitação ocorridos em 2009 no Estado do Pará. *Rev. Bras. Meteorol.* 29, 83–94.
- Lundberg, J.G., Littmann, M.W., 2003. Pimelodidae (Long-whiskered catfishes), in: Reis, S.O., Kullander, C., Ferraris, J. (Eds.), *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil, pp. 432–446.
- MacMillan, G.A., Chételat, J., Heath, J.P., Mickpegak, R., Amyot, M., 2017. Rare earth elements in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems in the eastern Canadian Arctic. *Environ. Sci. Process. Impacts* 19, 1336–1345.
<https://doi.org/10.1039/c7em00082k>
- Magalhães, C., Pereira, G., 2007. Assessment of the decapod crustacean diversity in the Guayana Shield region aiming at conservation decisions. *Biota Neotrop.* 7, 1–14.
- Mantelatto, F.L., Pillegi, L.G., Suárez, H., Magalhães, C., 2008. First record and extension of the known distribution of the inland prawn, *Macrobrachium aracamuni* Rodríguez, 1982 (Decapoda, Palaemonidae) in Brazil. *Crustaceana* 81, 241–246.
- Matos, F.O.O.O., Moura, Q.L.L., Conde, G.B.B., MORALES, G.P.P.P., Brasil, E.C., Brasil, É.C., Brasil, E.C., Brasil, É.C., Brasil, E.C., Brasil, É.C., 2011. Impactos ambientais decorrentes do aterro sanitário da região metropolitana de Belém-Pa: Aplicação de ferramentas de melhoria ambiental. *Caminhos da Geogr.* 12, 297–305.
- Mayfield, D.B., Fairbrother, A., 2015. Examination of rare earth element concentration patterns in freshwater fish tissues. *Chemosphere* 120, 68–74.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.010>

- Mshelia, A.D., 2015. Solid waste management : An urban environmental sanitation problem in Nigeria. *Sky J. Soil Sci. Environ. Manag.* 4, 34–39.
- Nagashima, L.A., Barros Júnior, C., Silva, C.A. da, Fujimura, A.S., 2009. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci. Heal. Sci.* 31. <https://doi.org/10.4025/actascihealthsci.v31i1.1154>
- Nordhaus, I., Wolff, M., Diele, K., 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67, 239–250. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.022>
- Nussey, G., Van Vuren, J.H.J., Du Preez, H.H., 2000. Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water SA* 26, 269–284.
- Onsanit, S., Ke, C., Wang, X., Wang, K.J., Wang, W.X., 2010. Trace elements in two marine fish cultured in fish cages in Fujian province, China. *Environ. Pollut.* 158, 1334–1342. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.012>
- Parisi, B.M., Lundberg, J.G., Donascimento, C., 2006. *Propimelodus caesius* a new species of long-finned pimelodid catfish (Teleostei: Siluriformes) from the Amazon Basin, South America. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia* 155, 67–78. <https://doi.org/10.1635/i0097-3157-155-1-67.1>
- Pileggi, L.A., Magalhães, C.C., Bond-Buckup, G., Mantelatto, F.L., 2013. new records and extension of the known distribution of some freshwater shrimps in Brazil. *Rev. Mex. Biodivers.* 84, 563–574.
- Ribeiro, E.G.P., 2018. Fragilidade Ambiental da Microbacia do Rio Murucutu na Amazônia Oriental. Belém. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Rocha, M.S., De Oliveira, R.R., Rapp Py-Daniel, L.H., 2007. A new species of *Propimelodus* Lundberg & Parisi, 2002 Siluriformes: Pimelodidae from rio Araguaia, Mato Grosso, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 5, 279–284. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300007>
- Santo, V.C.P., 2014. Aurá de Gentes, Lixo e Água: Ação Pública e Racionalidades em confronto em Belém (Pa). *Rev. Direito da Cid.* 6, 65–89. <https://doi.org/10.12957/rdc.2014.10702>
- Shelton, J.M., Bird, M.S., 2016. Non-native rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) occupy a different trophic niche to native Breede River redbfin (*Pseudobarbus burchelli*) which they replace in South African headwater streams. *Ecol. Freshw.*

- Fish 26, 484–496. <https://doi.org/10.1111/eff.12293>
- Silva, L.M.A., Lima, J.F., Takiyama, L.R., 2016. The Recruitment Pattern of *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) in Two Areas of the Amazon River Mouth, Amapá State, Brazil. *Biota Amaz.* 6, 97–101. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n3p97-101>
- Simpson, S.L., Batley, G.E., Chariton, A.A., Stauber, J.L., King, C.K., Chapman, J.C., Hyne, R. V, Gale, S.A., Roach, A.C., Maher, W.A., 2005. Handbook for Sediment Quality Assessment. Centre for Environmental Contaminants Research, Bangor, NSW.
- Siqueira, G.W., Aprile, F., 2013. Avaliação de risco ambiental por contaminação metálica e material orgânico em sedimentos da bacia do Rio Aurá, Região Metropolitana de Belém -PA. *Acta Amaz.* 43, 51–62. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100007>
- Souza, J.M.T. de, Paixão, J.F. da, Nascimento, S.A. de M., Barbosa, J.S.F., Dominguez, J.M.L., 2014. Ocorrência de metais nos sedimentos marinhos da plataforma continental entre Itacaré e Olivença (BA). *Geochim. Bras.* 28, 161–170. <https://doi.org/10.5327/z0102-9800201400020005>
- Squadrone, S., Brizio, P., Stella, C., Mantia, M., Battuello, M., Nurra, N., Mussat, R., Orusa, R., Robetto, S., Brusa, F., Mogliotti, P., Garrone, A., Cesarina, M., Sartor, R.M., Orusa, R., Robetto, S., Brusa, F., Mogliotti, P., Garrone, A., Abete, M.C., 2019. Rare earth elements in marine and terrestrial matrices of Northwestern Italy: Implications for food safety and human health. *Sci. Total Environ.* 660, 1383–1391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.112>
- Teles, L.T., Zara, L.F., Furlanetto, U.L.R.E., Jr., N.J.D.S., 2008. Elementos traço em peixes de interesse comercial do rio caiapó (goiás, brasil) em área sob impacto ambiental. *Estudos* 35, 1055–1067.
- Tepanosyan, G., Maghakyan, N., Sahakyan, L., Saghatelyan, A., 2017. Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 142, 257–265.
- US EPA, (United States Environmental Protection Agency), 2019. Resional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables.
- Vinodhini, R., Narayanan, M., 2008. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 5, 179–182.

- Wang, F., 2000. Relation of sediment characteristics to trace metal concentrations: a statistical study. *Water Res.* 34, 694–698. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00184-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00184-0)
- Wang, X., Xie, B., Wu, D., Hassan, M., Huang, C., 2015. Characteristics and risks of secondary pollutants generation during compression and transfer of municipal solid waste in Shanghai. *Waste Manag.* 43, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.005>
- Wang, Z., Yin, L., Xiang, H., Qin, X., Wang, S., 2019. Accumulation patterns and species-specific characteristics of yttrium and rare earth elements (YREEs) in biological matrices from Maluan Bay, China: Implications for biomonitoring. *Environ. Res.* 179, 108804. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108804>
- Widianarko, B., Van Gestel, C.A.M., Verweij, R.A., Van Straalen, N.M., 2000. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 46, 101–107. <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1879>
- Wowor, A.M., Muthu, V., Meier, R., Balke, M., Cai, Y.X., Ng, P.K.L., 2009. Evolution of life history traits in Asian freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) based on multilocus molecular phylogenetic analysis. *Mol. Phylogenet. Evol.* 52, 340–350.
- Yang, L., Wang, X., Nie, H., Shao, L., Wang, G., Liu, Y., 2016. Residual levels of rare earth elements in freshwater and marine fish and their health risk assessment from Shandong, China. *Mar. Pollut. Bull.* 107, 393–397. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.034>
- Yang, Z., Wang, Y., Shen, Z., Niu, J., Tang, Z., 2009. Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China. *J. Hazard. Mater.* 166, 1186–1194. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.034>
- Zuanon, J., Ferreira, E., 2008. Feeding ecology of fishes in the Brazilian Amazon: a naturalistic approach, in: Cyrino, J.E.P., Bureau, D.P., Kapoor, B.G. (Eds.), *Feeding and Digestive Functions of Fishes*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 1–35.

CAPÍTULO 3

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Média e desvio padrão (SD) por local e mês dos dados biométricos das espécies *Propimelodus eigenmanni* (peixe), *Macrobrachium amazonicum* (camarão) e *Minuca mordax* (caranguejo).

Espécies	Mês	Local	Peso (g)	Comprimento Total (cm)	Comprimento Padrão (cm)	Comprimento do cefalotórax (cm)	Largura (cm)	Altura(cm)	
<i>Propimelodus eigenmanni</i> (Peixe)	Novembro/2015	P1	17,5 ± 6,3	16,7 ± 2,7	11,3 ± 1,1	-	-	-	
		P4	40,5 ± 5,5	20,9 ± 1,5	15,1 ± 0,3	-	-	-	
	Fevereiro/2016	P1	13,8 ± 1,9	15,6 ± 0,6	10,9 ± 0,4	-	-	-	
		P4	13,3 ± 3,5	15,0 ± 1,0	10,3 ± 0,6	-	-	-	
	Maio/2016	P1	11,5 ± 3,7	13,3 ± 1,6	9,6 ± 0,6	-	-	-	
		P4	15,5 ± 1,0	10,5 ± 0,6	9, ± 1,0	-	-	-	
	Agosto/2016	P1	14,3 ± 1,7	15,3 ± 1,3	10,6 ± 0,3	-	-	-	
		P4	10,7 ± 2,9	14,3 ± 1,7	9,5 ± 0,8	-	-	-	
	Média ± SD			17.1 ± 9.2	15,5 ± 3,3	10,9 ± 1,9	-	-	-
	<i>Macrobrachium amazonicum</i> (Camarão)	Novembro/2015	P1	3,3 ± 0,2	7,9 ± 0,3	-	1,6 ± 0,03	-	-
			P2	3,4 ± 0,3	7,8 ± 0,3	-	1,7 ± 0,04	-	-
			P3	3,2 ± 0,2	7,6 ± 0,3	-	1,7 ± 0,05	-	-
			P4	3,9 ± 0,2	8,2 ± 0,4	-	1,7 ± 0,04	-	-
Fevereiro/2016		P1	2,3 ± 0,3	6,9 ± 0,4	-	1,4 ± 0,05	-	-	
		P2	2,2 ± 0,2	6,7 ± 0,2	-	1,4 ± 0,04	-	-	
		P3	1,8 ± 0,2	6,2 ± 0,4	-	1,3 ± 0,07	-	-	
		P4	2,5 ± 0,1	7,0 ± 0,4	-	1,5 ± 0,04	-	-	
Maio/2016		P1	2,2 ± 0,1	6,6 ± 0,4	-	1,5 ± 0,04	-	-	
		P2	2,8 ± 0,3	7,3 ± 0,3	-	1,6 ± 0,06	-	-	
		P3	2,9 ± 0,3	7,4 ± 0,6	-	1,6 ± 0,05	-	-	
		P4	2,1 ± 0,3	6,6 ± 0,5	-	1,5 ± 0,06	-	-	
Agosto/2016		P1	1,7 ± 0,2	6,3 ± 0,3	-	1,2 ± 0,06	-	-	
		P2	1,7 ± 0,1	6,3 ± 0,1	-	1,3 ± 0,03	-	-	
		P3	2,1 ± 0,2	6,7 ± 0,2	-	1,4 ± 0,02	-	-	
		P4	1,9 ± 0,4	8,0 ± 8,3	-	1,3 ± 0,09	-	-	
Média ± SD			2.5 ± 0.7	7,0 ± 2,4	-	1,5 ± 0,16	-	-	
<i>Minuca mordax</i> (Caranguejo)	Novembro/2015	P1	3,0 ± 1,0	1,3 ± 0,15	-	-	1,8 ± 0,3	1,0 ± 0,1	
		P2	3,9 ± 0,7	1,4 ± 0,06	-	-	2,0 ± 0,1	1,1 ± 0,1	
		P3	4,3 ± 0,4	1,4 ± 0,05	-	-	2,1 ± 0,1	1,1 ± 0,1	
		P4	2,7 ± 0,3	1,3 ± 0,05	-	-	1,8 ± 0,1	1,0 ± 0,0	
	Fevereiro/2016	P1	3,4 ± 0,9	1,2 ± 0,10	-	-	1,8 ± 0,2	1,1 ± 0,1	
		P2	4,3 ± 0,7	1,4 ± 0,07	-	-	2,0 ± 0,1	1,1 ± 0,1	
		P3	4,2 ± 0,5	1,3 ± 0,06	-	-	2,0 ± 0,1	1,2 ± 0,1	
		P4	2,2 ± 0,7	1,1 ± 0,14	-	-	1,7 ± 0,2	0,9 ± 0,1	
	Maio/2016	P1	1,9 ± 0,6	1,2 ± 0,13	-	-	1,8 ± 0,2	1,1 ± 0,1	
		P2	2,9 ± 0,6	1,2 ± 0,07	-	-	1,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	
		P3	3,4 ± 0,4	1,3 ± 0,04	-	-	1,9 ± 0,1	1,1 ± 0,1	
		P4	2,1 ± 0,5	1,2 ± 0,06	-	-	1,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	
	Agosto/2016	P1	2,5 ± 1,5	1,2 ± 0,14	-	-	1,8 ± 0,2	1,1 ± 0,1	
		P2	2,6 ± 1,9	1,2 ± 0,11	-	-	1,8 ± 0,2	1,0 ± 0,1	
		P3	3,4 ± 0,5	1,3 ± 0,06	-	-	1,9 ± 0,1	1,1 ± 0,1	
		P4	3,2 ± 0,5	1,2 ± 0,08	-	-	1,9 ± 0,1	1,2 ± 0,9	

CAPÍTULO 3

Espécies	Mês	Local	Peso (g)	Comprimento Total (cm)	Comprimento Padrão (cm)	Comprimento do cefalotórax (cm)	Largura (cm)	Altura(cm)
	Média ± SD		2.8 ± 1.1	1,1 ± 0,12	-	-	1,8 ± 0,2	1,1 ± 0,3

CAPÍTULO 3

Tabela S2. Concentração média ($\mu\text{g}/\text{kg dw}$) de REEs (LRREs (La a Nd), MREE (Sm a Gd) e HREE (Tb a Lu e Y) das espécies *Propimelodus eigenmanni* (peixe), *Macrobrachium amazonicum* (camarão) e *Minuca mordax* (caranguejo) coletados nos locais P1, P2, P3 e P4 nos meses de Novembro/2015, Fevereiro/2016, Maio/2016 e Agosto/2016.

Mês	Local	Camarão			Caranguejo			Peixe		
		LREE	MREE	HREE	LREE	MREE	HREE	LREE	MREE	HREE
Novembro/2015	P1	2456	439	859	49368	4445	9063	60	8	16
	P2	4641	394	740	41062	3686	7876			
	P3	2397	290	565	60926	5064	9832			
	P4	2311	710	651	27726	3261	6126	67	10	18
Fevereiro/2016	P1	4502	454	872	24264	3269	5533	101	12	24
	P2	1836	130	223	60828	7498	13367			
	P3	1953	587	863	25507	4596	5533			
	P4	5421	895	1082	26067	11940	7194	108	13	26
Maio/2016	P1	7002	911	1121	45432	16528	13223	282	31	43
	P2	3535	270	495	24633	18919	9127			
	P3	2541	1010	922	22424	43099	14165			
	P4	4832	300	557	34888	2432	6717	263	27	48
Agosto/2016	P1	3828	346	610	49578	3377	9604	285	31	58
	P2	2909	571	590	29062	2052	5548			
	P3	2299	611	780	37975	2564	6887			
	P4	5424	710	1464	43322	2888	8409	319	38	54

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho elucidou informações sobre os Elementos Terras Raras (REEs) em três grupos de organismos aquáticos dulcícolas de uma da área a proximidade de um lixão a céu aberto da região amazônica. A partir do levantamento de dados, foi constatado que o níveis de As, Cd, Pb, Hg e \sum REE nos caranguejos *Minuca mordax* foram significativamente maiores que nos camarões *Macrobrachium amazonicum* e peixes *Propimelodus eignmanni*. O padrão de acúmulo das categorias de REEs (leves, médios e pesados) foi semelhante nas três espécies, LREE>HREE>MREE. De modo geral, sazonalmente, no período seco, Agosto/2016, os espécimes apresentaram maiores concentrações de As, Cd, Pb e Hg e dos elementos terras raras que nos demais meses de amostragem. As brânquias dos camarões e caranguejos, assim como o fígado dos peixes acumulam mais elementos metálicos (As, Cd, Pb e Hg) que o tecido muscular das três espécies estudadas.

Os metais nos organismos aquáticos dos caranguejos diferiram entre os locais de coleta, e estes foram significativamente maiores no local mais próximo da fonte poluidora (P1, P2 e P3), diminuindo na área controle (P4). Esta é uma forte evidência que os elementos metálicos são contaminantes associados ao lixiviado de lixões a céu aberto, um problema para a maioria das cidades da Amazônia e também em outros países. Os dados confirmam que há necessidade de biomonitoramento dessas áreas para proteção dos ecossistemas aquáticos e riscos à saúde humana.

Considerando a capacidade de absorção de REEs e influência sazonal no acúmulo destes, o caranguejo *Minuca mordax* pode ser considerado um excelente bioindicador de ecossistemas aquáticos adjacentes às áreas urbanas. No mais, este estudo constitui a primeira investigação de REEs em espécies dulcícolas residentes de áreas próximas à ambientes de deposição inadequada de resíduos domésticos, industriais e hospitalares, com isto, propicia oportuniza informações básicas, porém de relevância para futuras pesquisas em ambientes aquáticos sob pressão antrópica.

A partir do índice de risco calculado para os peixes e camarões capturados nos 4 locais de amostragens e nos quatro períodos sazonais é observado, as duas espécies apresentaram HI superior a 1, evidenciando o risco a saúde humana pelo consumo destas proteínas com as atuais taxas de metais em seus tecidos musculares.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE, 2015. Panorama of solid waste in Brazil 2015. Abrelpe 92.
<https://doi.org/ISSN 2179-8303 9>
- Ahmed, K., Baki, M.A., Islam, Saiful Kundu, Goutam Kumar Mamun, Habibullah Al Sarkar, Santosh Kumar Hossain, M., 2015. Human health risk assessment of heavy metals in tropical fish and shellfish collected from the river Buriganga , Bangladesh. Springer-Verlag Berlin Heidelb. 2015 15880–15890.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4813-z>
- Akoteyon, I.S., Olalude, G.A., Mbata, U.A., 2011. Investigation of Heavy Metal Contamination in Groundwater Around Landfill site in a Typical Sub-urban Settlement in Alimosho, Lagos-Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Sanit.* 6, 155–163.
- ALBRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), 2016. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil.
- ALBRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), 2013. Panorama dos resíduos Sólidos No Brasil. São Paulo.
- Amyot, M., Clayden, M.G., MacMillan, G.A., Perron, T., Arscott-Gauvin, A., 2017. Fate and Trophic Transfer of Rare Earth Elements in Temperate Lake Food Webs. *Environ. Sci. Technol.* 51, 6009–6017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00739>
- Anastopoulos, I., Bhatnagar, A., Lima, E.C., 2016. Adsorption of rare earth metals: A review of recent literature. *J. Mol. Liq.* 221, 954–962.
<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.06.076>
- Ashton, E.C., Macintosh, D.J., Hogarth, P.J., 2003. A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *J. Trop. Ecol.* 19, 127–142.
<https://doi.org/10.1017/S0266467403003158>
- Atia, A.S., Darwish, W.S., Zaki, M.S., 2018. Monitoring of heavy metal residues, metal-metal interactions and the effect of cooking on the metal load in shellfish. *J. Anim. Plant Sci.* 28.
- Bakia, M.A., Hossaina, M.M., Aktera, J., Quraishib, S.B., Shojiba, M.F.H., Ullahb, A.K.M.A., Khanc, M.F., 2018. Concentration of heavy metals in seafood (fishes, shrimp , lobster and crabs) and human health assessment in Saint Martin Island, Bangladesh. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 159, 153–163.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.035>

- Bauer, R.T., 2004. Remarkable Shrimps: Adaptations and Natural History of the Carideans. University of Oklahoma, Norman, Oklahoma, USA.
- Bedê, L.M., Oshiro, L.M.Y., Mendes, L.M.D., Silva, A.A., 2008. Comparação da estrutura populacional das espécies de *Uca* (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) no Manguezal de Itacuruçá, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 25, 601–607. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752008000400004>
- Bosco-Santos, A., Luiz-Silva, W., Dantas, E.L., 2018. Tracing Rare Earth Element Sources in *Ucides cordatus* Crabs by Means of $^{147}\text{Sm}/^{144}\text{Nd}$ and $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ Isotopic Systematics. *Water, Air, Soil Pollut.* 229. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-018-3990-z>
- BRASIL, 2010. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos.
- Brito, N.N., Paterniani, J.E.S., Brota, G.A., Pelegrini, R.T., 2011. Avaliação da Redução da Poluição do Chorume Tratado por Processo Fotoquímico. *AUGMDOMUS* 3, 20–30.
- Camargo, M., Leão, J., Oliveira, A., Márcio, A., Silva, E., Acácio, F., Silva, G., Sampaio, L., Viana, M., Antunes, T., Silva, W., 2009. Matapi pet: uma nova proposta para a exploração sustentável do camarão amazônico *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862). *Uakari* 5, 91–96, jun.
- 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. *Environ. Pollut.* 121, 129–136. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00194-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00194-X)
- Cavalcante, D.V., da Silva, B.B., Martinelli-Lemos, J.M., 2012. Biodiversity of decapod crustaceans in the estuarine floodplain around the city of belém (Pará) in Brazilian amazonia. *Zoologia* 29, 203–209. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702012000300003>
- Chabukdhara, M., Nema, A.K., 2013. Heavy metals assessment in urban soil around industrial clusters in Ghaziabad, India: Probabilistic health risk approach. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 87, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.08.032>
- Chen, R.T., Tsai, C.F., Tzeng, W.N., 2009. Freshwater prawns (*macrobrachium* Bate, 1868) of Taiwan with special references to their biogeographical origins and dispersion routes. *Crustac. Biol.*
- Copaja, S. V., Pérez, C.A., Vega-Retter, C., Véliz, D., 2017. Heavy Metal Content in

- Chilean Fish Related to Habitat Use, Tissue Type and River of Origin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 99, 695–700. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2200-9>
- Corbi, J.J., Froehlich, C.G., Strixino, S.T., Santos, A. Dos, 2010. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. *Quim. Nova* 33, 644–648. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300030>
- Costa, B.N.S., Almeida, H.P., da Silva, B.C.P., de Figueiredo, L.G., de Oliveira, A.M., Lima, M. de O., 2020. *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) Used to Biomonitor Mercury Contamination in Rivers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 78, 245–253. <https://doi.org/10.1007/s00244-019-00683-0>
- Costa, B.N.S.B.N.S., Pinheiro, S.C.C.S.C.C., Amado, L.L., De Oliveira Lima, M., Lima, M.D.O., 2016. Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Ecol. Indic.* 61, 526–545. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.005>
- Costa, R.C., Fransozo, A., Freire, F.A.D.M., Castilho, A.L., 2007. Abundance and Ecological Distribution of the “ Sete-Barbas ” Shrimp *Xiphopenaeus Kroyeri* (Heller , 1862) (Decapoda : Penaeoidea) in Three Bays of the Ubatuba Region , South-. *Gulf Caribb. Res.* 19, 33–41. <https://doi.org/10.18785/gcr.1901.04>
- Depountis, N., Koukis, G., Sabatakakis, N., 2009. Environmental problems associated with the development and operation of a lined and unlined landfill site: a case study demonstrating two landfill sites in Patra, Greece. *Environ. Geol.* 56, 1251–1258. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1224-1>
- Dong, S., Liu, B., Tang, Z., 2008. Investigation and modeling of the environment impact of landfill leachate on groundwater quality at Jiaying Southern China. *J. Env. Technol Eng* 1, 23–30.
- Fadigas, F. de S., Amaral-Sobrinho, N.M.B. do, Mazur, N., Anjos, L.H.C. dos, Freixo, A.A., 2002. Natural contents of heavy metals in some brazilian soil classes. *Bragantia* 61, 151–159.
- Fanta, E., Rios, F.S., Romão, S., Vianna, A.C.C., Freiburger, S., 2003. Histopathology of the fish *Corydoras paleatus* contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54, 119–130. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00044-1](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00044-1)
- Freire, J.L., Marques, C.B., da Silva, B.B., 2012. Crescimento e avaliação do estoque de

- Macrobrachium amazonicum em um estuário do Nordeste do Pará, Brasil. Bol. do Inst. Pesca 38, 215–229.
- García-Dávila, C.R., Magalhães, C., Guerrero, J.C.H., 2005. Morphometric variability in populations of Palaemonetes spp. (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) from the Peruvian and Brazilian Amazon Basin. Ilheringia, Série Zool. 95, 327–334.
- Gu, Y., Huang, H., Lin, Q., 2016. Concentrations and human health implications of heavy metals in wild aquatic organisms captured from the core area of Daya Bay's Fishery Resource Reserve, South China Sea. Environ. Toxicol. Pharmacol. 45, 90–94. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2016.05.022>
- Gutiérrez-Gutiérrez, S.C., Coulon, F., Jiang, Y., Wagland, S., 2015. Rare earth elements and critical metal content of extracted landfilled material and potential recovery opportunities. Waste Manag. 42, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.024>
- Hassan, M., Ihmed, M., 2016. Heavy metal toxicity - metabolism, absorption, distribution, excretion and mechanism of toxicity for each of the metals. World News Nat. Sci. 4, 20–32.
- Holthuis, L.B., 1951. The Caridean Crustacea of the tropical West Africa. Atl. Rep. 2, 19–187.
- IBGE, I.B. de G. e E., 2011. Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009.
- INMET, 2014. Instituto Nacional de Meteorologia [WWW Document]. URL <http://www.inmet.gov.br/> (accessed 8.12.14).
- Khatri, N., Tyagi, S., 2015. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. Front. Life Sci. 8, 23–29. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>
- Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. J. Sea Res. 59, 30–43. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.004>
- Leite, M.S.B., Barros, F.M., Silva, D.P., Jesus, F.W.A., Carvalho, S.R., 2013. Coleta de água: amostragem em ambientes lóticos. Enciclopédia Biosf. Cent. Científico Conhecer-Goiânia 9, 2136–2153.
- Li, J., Huang, Z.Y., Hu, Y., Yang, H., 2013. Potential risk assessment of heavy metals by consuming shellfish collected from Xiamen, China. Environ. Sci. Pollut. Res. 20, 2937–2947. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1207-3>

- Li, L., Tian, X., Yu, X., Dong, S., 2016. Effects of Acute and Chronic Heavy Metal (Cu, Cd, and Zn) Exposure on Sea Cucumbers (*Apostichopus japonicus*). *Biomed Res. Int.* 2016, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2016/4532697>
- Li, X., Lee, S., Wong, S., Shi, W., Thornton, I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environ. Pollut.* 129, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.030>
- Lima, J. de F., Santos, T. dos S. e, 2014. Aspectos econômicos e higiênico-sanitários da comercialização de camarões de água doce em feiras livres de Macapá e Santana, Estado do Amapá. *Biota Amaz.* 4, 1–8.
- Liu, H., Liu, G., Yuan, Z., Ge, M., Wang, S., Liu, Y., Da, C., 2019. Occurrence, potential health risk of heavy metals in aquatic organisms from Laizhou Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.* 140, 388–394. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.067>
- Loaiza, I., Pillet, M., De Boeck, G., De Troch, M., 2020. Peruvian scallop *Argopecten purpuratus*: From a key aquaculture species to a promising bioindicator species. *Chemosphere* 239, 124767. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124767>
- Lortholario, M., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., François, Y., Herrenknecht, C., Poirier, L., 2019. Rare earth element bioaccumulation in the yellow and silver European eel (*Anguilla anguilla*): A case study in the Loire estuary (France). *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134938>
- Loureiro, R.S., Saraiva, J.M., Saraiva, I., Senna, R.C., Fredó, A.S., 2014. Estudo dos eventos extremos de precipitação ocorridos em 2009 no Estado do Pará. *Rev. Bras. Meteorol.* 29, 83–94.
- Lundberg, J.G., Littmann, M.W., 2003. Pimelodidae (Long-whiskered catfishes), in: Reis, S.O., Kullander, C., Ferraris, J. (Eds.), *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil, pp. 432–446.
- MacMillan, G.A., Chételat, J., Heath, J.P., Mickpegak, R., Amyot, M., 2017. Rare earth elements in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems in the eastern Canadian Arctic. *Environ. Sci. Process. Impacts* 19, 1336–1345. <https://doi.org/10.1039/c7em00082k>
- Magalhães, C., Pereira, G., 2007. Assessment of the decapod crustacean diversity in the Guayana Shield region aiming at conservation decisions. *Biota Neotrop.* 7, 1–14.
- Mantelatto, F.L., Pillegi, L.G., Suárez, H., Magalhães, C., 2008. First record and

- extension of the known distribution of the inland prawn, *Macrobrachium aracamuni* Rodríguez, 1982 (Decapoda, Palaemonidae) in Brazil. *Crustaceana* 81, 241–246.
- Matos, F.O.O.O., Moura, Q.L.L., Conde, G.B.B., MORALES, G.P.P.P., Brasil, E.C., Brasil, É.C., Brasil, E.C., Brasil, É.C., Brasil, E.C., Brasil, É.C., 2011. Impactos ambientais decorrentes do aterro sanitário da região metropolitana de Belém-Pa: Aplicação de ferramentas de melhoria ambiental. *Caminhos da Geogr.* 12, 297–305.
- Mayfield, D.B., Fairbrother, A., 2015. Examination of rare earth element concentration patterns in freshwater fish tissues. *Chemosphere* 120, 68–74.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.010>
- Mshelia, A.D., 2015. Solid waste management : An urban environmental sanitation problem in Nigeria. *Sky J. Soil Sci. Environ. Manag.* 4, 34–39.
- Nagashima, L.A., Barros Júnior, C., Silva, C.A. da, Fujimura, A.S., 2009. Avaliação dos níveis de metais pesados em efluente líquido percolado do aterro sanitário de Paranaíba, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci. Heal. Sci.* 31.
<https://doi.org/10.4025/actascihealthsci.v31i1.1154>
- Nordhaus, I., Wolff, M., Diele, K., 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67, 239–250. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.022>
- Nussey, G., Van Vuren, J.H.J., Du Preez, H.H., 2000. Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *Labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. *Water SA* 26, 269–284.
- Onsanit, S., Ke, C., Wang, X., Wang, K.J., Wang, W.X., 2010. Trace elements in two marine fish cultured in fish cages in Fujian province, China. *Environ. Pollut.* 158, 1334–1342. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.012>
- Parisi, B.M., Lundberg, J.G., Donascimento, C., 2006. *Propimelodus caesius* a new species of long-finned pimelodid catfish (Teleostei: Siluriformes) from the Amazon Basin, South America. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia* 155, 67–78.
<https://doi.org/10.1635/i0097-3157-155-1-67.1>
- Pileggi, L.A., Magalhães, C.C., Bond-Buckup, G., Mantelatto, F.L., 2013. new records and extension of the known distribution of some freshwater shrimps in Brazil. *Rev. Mex. Biodivers.* 84, 563–574.

- Ribeiro, E.G.P., 2018. Fragilidade Ambiental da Microbacia do Rio Murucutu na Amazônia Oriental. Belém. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Rocha, M.S., De Oliveira, R.R., Rapp Py-Daniel, L.H., 2007. A new species of *Propimelodus* Lundberg & Parisi, 2002 Siluriformes: Pimelodidae from rio Araguaia, Mato Grosso, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 5, 279–284. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300007>
- Santo, V.C.P., 2014. Aurá de Gentes, Lixo e Água: Ação Pública e Racionalidades em confronto em Belém (Pa). *Rev. Direito da Cid.* 6, 65–89. <https://doi.org/10.12957/rdc.2014.10702>
- Shelton, J.M., Bird, M.S., 2016. Non-native rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) occupy a different trophic niche to native Breede River redbfin (*Pseudobarbus burchelli*) which they replace in South African headwater streams. *Ecol. Freshw. Fish* 26, 484–496. <https://doi.org/10.1111/eff.12293>
- Silva, L.M.A., Lima, J.F., Takiyama, L.R., 2016. The Recruitment Pattern of *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) in Two Areas of the Amazon River Mouth, Amapá State, Brazil. *Biota Amaz.* 6, 97–101. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n3p97-101>
- Simpson, S.L., Batley, G.E., Chariton, A.A., Stauber, J.L., King, C.K., Chapman, J.C., Hyne, R. V, Gale, S.A., Roach, A.C., Maher, W.A., 2005. Handbook for Sediment Quality Assessment. Centre for Environmental Contaminants Research, Bangor, NSW.
- Siqueira, G.W., Aprile, F., 2013. Avaliação de risco ambiental por contaminação metálica e material orgânico em sedimentos da bacia do Rio Aurá, Região Metropolitana de Belém -PA. *Acta Amaz.* 43, 51–62. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100007>
- Souza, J.M.T. de, Paixão, J.F. da, Nascimento, S.A. de M., Barbosa, J.S.F., Dominguez, J.M.L., 2014. Ocorrência de metais nos sedimentos marinhos da plataforma continental entre Itacaré e Olivença (BA). *Geochim. Bras.* 28, 161–170. <https://doi.org/10.5327/z0102-9800201400020005>
- Squadrone, S., Brizio, P., Stella, C., Mantia, M., Battuello, M., Nurra, N., Mussat, R., Orusa, R., Robetto, S., Brusa, F., Mogliotti, P., Garrone, A., Cesarina, M., Sartor, R.M., Orusa, R., Robetto, S., Brusa, F., Mogliotti, P., Garrone, A., Abete, M.C., 2019. Rare earth elements in marine and terrestrial matrices of Northwestern Italy:

- Implications for food safety and human health. *Sci. Total Environ.* 660, 1383–1391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.112>
- Teles, L.T., Zara, L.F., Furlanetto, U.L.R.E., Jr., N.J.D.S., 2008. Elementos traço em peixes de interesse comercial do rio caiapó (goiás, brasil) em área sob impacto ambiental. *Estudos* 35, 1055–1067.
- Tepanosyan, G., Maghakyan, N., Sahakyan, L., Saghatelyan, A., 2017. Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 142, 257–265.
- US EPA, (United States Environmental Protection Agency), 2019. Resional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables.
- Vinodhini, R., Narayanan, M., 2008. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 5, 179–182.
- Wang, F., 2000. Relation of sediment characteristics to trace metal concentrations: a statistical study. *Water Res.* 34, 694–698. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00184-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00184-0)
- Wang, X., Xie, B., Wu, D., Hassan, M., Huang, C., 2015. Characteristics and risks of secondary pollutants generation during compression and transfer of municipal solid waste in Shanghai. *Waste Manag.* 43, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.005>
- Wang, Z., Yin, L., Xiang, H., Qin, X., Wang, S., 2019. Accumulation patterns and species-specific characteristics of yttrium and rare earth elements (YREEs) in biological matrices from Maluan Bay, China: Implications for biomonitoring. *Environ. Res.* 179, 108804. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108804>
- Widianarko, B., Van Gestel, C.A.M., Verweij, R.A., Van Straalen, N.M., 2000. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 46, 101–107. <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1879>
- Wowor, A.M., Muthu, V., Meier, R., Balke, M., Cai, Y.X., Ng, P.K.L., 2009. Evolution of life history traits in Asian freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) based on multilocus molecular phylogenetic analysis. *Mol. Phylogenet. Evol.* 52, 340–350.
- Yang, L., Wang, X., Nie, H., Shao, L., Wang, G., Liu, Y., 2016. Residual levels of rare

earth elements in freshwater and marine fish and their health risk assessment from Shandong, China. *Mar. Pollut. Bull.* 107, 393–397.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.034>

Yang, Z., Wang, Y., Shen, Z., Niu, J., Tang, Z., 2009. Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China. *J. Hazard. Mater.* 166, 1186–1194.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.034>

Zuanon, J., Ferreira, E., 2008. Feeding ecology of fishes in the Brazilian Amazon: a naturalistic approach, in: Cyrino, J.E.P., Bureau, D.P., Kapoor, B.G. (Eds.), *Feeding and Digestive Functions of Fishes*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 1–35.