

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAISES
ESCOLA DE VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

Sérgio Rodrigues da Silva

Avaliação de metais pesados no camarão da Amazônia *Macrobrachium amazonicum* em
diferentes pontos da foz do rio Amazonas

Belo Horizonte

2022

Sérgio Rodrigues da Silva

Avaliação de metais pesados no camarão da Amazônia *Macrobrachium amazonicum*

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Minas Gerais como parte das exigências para obtenção do grau de mestre em Zootecnia.

Área de Concentração: Produção Animal/
Aquacultura

Orientador: Prof. Dr. Kleber Campos Miranda Filho

Coorientador: Prof. Dr. Daniel Pereira da Costa

Belo Horizonte
2022

S586a

Silva, Sérgio Rodrigues da, 1971-
Avaliação de metais pesados no camarão da Amazônia *Macrobrachium amazonicum* em diferentes pontos da foz do rio Amazonas / Sérgio Rodrigues da Silva. – 2022.
47f: il.

Orientador: Kleber Campos Miranda Filho
Coorientador: Daniel Pereira da Costa
Dissertação (Mestrado) apresentada à Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais para obtenção do título de Mestre.
Área de concentração: Produção animal/ Aquacultura.
Bibliografia: f. 41 a 47.

1. Camarão – Criação - Teses - 2. Aquicultura - Teses - 3. Produção animal - Teses -
I. Miranda Filho, Kleber Campos - II. Costa, Daniel Pereira da - III. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Veterinária. IV. Título.

CDD – 636.08

Bibliotecária responsável Cristiane Patrícia Gomes – CRB2569

Biblioteca da Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais



ESCOLA DE VETERINÁRIA DA UFMG
COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA
Av. Antônio Carlos 6627 - CP 567 - CEP 30123-970 - Belo Horizonte- MG
TELEFONE (31)-3409-2173

www.vet.ufmg.br/academicos/pos-graduacao

E-mail cpgzootec@vet.ufmg.br

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO SÉRGIO RODRIGUES DA SILVA

Às 09:00 horas do dia 01 de abril de 2022, reuniu-se, remotamente, a Comissão Examinadora de dissertação, aprovada por ad referendum 19/01/2022, para julgar, em exame final, a defesa da dissertação intitulada: Avaliação de metais pesados no camarão da Amazônia *Macrobrachium amazonicum*, como requisito final para a obtenção do Grau de **Mestre em Zootecnia, área de concentração Produção animal**

Abrindo a sessão, o Presidente da Comissão, Prof. Kleber Campos Miranda Filho, após dar a conhecer aos presentes o teor das Normas Regulamentares da Defesa de dissertação, passou a palavra ao (a) candidato (a), para apresentação de seu trabalho. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do candidato (a). Logo após, a Comissão se reuniu, sem a presença do candidato e do público, para julgamento da dissertação, tendo sido atribuídas as seguintes indicações:

	Aprovada	Reprovada
Prof.(a)/Dr.(a) Jô de Farias Lima	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Prof.(a)/Dr.(a) Galileu Crovatto Veras	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Prof.(a)/Dr.(a) Kleber Campos Miranda Filho	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Pelas indicações, o (a) candidato (a) foi considerado (a): Aprovado (a)

Reprovado (a)

Para concluir o Mestrado, o candidato deverá entregar 03 volumes encadernados da versão final da dissertação acatando, se houver, as modificações sugeridas pela banca, e a comprovação de submissão de pelo menos um artigo científico em periódico recomendado pelo Colegiado dos Cursos. Para tanto terá o prazo máximo de 60 dias a contar da data defesa.

O resultado final, foi comunicado publicamente ao (a) candidato (a) pelo Presidente da Comissão. Nada mais havendo a tratar, o Presidente encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora e encaminhada juntamente com um exemplar da dissertação apresentada para defesa.

Belo Horizonte, 01 de abril de 2022

Assinatura dos membros da banca:

Jô de Farias Lima

Galileu Crovatto Veras

Kleber Campos Miranda Filho

(Vide Normas Regulamentares da defesa de Tese no verso)
(Este documento não terá validade sem assinatura e carimbo do Coordenador)

Dedico esse trabalho primeiramente a DEUS e aos meus pais, que tiveram paciência comigo nos piores e melhores momentos, aos meus professores e aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos funcionários da EMBRAPA - Macapá-AP, do LAQUA da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais - EV/UFMG, pessoas iluminadas que propiciaram a conclusão deste trabalho com sucesso, desde o princípio.

RESUMO GERAL

O camarão da Amazônia, *Macrobrachium amazonicum*, é uma espécie de camarão amplamente coletado e consumido pela população ribeirinha da bacia do rio Amazonas, tendo uma grande importância econômica local. Para a produção de matrizes de camarões são coletados nos rios e mantidos em cativeiro. Desta maneira, tendo em vista a degradação dos ambientes naturais pela ação antrópica, estudos sobre a concentração de metais pesados nesta espécie são importantes para obter resultados sobre bioacumulação, danos fisiológicos aos animais e segurança alimentar da população. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração dos metais cobre (Cu), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr) no tecido muscular, nos órgãos (coração, gônadas e hepatopâncreas) e no exoesqueleto (na forma de resíduos) de machos e fêmeas de camarões *M. amazonicum*. Para isso, foram coletados 90 camarões oriundos de três áreas da foz do rio Amazonas (foz do rio Mazagão Velho em Mazagão, Ilha de Santana, no Município de Santana e Arquipélago Fluvial do Bailique) com auxílio de armadilhas sintéticas em formato de covão. No laboratório foram pesados e medidos. O músculo, exoesqueleto e órgãos pesados individualmente, liofilizados e triturados. E determinados os metais pesados (Cu, Mn, Pb e Cr) em triplicata. O experimento foi delineado em esquema fatorial 2 x 3 (sexo, local). O teste de normalidade aplicado foi o *Shapiro-Wilk*. Nas variáveis normais, foi aplicado o teste de ANOVA, seguido do teste de *Duncan* e, nas não normais, foi aplicado o teste de *Kruskal-Wallis* (5% de significância). Os machos foram maiores que as fêmeas. Exemplares de Mazagão apresentaram maior comprimento e peso total. Houve maior concentração de Mn e Pb em machos quando comparados às fêmeas. Exemplares de Bailique tiveram uma menor concentração de Cu e Mn. Exemplares de Mazagão tiveram menor concentração de Pb enquanto que os machos coletados na ilha de Santana e em Bailique tiveram maior concentração de Pb. Os exemplares coletados na Ilha de Santana tiveram menor concentração de Cu, entretanto, as fêmeas, coletadas em Mazagão, tiveram maior concentração de Cu. Houve maior concentração de Cu nos órgãos; maior concentração de Mn nos resíduos de machos; e maior concentração de Cr nos órgãos, não diferindo entre machos e fêmeas. Foi observada menor concentração de Cu nos órgãos em Bailique e os machos acumularam maior quantidade de Mn. Em Bailique e Ilha de Santana, houve maior concentração de Pb no músculo e no resíduo de machos quando comparadas às fêmeas.

Palavras-chave: Amazonas, aquacultura, bioacumulação

GENERAL ABSTRACT

The Amazon Shrimp, *Macrobrachium amazonicum*, is a species of shrimp widely collected and consumed by the riverside population of the Amazon River basin, having a great local economic importance. Thus, in view of the degradation of natural environments by anthropic action, studies on the concentration of heavy metals in this species are important to obtain results on bioaccumulation, physiological damage to animals, and food security for the population. Thus, the aim of this study was to evaluate the concentration of metals copper (Cu), manganese (Mn), lead (Pb), and chromium (Cr) in muscle tissue, organs (heart, gonads, and hepatopancreas), and exoskeleton (residue) of male and female shrimp *M. amazonicum* from Amazon River. Ninety shrimp were collected in three regions of Amapá (mouth of the Mazagão Velho River in Mazagão, Santana Island in the Municipality of Santana, and the Bailique River Archipelago), with the aid of a trap, they were stored, transferred to the laboratory, weighed and measured. The muscle, organs, and exoskeleton were individually weighed, lyophilized and crushed. Heavy metals Cu, Mn, Pb and Cr were determined in triplicate. The experiment was designed in a 2 x 3 factorial scheme (sex and location). The normality test applied was the Shapiro-Wilk. For normal variables, the ANOVA test was applied, followed by Duncan's test, and for non-normal variables, Kruskal-Wallis test was applied (5% significance). Males were larger than females ($p < 0.05$). Mazagão specimens showed greater length and total weight ($p < 0.05$). There was a higher concentration of Mn and Pb in males when compared to females ($p < 0.05$). Bailique specimens had a lower concentration of Cu and Mn ($p < 0.05$). Mazagão specimens had lower Pb concentrations and males collected on Santana Island and Bailique had higher Pb concentrations ($p < 0.05$). The specimens collected in Ilha de Santana had lower Cu contraction, however, the females collected in Mazagão had a higher concentration of Cu. There was a higher concentration of Cu in the organs; a higher concentration of Mn in male residues and; a higher concentration of Cr in the organs, not differing between males and females ($p > 0.05$). A lower concentration of Cu was observed in the organs in Bailique and males accumulated a greater amount of Mn. In Bailique and Ilha de Santana, there were higher concentrations of Pb in the muscle and in the residue of males when compared to females. Higher concentration of Pb in the tissues of females in most places and tissues studied. In view of the high levels of metals observed in the animals collected at the three study points compared to the maximum levels recommended by environmental agencies, further studies are advised regarding the areas where animals are captured for their consumption and cultivation.

Keywords: Amazon, aquaculture, bioaccumulation, shrimp farming.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1. Região dos pontos de coleta dos exemplares de <i>M. amazonicum</i>	35
------------------------------------------------------------------------------------	----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Toxicidade aguda de metais pesados em diferentes espécies de crustáceos	20
-----------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Dados biométricos de <i>Macrobrachium amazonicum</i> nas regiões de estudo	37
Tabela 2. Concentração de metais pesados em <i>Macrobrachium amazonicum</i> da bacia do Rio Amazonas (mg/kg)	38
Tabela 3. Limites de concentração de metais em água para a classe 2 definido na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008	40
Tabela 4. Limites adotados pela CONAMA nº 454/2012 possuem como referência critérios de classificação dos sedimentos estabelecidos pelo <i>CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment</i> (CCME, 2002).....	40

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. CAPÍTULO 1- REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1 <i>Macrobrachium amazonicum</i>	13
2.2 Metais pesados.....	14
2.2.1 Origem dos metais pesados.....	14
2.2.2 Definição de metais pesados	15
2.2.3 Bioacumulação.....	16
2.2.4 Bioacumulação em crustáceos.....	17
2.2.5 Toxicidade de metais pesados em crustáceos.....	18
2.2.6 Efeito fisiológico dos metais pesados em camarões	19
3.1 Introdução	32
3.2 Material e métodos.....	33
3.2.1 Coleta e preparação de amostras	33
3.2.2 Determinação dos metais pesados.....	34
3.2.3 Análise estatística	35
3.3 Resultados.....	35
3.4 Discussão.....	40
3.5 Conclusão.....	45
3.6 Referências	45

1. INTRODUÇÃO

Os metais pesados são assim denominados, porque possuem alta densidade comparada a água (Hawkes, 1997). Quimicamente, esses elementos possuem peso atômico entre 63,546 e 207,2 e densidade superior a 4,0 g/cm³ (Duffus, 2002).

Em termos biológicos, os metais pesados são sempre associados à toxicidade. Entretanto, conforme Appenroth (2010), a afirmação não é baseada em evidências científicas, pois, o efeito de qualquer substância em um sistema vivo depende sempre da concentração disponível para as células, não existindo substâncias sempre tóxicas, como também vários íons metálicos são cruciais para o metabolismo das células em baixas concentrações. Logo, a toxicidade de um metal pesado está relacionada a sua dose-resposta.

Os metais de elevada densidade ocorrem naturalmente no ambiente de origem geológica. Porém, em função da sua ampla utilização esses metais também são oriundos da poluição ambiental causada pelas ações, industriais, agrícolas, farmacêuticas, de queima de combustíveis fósseis, de lançamento efluentes domésticos, de descarte de lodo de esgoto, entre outras. As fontes industriais que mais disseminam os metais pesados no ambiente, destacam-se as refinarias de processamento de metais (Tchounwou *et al.*, 2012).

O estado do Amapá tem como principais atividades econômicas: o extrativismo mineral e vegetal. O estado conta com grandes empresas mineradoras, que exploram elementos como manganês, cromo, alumínio, ouro e ferro (Simões, 2009), sendo estas grandes fontes de contaminação ambiental por metais pesados como o cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), zinco (Zn), mercúrio (Hg), alumínio (Al), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn) e arsênio (As). Isso ocorre, porque, quando extraídos, os minerais não são suficientemente puros para a aplicação na indústria e assim são submetidos a tratamentos ou beneficiamentos que os tornam aptos a serem usados pela indústria de metalúrgica gerando dois produtos, quais sejam, o concentrado e o rejeito. Os rejeitos podem conter elevadas concentrações de metais pesados e são lançados em corpos hídricos receptores (Freitas Muniz e Oliveira-Filho, 2006).

Uma outra fonte de metais pesados nos leitos dos rios são os esgotos domésticos. Esses metais são descartados através de águas residuais de banheiros, cozinhas, lavanderias, entre outros, coletados pelo esgoto e fluem para a estação de tratamento de águas residuais, onde os metais são incorporados ao lodo de esgoto em uma proporção alta e o restante é descarregado no meio ambiente através do efluente (Chino *et al.*, 2001).

Esses metais podem causar danos severos à vida aquática, pois são rapidamente absorvidos pelas células de cloreto das brânquias e levados para o citosol da célula (Olsson *et al.*, 1998) e bioacumulados em diversos tecidos, podendo causar danos ao tecido, alterações citogenéticas, hematológicas (Vinodhini e Narayanan, 2009) podendo levar à morte a fauna aquática (Baby *et al.*, 2010).

Os camarões, de modo geral, são propícios a bioacumulação de poluentes, ou seja, quando a taxa de absorção de um elemento químico por um organismo excede sua taxa de eliminação (Khan *et al.*, 1989). Isso ocorre por causa do seu hábito alimentar detritívoro e o acúmulo de poluentes pode causar alterações osmorregulatórias (Wu e Chen, 2004), danos ao DNA (Chang *et al.*, 2009), além de retardo no crescimento e comprometimento reprodutivo (Green *et al.*, 1976).

A espécie de camarão de água doce *Macrobrachium amazonicum* é endêmica da América do Sul e engloba as principais bacias hidrográficas desta região (Silva *et al.*, 2019). É uma espécie com grande potencial aquícola e sua pesca artesanal é muito comum nas regiões Norte e Nordeste do Brasil (Oliveira, 2019). A comercialização dessa espécie é uma importante fonte de renda para pescadores (Silva *et al.*, 2017) e são distribuídos nos comércios locais como restaurantes e feiras (Lima e Santos, 2014).

Na região amazônica, os plantéis de reprodutores, para a reprodução em cativeiro de *M. amazonicum*, são coletados diretamente da natureza ou são transferidos para o local de cultivo, onde são engordados e posteriormente comercializados como camarão oriundo da carcinicultura (Costa *et al.*, 2021). Entretanto, como os camarões reprodutores são coletados em ambiente natural e a região de estudo possui elevadas atividades mineradoras, os estudos sobre as concentrações de metais pesados nos reprodutores é de fundamental importância para assegurar matrizes com níveis aceitáveis desses metais, não os disseminando nos diferentes níveis tróficos, além de assegurar a qualidade alimentar aos seres humanos.

Dessa forma, o objetivo do presente estudo foi avaliar a concentração dos metais de elevada densidade, manganês, chumbo, cobre e cromo em camarões da espécie *Macrobrachium amazonicum* coletados em três diferentes pontos da foz do rio Amazonas no estado do Amapá.

2. CAPÍTULO 1- REVISÃO DE LITERATURA

2.1 *Macrobrachium amazonicum*

O gênero *Macrobrachium* pertence à ordem Decapoda, possui ampla distribuição geográfica, sendo espalhados por todos os continentes em regiões tropicais e temperados, em corpos de água doce ou salobra (Oliveira, 2019). Apresenta aproximadamente 250 espécies registradas, 20 delas situam-se no Brasil, incluindo espécies introduzidas (Mantelatto *et al.*, 2010). Um representante desse gênero é o *Macrobrachium amazonicum*.

O *M. amazonicum* é endêmico da América do Sul e está distribuído nas principais bacias hidrográficas deste subcontinente, incluindo as do Orinoco, Amazonas, Araguaia-Tocantins, São Francisco, Paraná e Paraguai (Silva *et al.*, 2019). Os exemplares desta espécie podem ser divididos em duas populações principais: as que vivem em regiões costeiras, que habitam os estuários dos rios e dependem de água salobra para completar seu ciclo de vida, e as populações continentais que vivem em rios, lagos e outros corpos d'água interiores (Moraes-Valenti e Valenti, 2010).

Essa espécie apresenta grande potencial produtivo e possui características importantes que indicam seu potencial para a aquicultura, como a capacidade de adaptação à criação intensiva ou extensiva, seu comportamento pouco agressivo, bom desempenho zootécnico, fácil manutenção em cativeiro, entre outras (Machado *et al.*, 2018; Costa e Silva *et al.*, 2019). Além disso, é o principal camarão de água doce nativo explorado comercialmente no Brasil pela pesca artesanal na região amazônica, principalmente nos estados do Pará e Amapá, onde há um consumo significativo (Moraes-Valenti e Valenti, 2010).

É reconhecido que a Amazônia apresenta grande biodiversidade e a zona Costeira Amazônica, sobretudo os estados do Amapá e Pará, possuem áreas de alta vulnerabilidade, associada à sensibilidade dos ecossistemas dominantes tanto no setor oceânico como estuarino (manguezais, margens de rios, planícies alagadas, áreas de ressacas e ilhas vegetadas) (Santos, 2016). As atividades relacionadas à mineração ocorrem desde meados de 1950 no estado Amapá e se apresenta como uma grande atividade extrativista devido ao potencial econômico de seus depósitos minerais (Monteiro, 2005).

Durante os processos de construção de usinas hidrelétricas, de atividades de mineração e do agronegócio são produzidos grandes volumes de resíduos. No caso das atividades de mineração, os resíduos estão em forma de polpa, provindos da mistura do material de interesse

moído com água e produtos químicos, que são posteriormente armazenados em estruturas denominadas barragens de rejeito (Melo, 2021).

Todo esse processo pode liberar metais pesados no solo e nos corpos aquáticos, normalmente causando efeitos deletérios à fauna e flora local, podendo ser bioacumulados pela biota e biomagnificados aos humanos por meio do consumo de organismos contaminados. Pelo fato do *M. amazonicum* ser utilizado como uma fonte de renda e de consumo alimentar em regiões na qual a indústria e a mineração estão em crescimento, estudos sobre a presença de metais pesados e suas implicações nas águas e nos animais desta espécie são necessários.

2.2 Metais pesados

2.2.1 Origem dos metais pesados

Em ambientes dulcícolas, a contaminação dos leitos lóticos e lênticos por metais pesados pode ocorrer por distintas vias, como abordadas por Li *et al.* (2018) que, ao analisarem as fontes de metais pesados no lago Taihu, situado na Índia, classificaram a origem destes metais em três fontes: agricultura, industrial e geogênica. Dwivedi (2017) também classificou o esgoto doméstico como uma grande fonte de poluição aquática.

A agricultura é uma atividade essencial para a existência humana e consiste no cultivo plantas e animais com o objetivo de fornecer alimentos e outros produtos. Entretanto, com o passar dos anos, a atividade foi evoluindo, passando do simples cultivo de plantas e animais para técnicas mais avançadas como o preparo do solo com a adição de nutrientes e controle de pragas por meio de defensivos agrícolas (Harris e Fuller, 2014). Essa evolução aumentou a oferta de alimentos no mundo. Contudo, a agricultura tornou-se uma atividade poluidora ambientalmente, haja vista grande quantidade de insumos que são utilizados, assim inclusa como umas das principais causas de poluição da água em todo o mundo (OECD, 2017).

A agricultura polui a água por meio de grandes quantidades de poluentes descartados, incluindo agroquímicos, nutrientes, matéria orgânica e sedimentos que são lixiviados em corpos d'água e se acumulam nos diferentes níveis tróficos (Muratoglu, 2020).

A indústria é uma grande poluidora dos leitos aquáticos, pois a manufatura de muitos produtos origina resíduos que são adicionados direta ou indiretamente à água, gerando a denominada água residual, que contém grande quantidade de poluentes (Arif *et al.*, 2020).

Outro exemplo é a mineração, que é uma grande poluidora, pois quando os minerais são extraídos, estes não são suficientemente puros para a aplicação na indústria e assim são

submetidos a tratamentos ou beneficiamentos que os tornam aptos, gerando assim dois produtos: o concentrado e o rejeito. Os rejeitos podem conter elevadas concentrações de metais pesados e, geralmente são lançados em corpos hídricos receptores (Freitas Muniz e Oliveira-Filho, 2006).

Outra fonte de metais pesados nos leitos dos rios são os esgotos domésticos. Esses metais são descartados em águas residuais dos banheiros, cozinhas, lavanderias são coletados pelo esgoto e fluem para a estação de tratamento de águas residuais, na qual os metais são incorporados ao lodo de esgoto em uma proporção alta e o restante é descarregado no meio ambiente através dos efluentes (Chino *et al.*, 2001).

A maior fonte de poluição dos leitos de água é antropogênica. Entretanto, existe ainda a fontes geogênicas. Os metais pesados são componentes naturais da crosta terrestre compondo algumas formações rochosas (Herrera-Estrella e Guevara-García, 2009). A poluição dos ambientes dulcícolas por esta via pode ocorrer devido a derivados de fluidos hidrotérmicos, ou seja, fontes geotérmicas e respiradouros de gás, áreas mineralizadas e/ou interações rocha-água (Cangemi *et al.*, 2019).

2.2.2 Definição de metais pesados

Em termos biológicos, os metais pesados são sempre associados à toxicidade. Porém, esses elementos químicos podem ser classificados como metais essenciais e não essenciais. Os metais essenciais são requeridos em baixas quantidades pelos seres vivos, participando de atividades metabólicas com as suas concentrações controladas visando a homeostase. Por outro lado, a deficiência de metais essenciais (Fe, Cu, Zn, Mn, Co e Se) pode resultar no comprometimento das funções vitais do organismo. No entanto, quando em excesso, os metais essenciais são potencialmente tóxicos aos seres vivos (Sauliutė e Svecevičius, 2015).

Os metais pesados não essenciais, podem ser classificados como metais pesados não-essenciais não-tóxicos e não-essenciais tóxicos. Os metais não-essenciais não-tóxicos são aqueles elementos que são inofensivos abaixo de seu nível limite, mas quando eles o excedem, tornam-se tóxicos e prejudicam várias funções vitais (e.g. Ni e Cr). Enquanto isso, metais pesados tóxicos não-essenciais são aqueles metais que não têm funções biológicas bem conhecidas para os seres vivos e são tóxicos mesmo em quantidades mínimas (e.g. Cd, Pb, Hg, As, Be, etc.) (Roy, 2010; Sauliutė e Svecevičius, 2015).

2.2.3 Bioacumulação

O processo de bioacumulação pode ser definido como absorção, armazenamento e acúmulo de contaminantes orgânicos e inorgânicos por organismos de seu ambiente, sendo resultante de interações complexas entre várias rotas de absorção, excreção, liberação passiva e metabolização (Streit, 1998). Zenker *et al.* (2014) também definiram a bioacumulação como sendo a absorção, tanto do meio abiótico quanto do alimento de contaminantes pelos organismos que vivem em um determinado ecossistema. E essas substâncias absorvidas podem ficar retidas nos organismos, acumulando progressivamente nos níveis tróficos da cadeia alimentar, em um fenômeno conhecido como biomagnificação (Ali e Khan, 2019).

O mecanismo de bioacumulação de metais pesados é espécie-específico e envolve complexos mecanismos biológicos. Nas plantas, os metais tóxicos são transportados da água e solo através do sistema radicular, como também foliarmente por meio da deposição atmosférica. Em animais aquáticos, a absorção se dá por meio do trato gastrointestinal, tendo como via alimentos e água contaminada, como também pelo sistema respiratório (brânquias e pele) (Sauliūtė e Svecevičius, 2015). Já a absorção intracelular, ocorre através da membrana plasmática por meio de proteínas de transporte e pela alta afinidade por sítios de ligação intracelular (Sijm e Hermens, 2000; Yang *et al.*, 2005).

A bioacumulação de metais pesados por organismos aquáticos é reflexo dos níveis de poluição do ambiente, ao qual o organismo está inserido e da espécie em questão (Hao *et al.*, 2019). Todos os animais aquáticos podem ser considerados susceptíveis à bioacumulação de metais pesados, sendo que algumas espécies apresentam uma maior capacidade para absorver tais elementos. De modo geral, a absorção de metais pesados pelo organismo está relacionada com as propriedades fisiológicas e biológicas do metal, hábitos alimentares e estilo de vida da espécie (Tao *et al.*, 2012).

Zhang *et al.* (2015) investigaram a distribuição dos metais pesados Cu, Pb, Zn, Cr, Cd em peixes, moluscos e crustáceos, e observaram que as espécies de menor nível trófico apresentavam maior acúmulo de metais pesados. Resultado similar também foi observado por Hao *et al.* (2019) que encontraram maiores concentrações de metais pesados em crustáceos quando comparados aos peixes.

2.2.4 Bioacumulação em crustáceos

Os crustáceos possuem o hábito alimentar detritívoro, o que os torna mais susceptíveis a absorver os metais pesados do ambiente. Entretanto, as espécies que compõem este Filo possuem mecanismos específicos (Ahearn *et al.*, 2004).

Em camarões, os metais pesados são absorvidos pelas brânquias (Olsson *et al.*, 1998) ou através das membranas da borda em escova por difusão ou mediada por um transportador de membrana e levados às células epiteliais hepatopancreáticas. No citoplasma dessas células, o metal pode complexar com a metalotioneína, proteína que tem alta afinidade para íons de metal, entrar na mitocôndria, ser transportado através da membrana basolateral para o sangue, ser acumulado por lisossomas, ou ser transferido para o retículo endoplasmático (Ahearn *et al.*, 2004).

Estudos têm demonstrado que diferentes espécies de camarão bioacumulam metais pesados. Shamsavani *et al.* (2017) compilaram 23 estudos sobre a bioacumulação de metais pesados em camarões no golfo Pérsico e evidenciaram a presença de metais pesados como Zn e Pb. Kaya e Turkoglu (2017) encontraram altas concentrações de metais pesados trabalhando com o camarão marinho *Penaeus semisulcatus* na Turquia. Míguas *et al.* (2013) encontraram altas concentrações de Cr, Co, e Mn em camarões marinhos *Farfantepenaeus paulensis* e *Xiphopenaeus kroyeri* na baía de Camamu, Brasil.

Nessa classe de organismos, os metais pesados acumulam em diferentes tecidos, sendo variável conforme o tempo de exposição ao contaminante. Tu *et al.* (2008) avaliaram as concentrações de metais pesados no camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii* no Vietnã em dois ambientes distintos. Esses pesquisadores encontraram acúmulo de metais pesados no hepatopâncreas, exoesqueleto e tecido muscular. Entretanto, encontraram diferença significativa nas concentrações dos elementos nas regiões estudadas, justificando as diferenças na industrialização e nas atividades antrópicas entre as áreas. Yılmaz e Yılmaz (2007) avaliaram as alterações sazonais nas concentrações de metais pesados (Ag, Cr, Ni, Pb, Cu, Fe, Zn) nos tecidos muscular, branquial, hepatopâncreas e gônada dos machos e fêmeas de camarões tigre verde, *Penaeus semisulcatus*, da Baía de Iskenderun (Turquia) e observaram que as taxas de concentração de metais nos camarões variaram significativamente em função da estação do ano, da poluição ambiental e do grau de diferenciação sexual.

2.2.5 Toxicidade de metais pesados em crustáceos

Em estudos que avaliam os efeitos gerados da exposição de ser vivo a uma dada substância, normalmente utilizam-se testes de toxicidade. O teste de toxicidade aguda emprega a estimativa da Concentração Letal Mediana (CL₅₀), no qual é calculada a concentração de uma substância que causa a mortalidade da metade dos indivíduos de uma população frente à exposição de curta duração (normalmente 96 h).

Os metais pesados apresentam distintas CL₅₀, podendo variar conforme a espécie, a fase de desenvolvimento dos indivíduos e de acordo com as variáveis físico-químicas reinantes no meio (Tab. 1).

Dentre as variáveis de qualidade da água, a salinidade do ambiente influencia na capacidade do camarão em manter o equilíbrio iônico e osmótico, ou seja, quando alocados em ambientes hipo-osmóticos, o camarão irá adotar estratégias para manter o equilíbrio osmorregulatório, como a maior absorção de íons. Desta forma, as trocas iônicas durante a osmorregulação desempenham um papel importante na absorção de metais (Ardiansyah *et al.*, 2012).

Tabela 1. Toxicidade aguda de metais pesados em diferentes espécies de crustáceos.

Espécie	Idade	Metal pesado	Concentração	Salinidade (%)	Tempo de exposição (horas)	Autor
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Juvenil	Cd	450 (µg L ⁻¹)	5	96	Ardiansyah <i>et al.</i> (2012)
			690 (µg L ⁻¹)	15	96	
			1020 (µg L ⁻¹)	27	96	
		Zn	3780 (µg L ⁻¹)	5	96	
			5520 (µg L ⁻¹)	15	96	
<i>Callinassa australiensis</i>	Adulto	Zn	10200 (µg L ⁻¹)	32-35	96	Ahsanullah <i>et al.</i> (1981)
			Cd	6330 (µg L ⁻¹)	32-35	
		Cu	1090 (µg L ⁻¹)	32-35	96	
			<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Pós-larva	Zn	
8780 (µg L ⁻¹)	20	24				
9390 (µg L ⁻¹)	36	24				
<i>Palaemon elegans</i>	Juvenil	Hg	9,54 (mg L ⁻¹)	36	24	Lorenzon <i>et al.</i> (2000)
		Cd	49,77 (mg L ⁻¹)	36	24	
		Cu	249,5 (mg L ⁻¹)	36	24	
		Zn	166,1 (mg L ⁻¹)	36	48	
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Pós-larva	Cd	2,49 (mg L ⁻¹)	34	96	Frias-Espéricueta <i>et al.</i> (2001)
		Hg	1,23 (mg L ⁻¹)	34	96	
		Pb	134 (mg L ⁻¹)	34	96	

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) pode influenciar na toxicidade de um determinado metal. Pierron *et al.* (2007) avaliaram o efeito da salinidade e da hipóxia no camarão *Palaemon longirostris* expostos ao cádmio e observaram que a hiperventilação gerada por um déficit de oxigênio aumenta a biodisponibilidade dos íons metálicos no epitélio branquial por um processo multifatorial e, como consequência, a maior absorção do elemento químico analisado.

2.2.6 Efeito fisiológico dos metais pesados em camarões

Após absorvido, os metais pesados podem causar danos aos crustáceos, como alterações osmorregulatórias (Wu e Chen, 2004), alterações histológicas, danos ao DNA (Chang *et al.*, 2009), além de retardo no crescimento e comprometimento reprodutivo (Green *et al.*, 1976).

Os metais pesados, de forma geral, causam disfunções gastrointestinais e renais, distúrbios do sistema nervoso, lesões cutâneas, danos vasculares, disfunção do sistema imunológico e a exposição simultânea a dois ou mais metais pode ter efeitos cumulativos em mamíferos (Gazwi *et al.*, 2020). Portanto, a contaminação por meio da ingestão de alimentos de origem animal pode oferecer risco à saúde daqueles que os consomem. Assim, além de afetar o crescimento e o bem-estar dos animais mantidos em sistemas aquícolas, os metais pesados podem ser transferidos por meio da bioacumulação e consequente biomagnificação ao longo da cadeia trófica.

Putranto *et al.* (2014) avaliaram o efeito do Cd na sobrevivência, osmorregulação e estrutura branquial de *Macrobrachium sintangense* em diferentes salinidades e concluíram que a toxicidade deste elemento é maior em baixa salinidade, provocando elevado dano nas brânquias, o que afeta a atividade osmorregulatória culminando na morte dos camarões. Ardiansyah *et al.* (2012) afirmaram que o Cd e Zn ocasionam desequilíbrio iônico e, como consequência, o camarão terá uma maior permeabilidade para os principais cátions, de modo que a absorção de metais é aumentada, acarretando alterações na osmolaridade.

A intoxicação por metais pesados também ocasiona o estresse oxidativo pela formação de espécies reativas de oxigênio (EROs), que são substâncias químicas altamente reativas, que provocam injúrias nos tecidos, como também danificam organelas citoplasmáticas, proteínas e o DNA (Silva e Gonçalves, 2010). Das *et al.* (2019) avaliaram os efeitos da exposição ao cádmio em enzimas antioxidantes e mudanças histológicas no camarão da lama marinho, *Austinoegbia edulis*, e foi observado uma redução nas enzimas antioxidantes SOD (superóxido

dismutase), CAT (catalase), GPx (glutathione peroxidase) no hepatopâncreas, brânquias e músculo em altas concentrações de Cd (5 mg/kg). Em baixas concentrações, neste estudo, foi observado um aumento dessas enzimas estando esse fenômeno correlacionado pelo mecanismo de defesa dos organismos ao metal. Também foram observadas severas alterações histológicas no hepatopâncreas, mesmo em baixas concentrações de Cd (0,5 mg/kg).

As EROs podem causar instabilidade genômica em diferentes regiões do cromossomo, ocasionando mutações no DNA. Roos-Muñoz *et al.* (2019) observaram alterações no DNA de *L. vannamei* expostos a concentrações subletais de mercúrio devido ao comprometimento dos mecanismos de reparo do dano oxidativo.

Wu e Chen (2005) com o objetivo de evidenciar o efeito do Cd e Zn no crescimento de *L. vannamei*, submeteram larvas a exposição de 0,1; 0,2 e 0,4 mg/L Cd ou 0,05; 0,2; e 0,6 mg/L Zn e avaliaram o peso, comprimento nos dias 0, 7, 14, 21 e 27 de exposição. Foi notório o retardo no ganho de peso a partir do dia 7 nas larvas expostas à maior concentração de Cd e nas concentrações 0,2 e 0,6 mg/L de Zn. Ao final dos 28 dias, as larvas submetidas às maiores concentrações 0,6 mg/L Zn e 0,4 mg/L Cd tiveram um menor comprimento e ganho de peso quando comparadas aos demais tratamentos.

Estudos sobre o acúmulo de mercúrio e outros metais em *M. amazonicum* ainda são escassos. Porém, Costa *et al.* (2019) relataram que a presença de aterros sanitários promove grande acúmulo de T-Hg na biota aquática e representa risco à saúde humana. No entanto, foram observadas mudanças sazonais nos níveis de T-Hg. No período mais úmido, os níveis do fator de bioconcentração diminuem nos organismos aquáticos. Desta forma, o estudo de poluentes deve estar atrelado às diferentes condições ambientais e quando possível ser realizado de forma sazonal.

2.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHEARN, G. A.; MANDAL, P. K.; MANDAL, A., 2004. Mechanisms of heavy-metal sequestration and detoxification in crustaceans: a review. *J. Comp. Physiol. B.* 174(6), 439–452.

AHSANULLAH, M.; NEGILSKI, D.S.; MOBLEY, M.C., 1981. Toxicity of zinc, cadmium and copper to the shrimp *Callinassa australiensis*. I. Effects of individual metals. *Mar. Biol.* 64, 299–304. <https://doi.org/10.1007/BF00393630>

ALI, H.; KHAN, E., 2019. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs - Concepts and implications for wildlife and human health. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 25(6), 1353–1376. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398>

APPENROTH, K. J., 2010. Definition of “heavy metals” and their role in biological systems. In *Soil heavy metals* (pp. 19–29). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_2

ARDIANSYAH, S.; IRAWAN, B.; SOEGIANTO, A., 2012. Effect of cadmium and zinc in different salinity levels on survival and osmoregulation of white shrimp (*Litopenaeus vannamei* Boone). *Mar. Fresh. Behav. Physiol.* 45(4), 291–302. <https://doi.org/10.1080/10236244.2012.734056>

ARIF, A.; MALIK, M. F.; LIAQAT, S.; ASLAM, A.; MUMTAZ, K.; CH, A. A. D. M.; NISA, K.; KHURSHID, F.; ARIF, F.; KHALID, M. S. Z.; JAVED, R., 2020. Water pollution and industries. *Pure Appl. Biol.* 9(4), 2214–2224. <http://dx.doi.org/10.19045/bspab.2020.90237>

BABY, J.; RAJ, J. S.; BIBY, E. T.; SANKARGANESH, P.; JEEVITHA, M. V.; AJISHA, S. U.; RAJAN, S. S., 2010. Toxic effect of heavy metals on aquatic environment. *Int. J. Biol. Chem.* 4(4). <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i4.62976>

BARBIERI, E.; DOI, S. A., 2011. The effects of different temperature and salinity levels on the acute toxicity of zinc in the Pink Shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*). *Mar. Fresh. Behav. Physiol.* 44(4), 251–263. <https://doi.org/10.1080/10236244.2011.617606>

CANGEMI, M.; MADONIA, P.; ALBANO, L.; BONFARDECI, A.; DI FIGLIA, M. G.; DI MARTINO, R. M. R.; FAVARA, R., 2019. Heavy metal concentrations in the groundwater of the Barcellona-Milazzo Plain (Italy): Contributions from Geogenic and Anthropogenic Sources. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16(2), 285. <https://doi.org/10.3390/ijerph16020285>

CHANG, M.; WANG, W. N.; WANG, A. L.; TIAN, T. T.; WANG, P.; ZHENG, Y.; LIU, Y., 2009. Effects of cadmium on respiratory burst, intracellular Ca^{2+} and DNA damage in the white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol.* 149(4), 581–586. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2008.12.011>

CHINO, M.; MORIYAMA, K.; SAITO, H.; MORN, T., 1991. The amount of heavy metals derived from domestic sources in Japan. *Water Air Soil Pollut.* 57(1), 829–837. <https://doi.org/10.1007/BF00282946>

COSTA, B. N. S.; ALMEIDA, H. P.; SILVA, B. C. P.; FIGUEIREDO, L. G.; OLIVEIRA, A. M.; LIMA, M. D. O., 2020. *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) used to biomonitor mercury contamination in rivers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 78(2), 245–253.

COSTA, D. P.; LIMA-CASTILHO, C.; SANTOS, U.; GEMAQUE, T.; DAMASCENO, L. F.; FARIAS-LIMA, J., 2021. Effect of dietary carotenoids on reproducers of amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum*. Part 2: External Coloration, Accumulation of Astaxanthin in Body Tissues and Pigment Stability in Feed. *J. Agric. Sci.* 9(2), 57–72.

COSTA E SILVA, R.; CUNHA, M. C.; MOSSOLIN, E. C.; JACOBUCCI, G. B., 2019. Population structure of *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda: Palaemonidae) in Miranda Hydroelectric Plant Reservoir, Araguari river, Minas Gerais, Brazil. *Acta Limnol. Brasil.*, 31.

DAS, S.; TSENG, L.C.; CHOU, C.; WANG, L.; SOUISSI, S.; HWANG, J.S., 2019. Effects of cadmium exposure on antioxidant enzymes and histological changes in the mud shrimp *Austinoergia edulis* (Crustacea: Decapoda). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26(8), 7752–7762. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-04113-x>

DUFFUS, J. H., 2002. “Heavy metals” a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure Appl. Chem.* 74(5), 793–807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>

DUNG, L. Q.; BA, M. L. H., 2003. Effects of some heavy metals on the growth of grass shrimp. In *International Water Management Institute Conference Papers* (No. h033495).

DWIVEDI, A. K., 2017. Researches in water pollution: A review. *Int. Res. J. Nat. Sci.* 4(1), 118–142.

FREITAS-MUNIZ, D. H.; OLIVEIRA-FILHO, E. C., 2006. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. *Univ. Ci. Saúde* 4(1), 83–100. <https://doi.org/10.5102/UCS.V4I1.24>

FRIAS-ESPERICUETA, M. G.; VOLTOLINA, D.; OSUNA-LOPEZ, J. I., 2001. Acute toxicity of cadmium, mercury, and lead to whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) postlarvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 67(4), 580–586. <https://doi.org/10.1007/s001280163>

GAZWI, H. S. S.; YASSIEN, E. E.; HASSAN, H. M., 2020. Mitigation of lead neurotoxicity by the ethanolic extract of Laurus leaf in rats. *Ecotoxicol. Environ. Safe* 192, 110297. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110297>

GREEN, F. A.; ANDERSON, J. W.; PETROCELLI, S. R.; PRESLEY, B. J.; SIMS, R., 1976. Effect of mercury on the survival, respiration, and growth of postlarval white shrimp, *Penaeus setiferus*. *Mar. Biol.* 37(1), 75–81. <https://doi.org/10.1007/bf00386781>

HAO, Z.; CHEN, L.; WANG, C.; ZOU, X.; ZHENG, F.; FENG; PENG, L., 2019. Heavy metal distribution and bioaccumulation ability in marine organisms from coastal regions of Hainan

and Zhoushan, China. *Chemosphere* 226, 340–350.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.132>

HARRIS, D. R.; FULLER, D. Q., 2014. Agriculture: definition and overview. *Encyclopedia of Global Archaeology* 104–113.

HAWKES, S. J., 1997. What is a "heavy metal"? *J. Chem. Educ.* 74(11), 1374.
<https://doi.org/10.1021/ed074p1374>

HERRERA-ESTRELLA, L. R.; GUEVARA-GARCÍA, A. A.; LOPEZ-BUCIO, J., 1999. Heavy metal adaptation. *Encyclopedia of Life Science Macmillian Publishers*, London, UK, 1–5.

JAKIMSKA, A.; KONIECZKA, P.; SKÓRA, K.; NAMIEŚNIK, J., 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, part I: the role and impact of heavy metals on organisms. *Pol. J. Environ. Stud.* 20(5).

KAYA, G.; TURKOGLU, S., 2017. Bioaccumulation of heavy metals in various tissues of some fish species and green tiger shrimp (*Penaeus semisulcatus*) from Üskenderun Bay, Turkey, and risk assessment for human health. *Biol. Trace Elem. Res.* 180(2), 314–326.
<https://doi.org/10.1007/s12011-017-0996-0>

KHAN, A. T.; WEIS, J. S.; D'ANDREA, L., 1989. Bioaccumulation of four heavy metals in two populations of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 42(3), 339–343. <https://doi.org/10.1007/BF01699958>

LI, Y.; MEI, L.; ZHOU, S.; JIA, Z.; WANG, J.; LI, WU, S., 2018. Analysis of historical sources of heavy metals in Lake Taihu based on the positive matrix factorization model. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15(7), 1540. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071540>

LIMA, J. F.; SANTOS, T. G. B., 2014. Aspectos econômicos e higiênico-sanitários da comercialização de camarões de água doce em feiras livres de Macapá e Santana, Estado do Amapá. *Biota Amazônia* 4, 1–8.

LORENZON, S.; FRANCESE, M.; FERRERO, E. A., 2000. Heavy metal toxicity and differential effects on the hyperglycemic stress response in the shrimp *Palaemon elegans*. *Arch. Environ. Contam.* 39(2), 167–176. <https://doi.org/10.1007/s002440010093>

LORENZON, S.; FRANCESE, M.; SMITH, V. J.; FERRERO, E. A., 2001. Heavy metals affect the circulating haemocyte number in the shrimp *Palaemon elegans*. *Fish Shellfish Immunol.* 11(6), 459–472. <https://doi.org/10.1006/fsim.2000.0321>

MACHADO, I. D. S.; NUNES, C. A. R.; SANTOS, H. B. L.; LIMA, J. A.; MEIRA, T. M.; SENA, E. S.; SILVA, W. N., 2018. Desempenho do camarão *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae), em diferentes densidades. Rev. Bras. Eng. Pesca 11(1), 29–37.

MANTELATTO, F. L.; PILEGGI, L. G.; MAGALHÃES, C.; CARVALHO, F. L.; ROCHA, S.; MOSSOLIN, E. C.; ROSSI, N.; BUENO, S. L. S., 2010. Avaliação dos camarões palemonídeos (Decapoda: Palaemonidae). Livro Vermelho dos crustáceos do Brasil: avaliação. 2014, 252–267.

MELO, J. C., 2021. Distribuição e caracterização espacial de barragens de rejeito nas áreas de mineração no estado do Amapá. Universidade Federal do Amapá.

MIGUES, V. H.; BEZERRA, M. de A.; FRANCISCO, A. K.; GUERRAZZI, M.C.; AFFONSO, P. R. A. M., 2013. Accumulation of trace metals in two commercially important shrimp species from Camamu Bay, Northeastern Brazil. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 91(3), 292–297. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1058-8>

MONTEIRO, M. A., 2005. Meio século de mineração industrial na Amazônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. Estudos avançados. 19, 187–207.

MORAES-VALENTI, P. M. C.; VALENTI, W. C., 2010. Culture of the Amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum*. In: M.B. New, W.C. Valenti, J.H. Tidwell, L.R.D. Abramo and M.N. Kutty, eds. Freshwater prawn biology and farming. Oxford: Wiley-Blackwell, 485–501.

MOSTAFIZ, F.; ISLAM, M. M.; SAHA, B.; HOSSAIN, M.; MONIRUZZAMAN, M.; HABIBULLAH-AL-MAMUN, M., 2020. Bioaccumulation of trace metals in freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii* from farmed and wild sources and human health risk assessment in Bangladesh. Environ. Sci. Pollut. Res. 27(14), 16426–16438.

MURATOGLU, A., 2020. Grey water footprint of agricultural production: An assessment based on nitrogen surplus and high-resolution leaching runoff fractions in Turkey. Sci. Total Environ. 742, 140553. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140553>

OECD - Organization for Economic Co-operation and Development, 2017. Diffuse pollution, degraded waters: emerging policy solutions. OECD.

OLIVEIRA, A. F., 2019. Avaliação da dieta natural de uma população de *Macrobrachium amazonicum* (Decapoda, Palaemonidae) do Rio Grande, estado de São Paulo.

OLSSON, P. E.; KLING, P.; HOGSTRAND, C., 1998. Mechanisms of heavy metal accumulation and toxicity in fish. In Metal metabolism in aquatic environments (pp. 321–350). Springer, Boston, MA.

- PIERRON, F.; BAUDRIMONT, M.; BOUDOU, A.; MASSABUAU, J. C., 2007. Effects of salinity and hypoxia on cadmium bioaccumulation in the shrimp *Palaemon longirostris*. Environ. Toxicol. Chem. 26(5), 1010–1017. <https://doi.org/10.1897/06-490r.1>
- PUTRANTO, T. W. C.; ANDRIANI, R.; MUNAWWAROH, A.; IRAWAN, B.; SOEGIAN TO, A., 2014. Effect of cadmium on survival, osmoregulation and gill structure of the Sunda prawn, *Macrobrachium sintangense* (de Man), at different salinities. Mar. Fresh. Behav. Physiol. 47(5), 349–360. <https://doi.org/10.1080/10236244.2014.940703>
- ROOS-MUÑOZ, S.; VOLTOLINA, D.; AGUILAR-JUÁREZ, M.; ABAD-ROSALES, S.; BAUTISTA-COVARRUBIAS, J. C.; BAÑUELOS-VARGAS, M. I.; FRÍAS-ESPERICUETA, M.G., 2019. DNA damage and immunological responses in the whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) exposed to sublethal levels of mercury. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 102(2), 186–190. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2528-9>
- ROY, S.P., 2010. Overview of heavy metals and aquatic environment with notes on their recovery. Ecoscan: An International Quarterly J. Environ. Sci. 4(2–3), 235–240.
- SANTOS, V. F. D., 2016. Dinâmica de inundação em áreas úmidas costeiras: zona urbana de Macapá e Santana, costa amazônica, Amapá. PRACS: Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP 9, 121–144.
- SAULIUTĖ, G.; SVECEVIČIUS, G., 2015. Heavy metal interactions during accumulation via direct route in fish: a review. Zool. Ecol. 25(1), 77–86. <https://doi.org/10.1080/21658005.2015.1009734>
- SHAHSAVANI, A.; FAKHRI, Y.; FERRANTE, M.; KERAMATI, H.; ZANDSALIMI, Y.; BAY; MOUSAVI KHANEGHAH, A., 2017. Risk assessment of heavy metals bioaccumulation: fished shrimps from the Persian Gulf. Toxin Rev. 36(4), 322–330.
- SIJM, D. T.; HERMENS, J. L., 2000. Internal effect concentration: Link between bioaccumulation and ecotoxicity for organic chemicals. Bioaccumul. 167–199. https://doi.org/10.1007/10503050_2
- SILVA, A. A. D., GONÇALVES, R. C., 2010. Espécies reativas do oxigênio e as doenças respiratórias em grandes animais. Cienc. Rural, 40, 994–1002. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782010005000037>
- SILVA, F. N. L.; SILVA, F. R. da; MANGAS, T. P.; OLIVEIRA, L.C., MACEDO, A. R. G., MEDEIROS, L. R.; CORDEIRO, C. A. M., 2017. O comércio do camarão da Amazônia (*Macrobrachium amazonicum*) na cidade de Breves/PA, Brasil. PUBVET 11(4), 320–326.

SILVA, R. C.; CUNHA, M. C.; MOSSOLIN, E. C.; JACOBUCCI, G. B., 2019. Population structure of *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda: Palaemonidae) in Miranda Hydroelectric 17 Plant Reservoir, Araguari river, Minas Gerais, Brazil. *Acta Limnol. Bras.* (online), 31, e14.

SIMÕES, H. C. G. Q., 2009. A história e os efeitos sociais da mineração no Estado do Amapá. *PRACS: Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP*, 2(2).

STREIT, B. 1998. Bioaccumulation of contaminants in fish. *Fish Ecotoxicol.* 353–387. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-8853-0_12

TAO, Y.; YUAN, Z.; XIAONA, H.; WEI, M., 2012. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 81, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.04.014>

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J., 2012. Heavy metal toxicity and the environment. *Mol. Clinical Envir. Toxicol.* 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6

TU, N. P. C.; HA, N. N.; IKEMOTO, T.; TUYEN, B. C.; TANABE, S.; TAKEUCHI, I., 2008. Bioaccumulation and distribution of trace elements in tissues of giant river prawn *Macrobrachium rosenbergii* (Decapoda: Palaemonidae) from South Vietnam. *Fish Sci.* 74(1), 109–119. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2007.01474.x>

VINODHINI, R.; NARAYANAN, M., 2009. The impact of toxic heavy metals on the hematological parameters in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *J. Environ. Health Sci.* 6(1), 23–28.

WU, J. P.; CHEN, H. C., 2004. Effects of cadmium and zinc on oxygen consumption, ammonium excretion, and osmoregulation of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*). *Chemosphere* 57(11), 1591–1598. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.033>

YANG, X.; FENG, Y.; HE, Z.; STOFFELLA, P. J., 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 18(4), 339–353. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.007>

YILMAZ, A. B.; YILMAZ, L., 2007. Influences of sex and seasons on levels of heavy metals in tissues of green tiger shrimp (*Penaeus semisulcatus* de Hann, 1844). *Food Chem.*, 101(4), 1664–1669. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.04.025>

ZENKER, A.; CICERO, M. R.; PRESTINACI, F.; BOTTONI, P.; CARERE, M., 2014. Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic

environment. J. Environ. Manage. 133, 378–387.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.017>

ZHANG, L.; SHI, Z.; JIANG, Z.; ZHANG, J.; WANG, F.; HUANG, X., 2015. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in marine organisms in east and west Guangdong coastal regions, South China. Mar. Pollut. Bull. 101(2), 930–937. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.041>

CAPÍTULO 2 – ARTIGO CIENTÍFICO

Avaliação de metais pesados no camarão da Amazônia *Macrobrachium amazonicum* na região da foz do Rio Amazonas

Evaluation of heavy metals (Cu, Mn, Pb, Cr) in the Amazon shrimp *Macrobrachium amazonicum* aiming at the selection of breeders in the region of the mouth of the Amazon River

Highlights

- Machos de *Macrobrachium amazonicum* apresentam maior concentração de Mn e Pb do que em fêmeas.
- A região de coleta de camarões influencia na concentração de metais pesados.
- Regiões com maior atividade antrópica possuem maior presença de metais pesados nos camarões

Resumo gráfico

Graphical abstract



Resumo

O camarão da Amazônia, *Macrobrachium amazonicum*, é um item alimentar usualmente consumido pela população ribeirinha da bacia do rio Amazonas. Exemplares dessa espécie são coletados em diferentes locais ao longo da referida bacia visando o cultivo em cativeiro. Dessa maneira, o objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração dos metais Cu, Mn, Pb e Cr no tecido muscular, nos órgãos (coração e hepatopâncreas) e no exoesqueleto de machos e fêmeas de camarões *M. amazonicum*, oriundos da foz do rio Amazonas. Foram coletados 90 camarões em três regiões do Amapá, com auxílio de armadilha, sendo posteriormente levados ao laboratório, onde foram pesados e medidos. O músculo, órgãos e exoesqueleto foram pesados individualmente, liofilizados e triturados. Foram determinados os metais pesados Cu, Mn, Pb e Cr em triplicata. O experimento foi delineado em esquema fatorial 2 x 3 (sexo e local). Exemplares da região Mazagão apresentaram maior comprimento e peso total. Houve maior concentração de Mn, Pb, Cr em machos quando comparados às fêmeas. Na região de Bailique, houve menor concentração de Cu e Mn, tanto nos machos quanto nas fêmeas. Em Mazagão houve menor concentração de Cr nos machos em relação às fêmeas e os machos coletados na ilha de Santana e em Bailique tiveram maior concentração de Pb. Fêmeas coletadas em Mazagão tiveram maior concentração de Cu que em outras regiões. Houve maior concentração de Cu e Cr nos órgãos em machos e fêmeas; e Mn nos exoesqueletos de machos. Foi observada menor concentração de Cu nos órgãos em Bailique e os machos acumularam maior quantidade de Mn. Em Bailique e na Ilha de Santana, houve maior concentração de Pb no músculo e no exoesqueleto em machos. Maior concentração de Pb nos tecidos de fêmeas na maioria dos locais estudados. Dessa maneira, foi possível observar diferenças nas concentrações dos metais estudados (Cu, Mn, Pb, Cr) em *M. amazonicum*, na qual, machos apresentaram maior concentração de Mn e Pb do que em fêmeas. De acordo com a área amostrada, deve haver uma maior atenção em relação à pesca visando o consumo e o cultivo do camarão, pois os níveis de alguns metais pesados são considerados elevados.

Palavras-chave: Amazonas, aquicultura, bioacumulação, carcinicultura

Abstract

The Amazon shrimp, *Macrobrachium amazonicum*, is a food item usually consumed by the riverside population of the Amazon River basin. Shrimp specimens are collected at different locations along the aforementioned basin for captive cultivation. Thus, the objective of this work was to evaluate the concentration of the metals Cu, Mn, Pb and Cr in muscle tissue, organs (heart and hepatopancreas) and exoskeleton of male and female shrimp *M. amazonicum* from the mouth of the Amazon River. Ninety shrimp were collected using a trap in three regions of Amapá, they were stored, transferred to the laboratory, weighed and measured. The muscle, organs and exoskeleton were individually weighed, lyophilized and crushed. The heavy metals copper Cu, Mn, Pb and Cr were determined in triplicate. The experiment was designed in a 2 x 3 factorial (sex and location). Analyzing the concentrations of minerals in relation to the gender of the animals, we observed that there was a higher concentration of Mn, Pb, Cr in males when compared to females. In the Bailique region, there was a lower concentration of Cu and Mn, both in males and females. In Mazagão, there was a lower concentration of Cr in males than in females, and males collected in Santana Island and Bailique had higher concentrations of Pb. Females collected in Mazagão had a higher concentration of Cu than in other regions. There was a higher concentration of Cu and Cr in the organs in males and females; and Mn in male exoskeletons. A lower concentration of Cu was observed in the organs in Bailique and males accumulated a greater amount of Mn. In Bailique and Ilha de Santana there was a higher concentration of Pb in the muscle and exoskeleton in males. Higher concentration of Pb in the tissues of females in most places and tissues studied. In this way, it was possible to observe differences in the concentrations of the studied metals (Cu, Mn, Pb, Cr) in *M. amazonicum*, in which males had higher concentrations of Mn and Pb than females. According to the sampled area, greater attention should be paid to fishing and culture in captivity for shrimp consumption, as the levels of some heavy metals are considered high.

Keywords: Amazon, aquaculture, bioaccumulation, shrimp farming

3.1 Introdução

Em função do crescimento populacional na região Amazônica e a intensa atividade mineradora nos últimos anos, o rio Amazonas tem sido contaminado por metais pesados, incluindo a sua foz no estado do Amapá (Gokoglu *et al.*, 2008).

As grandes empresas mineradoras exploram elementos como o cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), zinco (Zn), mercúrio (Hg), alumínio (Al), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn) e arsênio (As), que apresentam grande potencial poluidor (Lima *et al.*, 2015). Os minerais, quando extraídos, não são suficientemente puros para a aplicação na indústria e assim são submetidos a tratamentos ou beneficiamentos que os tornam aptos, gerando dois produtos, quais sejam, o concentrado e o rejeito. Os rejeitos podem conter elevadas concentrações de metais pesados e, geralmente, são lançados em corpos hídricos receptores e podem ser bioacumulados (Freitas-Muniz e Oliveira-Filho, 2006; Simões, 2009). Assim, a poluição ambiental por metais pesados tem atraído a atenção mundial, porque eles se acumulam rapidamente no ambiente natural (Tiwari *et al.*, 2016).

Zenker *et al.* (2014) definiram a bioacumulação como sendo a absorção, tanto do meio abiótico quanto do alimento, de contaminantes pelos organismos que vivem em um determinado ecossistema. Desta maneira, a bioacumulação varia conforme alguns fatores como tamanho do animal, hábito alimentar, sexo e idade reprodutiva (Gokoglu *et al.*, 2008). Animais aquáticos podem absorver metais pesados diretamente da água e sedimentos ambientais; ou podem ingerir metais pesados através da cadeia alimentar (Jiang *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2020). A concentração de metais pesados na água ambiental e na alimentação é um fator importante que afeta o acúmulo de metais pesados nos organismos aquáticos (Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Yu *et al.*, 2020).

Os crustáceos possuem o hábito alimentar detritívoro, o que os torna mais susceptíveis a absorver os metais pesados do ambiente (Ahearn *et al.*, 2004). Tu *et al.* (2008) relataram o acúmulo de metais pesados no hepatopâncreas, exoesqueleto e tecido muscular no camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii* e as concentrações dos metais variaram de acordo com a industrialização e atividades antrópicas nas áreas.

Mostafiz *et al.* (2020), em um estudo com *M. rosenbergii*, relataram que as concentrações de metais traço foram diferentes em amostras de água coletadas de duas diferentes fontes. Cromo (Cr), Fe e Mn foram maiores em águas ribeirinhas, enquanto Pb, Cd, Ni e Cu foram maiores em águas maiores. A concentração de Zn foi semelhante em ambos os casos. Estudos sobre os efeitos deletérios gerados pelos metais pesados em crustáceos apontam

a sensibilidade desses animais por meio de estudos de toxicologia aguda e crônica (Bianchini *et al.*, 2004; Rainbow e Luoma, 2011; Lahman *et al.*, 2015; Capparelli *et al.*, 2016; Gissi *et al.*, 2018).

O camarão *Macrobrachium amazonicum* pertence à família Palaemonidae. Essa espécie é amplamente distribuída nas regiões tropicais e subtropicais da América do Sul (Bueno *et al.*, 2019). Na região amazônica, essa espécie é habitante do rio Amazonas e seus afluentes sendo comumente encontrado em lagos, represas, várzeas e rios. Devido à sua vasta incidência nesta bacia hidrográfica, o *M. amazonicum* é amplamente coletado pela população ribeirinha e consumido por todas as classes sociais locais, tendo uma grande importância econômica local (Silva *et al.*, 2017; Santos e Coelho Filho, 2021). Essa espécie também é utilizada na carcinicultura, onde os reprodutores de camarão são coletados nos rios e mantidos em cativeiro para realização dos processos de reprodução ou coleta de juvenis para engorda em tanques ou gaiolas (Costa *et al.*, 2021).

Devido à sua relevância local e ao alto consumo pela população, estudos sobre a concentração de metais pesados em *M. amazonicum* se tornam cada vez mais importantes para assegurar condição e qualidade alimentar à população, bem como fomentar a aquicultura dessa espécie de camarão selecionando espécimes mais saudáveis para a formação de plantéis de reprodutores. Para tanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração dos metais Cu, Mn, Pb e Cr no tecido muscular, nos órgãos (gônadas, no coração e hepatopâncreas) e no exoesqueleto de machos e fêmeas de camarões *M. amazonicum* oriundos da foz do rio Amazonas.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Coleta e preparação de amostras

Foram coletados 90 camarões da Amazônia, *M. amazonicum*, em três pontos distintos no estado do Amapá (Fig. 1), foz do rio Mazagão Velho em Mazagão, região conhecida por ser rural e menos populosa, com baixa poluição por não haver atividade de mineração próxima; Ilha de Santana no Município de Santana, região bem populosa e portuária, apresentando maior ação antrópica; Arquipélago Fluvial do Bailique na foz do rio Amazonas é uma região isolada com baixa população e está mais próxima da região costeira, sofrendo influência da salinidade.

Os exemplares foram coletados com auxílio de armadilha, conhecida como matapi e, imediatamente após a coleta, os camarões foram armazenados em um recipiente com

identificação, preservado em gelo e transferido para o laboratório, onde foram pesados e medidos. Em seguida o material biológico, músculo, exoesqueleto e órgãos (gônadas, coração, glândula digestiva), foi pesado individualmente em tubos Falcon de 15 mL e colocado em freezer convencional por 24 h (-18°C). Posteriormente as amostras foram secas por liofilização, durante 10 horas, utilizando um liofilizador de bancada Terroni Modelo Interprise I. Após o tempo de liofilização, as amostras foram pesadas para o cálculo da umidade e trituradas em moinho analítico KIA até a obtenção de um pó homogêneo.

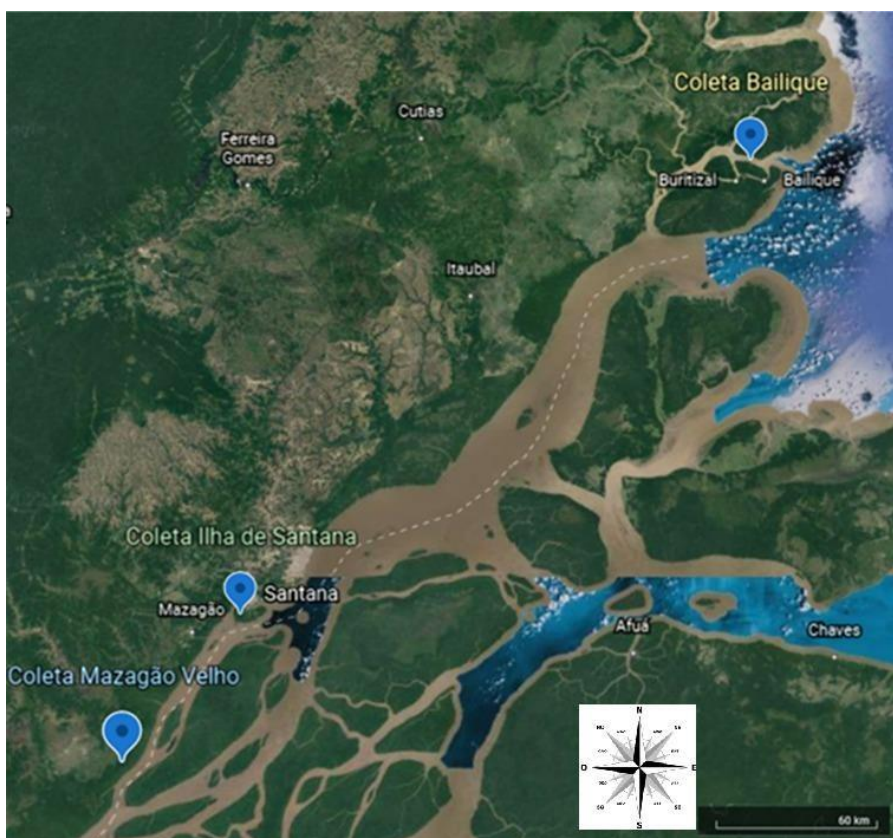


Figura 1. Região dos pontos de coleta dos exemplares de *M. amazonicum*.

Coleta Mazagão Velho: Região de Mazagão Velho em Mazagão – AP. Latitude: 00°08'08"N e Longitude 52°01'46"O; Coleta Ilha de Santana: Município de Santana – AP. Latitude: 00°02'39"S e Longitude 51°10'42"O; Coleta Bailique: no Arquipélago Fluvial do Bailique na foz do rio Amazonas. Latitude 00°43' 00" - 01°22'00"N e Longitude 49°49'00" - 50°27'14"O.

Foto: *Google Earth*

3.2.2 Determinação dos metais pesados

Para a determinação dos metais pesados, as amostras foram digeridas e decompostas com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio em tubo de digestão. Na massa total das amostras (parte do animal liofilizado) foi adicionado 4,0 mL de HNO₃ concentrado (70%), deixado em

repouso por uma noite. Posteriormente, a massa foi aquecida lentamente em bloco digestor, até 120°C e mantido nessa temperatura por uma hora. Os tubos foram retirados e deixados esfriar. Foi adicionado 4,0 mL de H₂O₂ (30%), retornando ao bloco digestor e aquecido novamente até 120°C, até a solução tornar-se incolor. Deixou-se esfriar e a solução foi transferida para um tubo Falcon, completando-se o volume com água até 10 mL.

As determinações de Cu, Mn, Pb e Cr foram realizadas por espectrofotometria de absorção atômica de chama convencional, utilizando o espectrofotômetro de absorção atômica *Thermo Scientific*, modelo ICE3300. Após a programação do aparelho para leitura dos metais de interesse, realizou-se a calibração do equipamento com a leitura de curvas de calibração, obtidas a partir de soluções padrões comerciais de Cu, Mn, Pb e Cr. Em seguida foi realizada a leitura, em triplicata, das amostras em absorbância.

As concentrações finais para cada metal, expressas em µg/g (base seca), foram obtidas por meio da equação:

$$[Cf] = (C \times V \times f) / m$$

Onde:

Cf = concentrações finais para cada metal

C = concentração em µg/mL obtida por meio da curva de calibração do metal

V = volume total do extrato (10 mL)

f = fator de diluição do extrato original, quando necessário

m = massa da amostra liofilizada

3.2.3 Análise estatística

Para a análise estatística utilizou-se o esquema fatorial 2 x 3 (sexo x local) com análise em três tipos de disposição no animal e no corpo inteiro ao nível de significância de 5%, conforme recomendado por Sampaio (2007) utilizando o *software Infostat* Versão 9.0. O teste de normalidade aplicado foi o *Shapiro-Wilk*. Nas variáveis normais foi aplicado o teste de *Duncan* e nas não normais foi aplicado o teste de *Kruskal-Wallis*.

3.3 Resultados

A tabela 1 mostra o peso total (g) e o comprimento (mm) de machos e fêmeas de *M. amazonicum* coletados nas três regiões de estudo (Bailique, Ilha de Santana e Mazagão). Observa-se que os machos apresentaram tamanho maior do que as fêmeas (p<0,05). Foi

possível observar também que os exemplares coletados no Mazagão apresentaram maior comprimento e peso total ($p < 0,05$).

Tabela 1. Dados biométricos de *Macrobrachium amazonicum* nas regiões de estudo.

Local	Sexo	Peso Total (g)	Comprimento (mm)
Bailique	Macho	$6,24 \pm 1,40^b$	$9,48 \pm 0,93^a$
	Fêmea	$5,45 \pm 0,92^{ab}$	$9,34 \pm 0,68^a$
Ilha de Santana	Macho	$5,33 \pm 1,39^{ab}$	$9,51 \pm 0,87^a$
	Fêmea	$5,05 \pm 1,21^a$	$9,16 \pm 0,70^a$
Mazagão	Macho	$7,41 \pm 0,97^c$	$10,48 \pm 0,60^b$
	Fêmea	$6,01 \pm 0,85^b$	$9,67 \pm 0,55^a$
Bailique	Média Total	$5,84 \pm 1,23^b$	$9,41 \pm 0,81^a$
Ilha de Santana	Média Total	$5,19 \pm 1,29^a$	$9,34 \pm 0,79^a$
Mazagão	Média Total	$6,71 \pm 1,14^c$	$10,08 \pm 0,70^b$
Média Total dos animais	Macho	$6,33 \pm 1,51^b$	$9,82 \pm 0,92^b$
	Fêmea	$5,50 \pm 1,06^a$	$9,39 \pm 0,67^a$
	Total	$5,91 \pm 1,29$	$9,61 \pm 0,80$

Letras diferentes numa mesma coluna demonstram diferenças significativas pelo teste paramétrico de Duncan ($p < 0,05$).

As concentrações dos metais pesados Cu, Mn, Pb e Cr encontradas em machos e fêmeas das regiões estudadas podem ser observadas na tabela 2. Na tabela 3 estão destacadas as concentrações destes metais nos diferentes materiais biológicos coletados, quais sejam, músculo, exoesqueleto e órgãos (gônadas, coração, glândula digestiva = hepatopâncreas).

Quanto ao sexo, foi encontrada uma maior concentração de Mn e Pb em machos quando comparados às fêmeas ($p < 0,05$). Observa-se que os exemplares oriundos do Bailique (machos e fêmeas) tiveram uma menor concentração de Cu diferindo das demais regiões ($p < 0,05$), sendo que concentrações de Cu em sedimentos possuem limites estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA n° 454/2012, usada como balizadora para avaliação da qualidade ambiental de sedimentos no país. As concentrações máximas preconizadas pela referida resolução são de 35,7 mg/kg para o nível 1 (menor probabilidade de efeitos adversos à biota) e de 197 mg/kg para o nível 2 (maior probabilidade de efeitos adversos à biota) (Tab. 4). O resultado dos níveis de Cu nos camarões chama a atenção, pois estão muito acima do nível 2 prescrito pelo CONAMA e pela Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM/CERH n° 01/2008 para água (Tab. 5).

Quanto à concentração de Mn, foi observado que os camarões oriundos de Bailique (machos e fêmeas) tiveram a maior concentração deste metal em relação aos outros pontos de

coleta, mas quando comparado aos limites estabelecidos na CONAMA n° 430/2011, que é de 1,0 mg/kg, todos os pontos de coletas apresentaram níveis muito elevados.

Tabela 2. Concentração de metais pesados em *Macrobrachium amazonicum* da bacia do Rio Amazonas (mg/Kg).

Grupos		Metais			
		Cu	Mn	Pb	Cr
Sexo	Macho	361,28 ± 148,38	285,93 ± 167,36 ^b	1,21 ± 1,21 ^b	110,79 ± 110,79
	Fêmea	318,72 ± 147,46	216,71 ± 135,95 ^a	0,14 ± 0,14 ^a	69,06 ± 69,06
	Total	340,00 ± 147,92	251,32 ± 151,66	0,68 ± 0,68	89,93 ± 89,93
Local					
Bailique	Macho	302,13 ± 112,54 ^{ab}	431,86 ± 206,22 ^d	0,92 ± 0,48 ^b	48,10 ± 21,06 ^b
	Fêmea	224,71 ± 102,6 ^a	364,43 ± 105,14 ^d	0,17 ± 0,17 ^a	32,55 ± 12,12 ^a
Ilha de Santana	Macho	391,34 ± 177,15 ^b	251,63 ± 16,91 ^c	2,64 ± 1,69 ^b	139,62 ± 80,58 ^c
	Fêmea	338,80 ± 107,23 ^b	88,43 ± 16,91 ^a	0,09 ± 0,09 ^a	254,00 ± 150,14 ^c
Mazagão	Macho	390,37 ± 139,73 ^b	174,29 ± 44,32 ^b	0,07 ± 0,10 ^a	19,45 ± 9,80 ^a
	Fêmea	392,65 ± 174,88 ^b	197,26 ± 73,00 ^{bc}	0,16 ± 0,16 ^a	45,82 ± 22,89 ^b
Bailique	Total	263,42 ± 112,84 ^a	398,14 ± 164,45 ^b	0,55 ± 0,55 ^b	40,32 ± 18,64 ^a
Ilha de Santana	Total	365,07 ± 146,34 ^b	170,03 ± 99,87 ^a	1,37 ± 1,37 ^b	196,81 ± 131,91 ^b
Mazagão	Total	391,51 ± 155,54 ^b	185,78 ± 60,48 ^a	0,12 ± 0,12 ^a	32,63 ± 21,89 ^a

Letras diferentes numa mesma coluna demonstram diferenças significativas pelo teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* ($p < 0,05$).

Exemplares coletados do Mazagão tiveram menor concentração de Pb e os machos coletados na ilha de Santana e em Bailique tiveram maior concentração de Pb quando comparados às fêmeas, concentrações de Pb em sedimentos possuem limites estabelecidos na Norma do CONAMA n° 454/2012, como 35 mg/kg para o nível 1 e de 91,3 mg/kg para o nível 2 (Tab. 4). Desta forma, os níveis de Pb encontrados nos animais nos diferentes pontos de coleta foram considerados baixos.

Os exemplares coletados na Ilha de Santana tiveram menor concentração de Cu, entretanto, as fêmeas coletadas em Mazagão tiveram maior concentração de Cu quando comparada aos machos. Ao avaliar a concentração dos metais nas disposições do animal, foi observado maior concentração de Cu nos órgãos tanto de machos quanto de fêmeas; maior concentração de Mn nos exoesqueletos de machos; a concentração de Pb não diferiu entre nas disposições do animal e; maior concentração de Cromo nos órgãos não diferindo entre machos e fêmeas ($p > 0,05$). O limite de Cr de acordo com o nível 2 do CONAMA n° 454/2012 é de 90 mg/kg (Tab. 4). É possível notar que essa concentração chega a ser ultrapassada em amostras de Bailique e Ilha de Santana (Tab. 2 e 3).

Tabela 3. Limites adotados pela Resolução CONAMA n° 454/2012 como classificação dos sedimentos estabelecidos pelo *CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME, 2002).

Metais	CONAMA 454	CONAMA 454
	Nível 1*	Nível 2*
	mg/kg	mg/kg
Cd	0,6	3,5
Cr	37,3	90
Cu	35,7	197
Mn	1,0	1,04
Ni	18	35,9
Pb	35	91,3
Zn	123	315

* nível 1 (menor probabilidade de efeitos adversos à biota), nível 2 (maior probabilidade de efeitos adversos à biota). **Fonte:** Elaboração a partir da Resolução CONAMA n° 454/2012.

Tabela 4. Limites de concentração de metais em água para a classe 2 definido na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n° 01/2008.

Metais	mg/L ⁻¹
Al	0,1
Cr	0,05
Mn	0,1
Fe	0,3
Ni	0,025
Cu	0,009
Zn	0,18
As	0,01
Se	0,01
Cd	0,001
Hg	0,0002
Pb	0,01

* Classe 2: águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 29 de novembro 2000. d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aquicultura e à atividade de pesca. **Fonte:** Elaboração a partir da COPAM/CERH n° 01/2008.

Foi observada menor concentração de Cu nos órgãos de machos e fêmeas em Bailique, e que os machos desta região acumularam maior quantidade de Mn. Em Bailique e na Ilha de Santana, foram observadas maiores concentração de Pb no músculo e no exoesqueleto de

machos quando comparadas às fêmeas, já em Mazagão não foi observada diferenças entre machos e fêmeas

3.4 Discussão

Dos metais pesados avaliados, o Cu e Mn são considerados essenciais, Pb e Cr são considerados não essenciais para os seres vivos (Carmo *et al.*, 2011). Todos esses metais foram detectados no músculo, órgãos e exoesqueleto de machos e fêmeas de *M. amazonicum* nos três pontos de coleta, Região de Mazagão Velho em Mazagão, Ilha de Santana no Município de Santana e no Arquipélago Fluvial do Bailique, na foz do rio Amazonas.

Os metais são contaminantes ambientais estáveis e persistentes, uma vez que não podem ser degradados ou destruídos (Silva, 2016). Quando liberados na água, são adsorvidos, a princípio em partículas orgânicas ou inorgânicas, e só depois depositados no sedimento. Para os seres humanos a contaminação por certos metais pode levar a graves complicações de saúde (Consalter *et al.*, 2019). Dos metais essenciais, a exposição às altas concentrações de Cu e Mn, podem levar à disfunção intestinal, náuseas, vômitos e dor abdominal. Em caso de superexposição, há o risco de desenvolver câncer de pulmão e estômago (Consalter *et al.*, 2019). O limite da concentração de Cu que pode ser ingerido, segundo a legislação brasileira, é de 5 mg/L (Macedo, 2002). No presente estudo, em todas as situações e locais coletados, a concentração de Cu foi superior a 70 mg/kg, em alguns casos, atingiu até aproximadamente 700 mg/kg, como foi o caso da Ilha de Santana e Mazagão. De acordo com a União Europeia, a concentração de Cu não deve ultrapassar 30 mg/kg, pois o Cu é um elemento essencial para o controle estrito dos mecanismos fisiológicos na maioria dos organismos e só se torna tóxico em altas concentrações (Erdoğrul e Ates, 2006; Yu *et al.*, 2020). Desta maneira, as concentrações de Cu do presente estudo foram superiores ao recomendado.

Em relação ao Mn, é considerado metabolicamente necessário, pois está relacionado à função imune normal para regulação da glicose e energia celular, reprodução, digestão, crescimento ósseo e antioxidante celular. No entanto, o excesso ou deficiência deste elemento pode causar efeitos à saúde como, anormalidades esqueléticas e reprodutivas graves (Wafi, 2015). A ingestão adequada de Mn foi estabelecida pela *United States National Academy of Sciences* (2001) como de 2,3 e 1,8 mg/dia para homens e mulheres adultos, respectivamente. A concentração de Mn relatada por Baki *et al.* (2018) na Ilha Saint Martin (Bangladesh) foi de 20,1 mg/kg em camarões, valores inferiores aos encontrados no presente estudo, que de acordo

com o local, sexo e tipo de tecido coletado, variou de aproximadamente 30 a 850 mg/kg. As concentrações de Mn encontradas nos camarões amostrados nos três pontos de estudo nos trouxeram inquietação tendo em vista que os níveis máximos permitidos pelos órgãos ambientais são extremamente menores.

O cromo pode ser carcinogênico quando armazenado no organismo por longos períodos (Bonsignore *et al.*, 2018). De acordo, com a *Codex Alimentarius Commission* da Austrália, Nova Zelândia, Japão, Estados Unidos e Taiwan não tem limite estabelecido para Cr em alimentos aquáticos, pois o Cr é um oligoelemento essencial no metabolismo da glicose, insulina e lipídios no sangue em humanos (Zhang *et al.*, 2014; Gu *et al.*, 2015). No presente estudo, foram verificadas altas concentrações de Cr, independentemente do local, sexo e tipo de tecido coletado e variou de aproximadamente 12 a 677 mg/kg.

Com relação à contaminação ambiental causada por Pb, um metal não essencial, é preciso considerar sua extrema toxicidade e penetrância. O Pb se acumula no cérebro humano, causando uma série de problemas, desde a cegueira, paralisia, até a morte. Em crianças, os danos cerebrais normalmente são irreversíveis (Consalter *et al.*, 2019). Em adultos, o plumbismo ocorre por questões ocupacionais. Níveis superiores à 0,005 mg/L no sangue ou 0,008 mg/L na urina indicam envenenamento (Macedo, 2002). A Comunidade Europeia recomenda o limite máximo de concentração de Pb de 0,2 mg/kg em organismos aquáticos (EC, 2010). No presente estudo, a concentração independentemente do local, sexo e tipo de tecido coletado, variou de aproximadamente 0,07 a 2,64 mg/kg. No geral, apenas as fêmeas apresentaram concentrações dentro das aceitáveis de Pb. Além disso, apenas em Mazagão, as concentrações de Pb estão dentro das aceitáveis para machos e fêmeas. É importante ressaltar que a região da Ilha de Santana é conhecida por haver maior ação antrópica, que pode ter influenciado nos resultados.

Em relação a região coletada, os exemplares coletados na região de Mazagão tiveram maior peso total e comprimento. Dentre as regiões de coleta, a região do Mazagão é a menos poluída. A má qualidade da água é um fator limitante ao crescimento dos camarões, causando doenças, mortalidade, crescimento lento e baixa produção (Hernandez *et al.*, 2011; Carbajal-Hernández *et al.*, 2012). Isso pode acontecer devido às alterações nas variáveis físico-químicas da água. De acordo com Zhao *et al.* (2020), a concentração de metais pesados pode afetar a fisiologia dos crustáceos diminuindo alguns fatores imunológicos, como a contagem hemócitos totais (THCs), a atividade fagocítica, a atividade da enzima fenoloxidase (PO) e a atividade

antibacteriana com redução do cAMP (monofosfato de adenosina cíclico), CaM (calmodulina) e cGMP (guanosina cíclicas vias dependentes de monofosfato).

Foi observada uma menor concentração de Cu nos camarões oriundos da região de Bailique. Esse fenômeno pode ser explicado por variações ambientais, sazonais e concentração de poluentes na água (Olgunoğlu *et al.*, 2015). O Cu também foi o elemento de maior concentração nos órgãos de todos os camarões coletados. Segundo Pourang *et al.* (2005), o hepatopâncreas realiza um papel central no metabolismo, armazenamento e desintoxicação de vários metais. Assim, as concentrações de metais são relativamente altas, comparado a outras nas disposições do animal.

Concentrações elevadas de Mn foram observadas nos exoesqueletos dos camarões em todas as regiões onde os animais foram amostrados. O manganês pode ser capaz de substituir o cálcio, podendo ser encontrado em grandes concentrações nas partes calcificadas no camarão (Pourang *et al.*, 2005). Segundo Bagatto e Alikhan (1987) a presença de manganês no exoesqueleto de crustáceos pode estar relacionada à sua capacidade limitada de complementar ou substituir o íon Mg^{2+} .

De forma semelhante, o Cr também foi mais encontrado no exoesqueleto dos camarões, porém somente nos oriundos da região de Bailique. Exemplares oriundos da região da Ilha de Santana apresentaram maiores concentrações desse metal no hepatopâncreas. Já na região de Mazagão, não foram identificadas diferenças de concentração de Cr nos diferentes tecidos. Yilmaz e Yilmaz (2007) encontraram menor concentração de Cr no músculo de *Penaeus semisulcatus* quando comparado a outras nas disposições do animal (brânquias, hepatopâncreas e gônadas). Os referidos pesquisadores observaram que o Cr ocorre em diferentes disposições entre machos e fêmeas, sendo que o gradiente encontrado em machos seria: brânquias > gônadas > hepatopâncreas > músculo e nas fêmeas: brânquias > hepatopâncreas > gônadas > músculo.

Em relação ao sexo, fêmeas apresentaram tamanho menor do que os machos. Resultado similar foi observado por Silva *et al.* (2007), que estudaram o crescimento do camarão *M. amazonicum* da Ilha do Combú (Pará). Para isso, foram coletados exemplares em três períodos: dezembro-janeiro/2002, setembro-outubro/2002 e abril-maio/2003. Desta forma, os pesquisadores identificaram que as fêmeas apresentaram menor crescimento em todos os períodos. Segundo Valenti (1987), essa diferença no tamanho entre machos e fêmeas ocorre devido ao fato de que os machos apresentam o cefalotórax e o segundo quelípodo

proporcionalmente mais desenvolvidos e que as fêmeas utilizam suas reservas energéticas para a maturação das gônadas, reduzindo assim a sua taxa de crescimento.

Foi encontrada uma maior concentração de Mn e Pb em machos quando comparados as fêmeas. Simonetti *et al.* (2011) afirmaram que o sexo é um dos fatores biológicos intrínsecos que podem influenciar a bioconcentração de metais pesados em crustáceos decápodes. Pourang *et al.* (2004) observaram que as fêmeas da Família Penaeidae apresentam menor concentração de metais pesados. Esses pesquisadores justificaram este fenômeno relacionando a um crescimento mais rápido por parte das fêmeas. Entretanto, os pesquisadores também afirmaram que o crescimento mais rápido não é necessariamente uma carga corporal total maior. Olgunoğlu *et al.* (2015) encontraram maior concentração dos metais Cd, Pb, Cu, Zn e Fe em machos do que em fêmeas do camarão gigante vermelho *Aristaeomorpha foliacea*, afirmando que esta diferença pode ser resultado das diferenças nas atividades metabólicas entre os machos e as fêmeas, e o camarão do sexo de crescimento mais rápido (geralmente a fêmea) pode ser esperado conter concentrações mais baixas de metais.

Em relação à concentração de metais pesados, além da localização, na qual os animais se encontram, há também variações sazonais. As concentrações de Cd, Cr, Hg e Pb nos organismos aquáticos variaram muito ao longo do ano, demonstrando maiores concentrações no verão e outono, como explicitado por Yu *et al.* (2020). De acordo com Yilmaz e Yilmaz (2007), as variações sazonais observadas na carga de metais pesados no camarão Peneídeo *Penaeus semisulcatus* são atribuídas às alterações na taxa de alimentação, bem como à dinâmica lipídica dos tecidos e o crescimento dos animais. Portanto, a estação em que se encontra o animal, pode influenciar na carga corporal de metais pesados. Essa variabilidade sazonal pode resultar de ciclos biológicos internos do organismo ou de mudanças na disponibilidade dos metais no organismo. Esses mesmos autores destacaram as diferenças de concentração de metais pesados em machos e fêmeas nas diferentes estações do ano e foi observada maiores concentrações em camarões machos coletados entre julho e outubro (verão no hemisfério Norte), que coincidem com o pico de temperatura da água do mar na região estudada. No presente estudo, machos são maiores e têm maior capacidade de concentrar metais pesados no organismo (Mn e Pb). Desta maneira, além de se levar em consideração a região coletada, o gênero e a estação do ano também são fatores importantes.

A presença de metais pesados é um fator limitante ao crescimento e a sobrevivência dos camarões. Santana e Barroncas (2007) fizeram um estudo avaliando a presença de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus (AM),

identificando concentrações de metais pesados muito acima dos permitidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA. De forma semelhante, também encontramos no presente estudo, níveis de metais mais elevados que os preconizados como máximos pelas agências ambientais, o que denota preocupação com relação à contaminação dos animais para consumo e para o cultivo nas regiões estudadas.

Simas *et al.* (2001) criaram um modelo preditivo que consiste em cinco submodelos acoplados, que simulam crescimento, dinâmica populacional, transporte de metais na parte abiótica do sistema, bioacumulação de metais no nível do organismo e escalonamento da contaminação individual para a escala populacional com o objetivo de avaliar os efeitos subletais dos metais pesados no crescimento de camarões. Os referidos autores concluíram que a redução do crescimento, devido à toxicidade do metal, é suficiente para causar uma diminuição nos números de exemplares da população afetando o crescimento de fêmeas e machos.

De maneira geral, é conhecido que as concentrações celulares e as necessidades de metais mudam em resposta às necessidades metabólicas relacionadas ao crescimento, reprodução, desenvolvimento e diferenciação celular (Pourang *et al.*, 2004). É observado que em ambientes não poluídos, camarões alteram significativamente as concentrações de metal nos tecidos e a composição metálica da metalotioneína durante o ciclo de muda (Pourang *et al.*, 2004). É conhecido um duplo papel da metalotioneína: comoceptor de Cu na degradação e como doador de cobre na síntese de hemocianina. Dessa maneira, a metalotioneína está ativamente envolvida neste processo de regulação em nível fisiológico e bioquímico, controlando o crescimento e reprodução (Engel e Brouwer, 1987). No entanto, os níveis de Cu encontrados nos animais coletados nos três pontos de estudos causaram preocupação, pois estão bem acima das concentrações máximas permitidas para a integridade da biota.

Em relação a utilização do *M. amazonicum* como reprodutores para a produção em cativeiro, deve se atentar às influências negativas das altas concentrações de metais pesados na capacidade reprodutiva e qualidade de prole. É relatado na literatura vários comprometimentos reprodutivos dos metais pesados em organismos aquáticos, incluindo redução do índice gonadosomático, fecundidade, taxa de eclosão, sucesso da fertilização e forma anormal dos órgãos reprodutivos (Gupta *et al.*, 2021). Além disso, os metais pesados afetam severamente o desenvolvimento embrionário (Wang *et al.*, 2020).

Como uma fonte de alimento para os seres humanos, os camarões são uma excelente fonte de proteínas, vitaminas, minerais e ácidos graxos essenciais (ômega-3) (Olmedo *et al.*,

2013). Além disso, se os humanos forem expostos a mais de um metal pesado ao mesmo tempo, eles podem sofrer efeitos combinados ou interativos (Loaiza *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2020). Na alimentação desses animais na natureza, eles adquirem contaminantes do ambiente pela ingestão de alimento ou sedimentos, ou pela troca iônica de contaminantes dissolvidos através de membranas lipofílicas como as brânquias, ou pela adsorção em tecidos e superfícies de membranas (Carneiro *et al.*, 2011). Assim como o que fora descrito para o Cu e o Mn, a maior concentração de Cr em camarões da região do arquipélago de Bailique, demonstra um alerta para a pesca, para consumo e coleta de reprodutores (e juvenis) visando o cultivo de *M. amazonicum* nesta região de estudo.

3.5 Conclusão

Foi possível observar que há maiores concentrações dos metais estudados (Cu, Mn, Pb e Cr) no material biológico coletado de machos de *M. amazonicum*. Além disso, a região, na qual os animais se encontram, também influencia a maior concentração de metais pesados. Portanto, regiões com maior atividade antrópica, como a Ilha de Santana, possuem maior presença de metais pesados nos camarões. Maior atenção deve ser dada aos metais Mn, Cu e Cr, oriundos, majoritariamente, da atividade mineradora, em função dos elevados níveis encontrados nos camarões nas diferentes regiões de estudo. Novos estudos deverão ser realizados com outros poluentes e em outros pontos de coleta visando uma possível definição de organismos mais íntegros para consumo de animais obtidos da pesca e da atividade aquícola.

3.6 Referências

- AHEARN, G. A.; MANDAL, P. K.; MANDAL, A., 2004. Mechanisms of heavy-metal sequestration and detoxification in crustaceans: a review. *J. Comp. Physiol. B.* 174(6), 439–452. <https://doi.org/10.1007/s00360-004-0438-0>
- BAGATTO, G.; ALIKHAN, M. A., 1987. Zinc, iron, manganese, and magnesium accumulation in crayfish populations near copper-nickel smelters at Sudbury, Ontario, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38(6). <https://doi.org/10.1007/BF01609098>
- BAKI, M. A.; HOSSAIN, M. M.; AKTER, J.; QURAIISHI, S. B.; SHOJIB, M. F. H.; ULLAH, A. A.; Khan, 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>
- BIANCHINI, A.; MARTINS, S. E. G.; BARCAROLLI, I. F., 2004. Mechanism of acute copper toxicity in euryhaline crustaceans: implications for the Biotic Ligand Model. *Internat. Congress Ser.* 1275, 189–194. <https://doi.org/10.1016/j.ics.2004.08.074>
- BONSIGNORE, M., MANTA, D. S.; SHARIF, E. A. A. T.; D'AGOSTINO, F.; TRAINA, A.; QUINCI, E. M.; SPROVIERI, M., 2018. Marine pollution in the Libyan coastal area: Environmental and risk assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 340–352. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.043>
- BUENO, A. A.; BONATTO, C. R.; ALMEIDA, A. C., 2019. Influência de variáveis ambientais na abundância sazonal e crescimento relativo de *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea: Decapoda: Caridea): variações de uma população continental. *Iheringia Sér. Zool.* 109. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019018>
- CAPPARELLI, M.; ABESSA, D. M.; MCNAMARA, J. C., 2016. Effects of metal contamination in situ on osmoregulation and oxygen consumption in the mudflat fiddler crab *Uca rapax* (Ocypodidae, Brachyura). *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 185–186, 102–111. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.03.004>
- CARBAJAL-HERNÁNDEZ, J. J.; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, L. P.; CARRASCO-OCHOA, J. A.; MARTÍNEZ-TRINIDAD, J. F., 2012. Immediate water quality assessment in shrimp culture using fuzzy inference systems. *Expert Syst. Appl.* 39(12), 10571–10582. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2012.02.141>
- CARMO, C. A., ABESSA, D. M. S.; MACHADO-NETO, J. G., 2011. Metais em águas, sedimentos e peixes coletados no estuário de São Vicente-SP, Brasil. *O Mundo da Saúde*, 35(1), 64–70. http://bvsm.s.saude.gov.br/bvs/artigos/metais_aguas_sedimentos_peixes_estuario_sao_vicente%20.pdf
- CARNEIRO, C. S.; MARSICO, E. T.; JESUS, E. F. O.; RIBEIRO, R. O. R., FARIA-BARBOSA, R., 2011. Trace elements in fish and oysters from Sepetiba Bay (Rio de Janeiro-Brazil) determined by total reflection X-ray fluorescence using synchrotron radiation. *Chem. Ecol.* 27(1), 1–8. <https://doi.org/10.1080/02757540.2010.529249>
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 454 de 1 de novembro de 2012.

- CONSALTER, B. G.; MIRANDA, D. M.; SOUZA, J. S.; FERRAREZI, A. D. M.; FERRAREZI, J. G.; GASQUES, L. S., 2019. Avaliação da contaminação por cobre e chumbo do lago Aratimbó - Umuarama - PR. Arq. Cienc. Saúde UNIPAR 23(2), 107–112. <https://doi.org/10.25110/arqsaude.v23i2.2019.6871>
- COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n° 1, de maio de 2008.
- COSTA, D. P.; CASTILHO, C. D. L., SANTOS, U. R. A. dos; GEMAQUE, T. C.; DAMASCENO, L. F.; LIMA, J. D. F., MIRANDA-FILHO, K. C., 2021. Effect of dietary carotenoids on reproducers of Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum*. Part 1: metabolism, morphometric/zootechnical indexes, body composition and gametes. J. Agric. Studies 9(2), 32–56. <https://www.macrothink.org/journal/index.php/jas/article/view/18156/14298>
- ENGEL, D. W.; BROUWER, M., 1984. Trace metal-binding proteins in marine molluscs and crustaceans. Mar. Environ. Res. 13, 177–94. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(84\)90029-1](https://doi.org/10.1016/0141-1136(84)90029-1)
- ERDOĞRUL, Z.; ATES, D. A., 2006. Determination of cadmium and copper in fish samples from Sir and Menzelet Dam Lake Kahramanmaraş, Turkey. Environ. Monit. Assess. 117, 281–290. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-0806-1>.
- EUROPEAN COMMISSION. (2010). Commission Regulation (EU) No 165/2010 of 26 February 2010 amending Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs as regards aflatoxins. Off. J. Eur. Union, 50, 8–12.
- FREITAS-MUNIZ, D.H.; OLIVEIRA-FILHO, E. C., 2006. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. Univ. Ci. Saúde 4(1), 83–100. <https://doi.org/10.5102/UCS.V4I1.24>
- GISSI, F.; STAUBER, J. L.; BINET, M. T.; TRENFIELD, M. A.; VAN DAM, J. W.; JOLLEY, D. F., 2018. Assessing the chronic toxicity of nickel to a tropical marine gastropod and two crustaceans. Ecotox. Environ. Saf. 159, 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.010>
- GOKOGLU, N.; YERLIKAYA, P.; GOKOGLU, M., 2008. Trace elements in edible tissues of three shrimp species (*Penaeus semisulcatus*, *Parapenaeus longirostris* and *Palaemon serratus*). J. Sci. Food Agric. 88(2), 175–178. <https://doi.org/10.1002/jsfa.3086>

- GU, Y.G.; LIN, Q.; WANG, X. H.; DU, F. Y.; YU, Z. L.; HUANG, H. H., 2015. Heavy metal concentrations in wild fishes captured from the South China Sea and associated health risks. *Mar. Pollut. Bull.* 96, 508–512. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.022>.
- GUPTA, G.; SRIVASTAVA, P. P.; KUMAR, M.; VARGHESE, T.; CHANU, T. I.; GUPTA, S.; JANA, P., 2021. The modulation effects of dietary zinc on reproductive performance and gonadotropins' (FSH and LH) expression in threatened Asian catfish, *Clarias magur* (Hamilton, 1822) broodfish. *Aquac. Res.* 52(5), 2254–2265.
- HERNANDEZ, J. J. C.; FERNANDEZ, L. P. S.; POGREBNYAK, O., 2011. Assessment and prediction of water quality in shrimp culture using signal processing techniques. *Aquac. Int.* 19(6), 1083–1104. <https://doi.org/10.1007/s10499-011-9426-z>
- JIANG, Q. T.; HEA, J. Y.; YEA, G.Q.; CHRISTAKOS, G., 2018. Heavy metal contamination assessment of surface sediments of the East Zhejiang coastal area during 2012–2015. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 163, 444–455. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.107>
- LAHMAN, S. E.; TRENT, K. R.; MOORE, P. A., 2015. Sublethal copper toxicity impairs chemical orientation in the crayfish, *Orconectes rusticus*. *Ecotox. Environ. Saf.* 113, 369–377. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.022>
- LIMA, D. P. D.; SANTOS, C.; SILVA, R.D.S.; YOSHIOKA, E. T. O., BEZERRA, R. M., 2015. Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. *Acta Amazon.* 45(4), 405–414. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201403995>
- LOAIZA, I.; TROCH, M. D.; BOECK, G. D., 2018. Potential health risks via consumption of six edible shellfish species collected from Piura-Peru. *Agric. Sci. China* 159, 249–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.005>
- MACEDA-VEIGA, A.; MONROY, M.; SOSTOA, A. de, 2012. Metal bioaccumulation in the Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) in a Mediterranean River receiving effluents from urban and industrial wastewater treatment plants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 76, 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.013>
- MACEDO, J. A. B., 2002. *Introdução à Química Ambiental (Química & Meio Ambiente & Sociedade)*. Editora SRQ, 1. ed. MG.
- OLGUNOĞLU, M. P.; OLGUNOĞLU, Ğ. A.; BAYHAN, Y. K., 2015. Heavy Metal Concentrations (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) in Giant Red Shrimp (*Aristaeomorpha foliacea* Risso 1827) from the Mediterranean Sea. *Pol. J. Environ. Stud.* 24(2). <https://doi.org/10.15244/pjoes/33201>

- OLMEDO, P.; HERNÁNDEZ, A. F.; PLA, A.; FEMIA, P.; NAVAS-ACIEN, A.; GIL, F., 2013. Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury–selenium balance. *Food Chem. Toxicol.* 62, 299–307. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2013.08.076>
- POURANG, N.; DENNIS, J. H.; GHOURCHIAN, H., 2004. Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein. *Ecotoxicology* 13(6), 519–533. <https://doi.org/10.1023/b:ectx.0000037189.80775.9c>
- POURANG, N.; DENNIS, J. H.; GHOURCHIAN, H., 2005. Distribution of heavy metals in *Penaeus semisulcatus* from Persian Gulf and possible role of metallothionein in their redistribution during storage. *Environ. Monit. Assess.* 100(1), 71–88. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-7061-8>
- RAINBOW, P. S.; LUOMA, S. N.; 2011. Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates - Modelling zinc in crustaceans. *Aquat. Toxicol.* 105, 455–465. <https://doi:10.1016/j.aquatox.2011.08.001>
- SAMPAIO, I. B. M., 2007. Estatística aplicada à experimentação animal (No. 519.5). Fundação de Estudo e Pesquisa em Medicina Veterinária.
- SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. D. S. R., 2007. Heavy metal (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) study in the Tarumã-Açu Basin Manaus (AM). *Acta Amazon.* 37(1), 111–118. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672007000100013>
- SANTOS, L. V. R.; COELHO-FILHO, P. A., 2021. An update of the amazon prawn (*Macrobrachium amazonicum*) distribution in the low course of the São Francisco River (northeast Brazil). *Neotrop. Biol. Conserv.* 16, 105–114. <https://doi.org/10.3897/neotropical.16.58895>
- SILVA, F. N. L.; SILVA, F. R.; MANGAS; T. P., OLIVEIRA, L. C. de; MACEDO, A. R. G.; MEDEIROS, L. R.; CORDEIRO, C. A. M., 2017. O comércio do camarão-da-Amazônia (*Macrobrachium amazonicum*) na cidade de Breves-Pará-Brasil. *PUBVET* 11, 313–423. <http://dx.doi.org/10.22256/PUBVET.V11N4.320-326>
- SILVA, M. C. N.; FRÉDOU, F. L.; ROSA-FILHO, J. S., 2007. Estudo do crescimento do camarão *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) da Ilha de Combú, Belém, Estado do Pará. *Amazônia: Cien. Desenv.* 2(4), 85–104.

- SILVA, S. C., 2016. Metais no meio ambiente aquático. Portal de Ecologia Aquática. São Paulo. Simas, T.C., Ribeiro, A.P., Ferreira, J.G., 2001. Shrimp - a dynamic model of heavy-metal uptake in aquatic macrofauna Environ. Toxicol. Chem. 20(11), 2649–2656. <https://doi.org/10.1002/etc.5620201134>
- SIMONETTI, P.; BOTTE, S. E.; FIORI, S. M.; MARCOVECCHIO, J. E., 2012. Heavy-metal concentrations in soft tissues of the burrowing crab *Neohelice granulata* in Bahía Blanca Estuary, Argentina. Arch. Environ. Contam. 62(2), 243–253. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9692-9>
- TIWARI, A.K.; SINGH, P. K.; SINGH, A. K.; MAIO, M. de, 2016. Estimation of heavy metal contamination in groundwater and development of a heavy metal pollution index by using GIS technique. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 96(4), 508–515. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1750-6>
- TU, N. P. C.; HA, N. N.; IKEMOTO, T.; TUYEN, B. C.; TANABE, S.; TAKEUCHI, I., 2008. Bioaccumulation and distribution of trace elements in tissues of giant river prawn *Macrobrachium rosenbergii* (Decapoda: Palaemonidae) from South Vietnam. Fish Sci. 74(1), 109–119. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2007.01474.x>
- VALENTI, W. C. 1987. Comportamento reprodutivo de camarões de água doce. Encontro Anual de Etologia, 1–3.
- WAFI, H. N., 2015. Assessment of heavy metals contamination in the Mediterranean Sea along Gaza coast—A case study of Gaza fishing harbor (Doctoral dissertation, Al Azhar University Gaza).
- WANG, R. F.; ZHU, L. M.; ZHANG, J.; AN, X. P.; YANG, Y. P.; SONG, M.; ZHANG, L. (2020). Developmental toxicity of copper in marine medaka (*Oryzias melastigma*) embryos and larvae. Chemosphere, 247, 125923.
- YILMAZ, A. B.; YILMAZ, L., 2007. Influences of sex and seasons on levels of heavy metals in tissues of green tiger shrimp (*Penaeus semisulcatus* de Hann, 1844). Food Chem. 101(4), 1664–1669. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2006.04.025>
- YU, B.; WANG, X.; DONG, K. F.; XIAO, G.; MA, D., 2020. Heavy metal concentrations in aquatic organisms (fishes, shrimp and crabs) and health risk assessment in China. Mar. Pollut. Bull. 159, 111505. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111505>
- ZENKER, A.; CICERO, M. R.; PRESTINACI, F.; BOTTONI, P.; CARERE, M., 2014. Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the

aquatic environment. J. Environ. Manage. 133, 378–387.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.017>

ZHANG, C. N.; LI, X. F.; TIAN, H. Y.; ZHANG, D. D.; JIANG, G. Z.; LU, K. L.; LIU, G. X.; LIU, W. B., 2015. Effects of fructooligosaccharide on immune response, antioxidant capability and HSP70 and HSP90 expressions of blunt snout bream (*Megalobrama amblycephala*) under high ammonia stress. Fish Physiol. Biochem. 41, 203–217.

<https://doi.org/10.1007/s10695-014-0017-6>

ZHAO, M.; YAO, D.; LI, S.; ZHANG, Y.; AWEYA, J. J., 2020. Effects of ammonia on shrimp physiology and immunity: a review. Rev. Aquac. 12(4), 2194–2211.

<https://doi.org/10.1111/raq.12429>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Crustáceos de distintas espécies possuem a capacidade de bioacumular metais pesados do ambiente, sendo estes contaminantes oriundos, principalmente da ação antropogênica. Uma vez em contato com esses poluentes, danos severos aos organismos como alterações fisiológicas, histológicas, inclusive no DNA, podem refletir no retardo do crescimento, chegando a mortalidade dos organismos expostos aos efeitos deletérios dos metais.

As concentrações dos metais avaliados na região acendem um alerta sobre a poluição na nas áreas de estudo.

Há diferenças nas concentrações dos metais estudados (Cu, Mn, Pb, Cr) em relação ao gênero de *M. amazonicum*, na qual machos apresentaram maior concentração de Mn e Pb do que em fêmeas. Além disso, a região na qual os animais se encontram também influencia a concentração de metais pesados nos organismos. Portanto, em regiões com maior atividade antrópica, como por exemplo a atividade mineradora, haverá maior presença de metais pesados nos organismos da região.

Maiores estudos sobre a integridade do sedimento e água associados à coleta e consumo de *M. amazonicum* nas regiões de Mazagão, Ilha de Santana e no Arquipélago Fluvial do Bailique na foz do rio Amazonas devem ser executados, bem como estudos sobre a população da região.